

Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter

Flemming Møller
Stig Per Andersen
Peter Grau
Henrik Huusom
Troels Madsen
Jørgen Nielsen
Lisbeth Strandmark

*Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøstyrelsen
Skov- og Naturstyrelsen*

Februar 2000

Datablad

Titel: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter

Forfattere: Flemming Møller, Stig Per Andersen, Peter Grau, Henrik Huusom, Troels Madsen, Jørgen Nielsen, Lisbeth Strandmark

Udgivere: Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen

URL: <http://www.dmu.dk>

Udgivelsestidspunkt: Marts 2000

Tekst: Annette Dam

Omslagsfoto: Biofoto: Gert S. Laursen, Erik Thomsen, Jens Dahl Mikkelsen

Bedes citeret: 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. 464 s.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Redaktionen afsluttet: December 1999

ISBN: 87-7772-532-8



Tryk: Scanprint, ISO 14001 Miljøcertificeret, EMAS Miljøregistreret DK-S-0015. ISO 9002 kvalitetsgodkendt. Tryk med vegetabiliske trykfarver uden opløsningsmidler

Papirkvalitet: Indhold: Munken Book Cream, 90 g
Omslag: White Card Galerie, 270 g

Sidetal: 464

Oplag: 500 stk.

Pris: Kr. 250,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

Købes hos:

<i>Danmarks Miljøundersøgelser</i>	<i>Miljøbutikken</i>
<i>Frederiksborgvej 399</i>	<i>Information og bøger</i>
<i>Postboks 358</i>	<i>Læderstræde 1-3</i>
<i>4000 Roskilde</i>	<i>1201 København K</i>
<i>Tlf. 4630 1200</i>	<i>Tlf. 3395 4000</i>
<i>Fax 4630 1114</i>	<i>Fax 3392 7690</i>

INDHOLD

Forord	1
Indledning	5
DEL I Vurdering af enkeltstående miljøprojekter	
Indledning	11
KAPITEL 1 Problemformulering	13
1.1 Aktivitetsændringer og fastlæggelse af udgangssituationen	13
1.2 Projektvurderingssituationer	14
1.3 Vurderingsproblemstillinger	15
1.4 Sammenfatning	16
KAPITEL 2 Konsekvensbeskrivelse	19
2.1 Økonomiske og miljømæssige konsekvenser	19
2.1.1 <i>Økonomiske goder</i>	20
2.1.2 <i>Miljøeffekter og -goder</i>	21
2.1.3 <i>Måleenheder</i>	23
2.2 Afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen – direkte og indirekte konsekvenser	24
2.2.1 <i>Projektet som sådan</i>	24
2.2.2 <i>Produktionen og leveringen af input til projektet</i>	25
2.2.3 <i>Brugen og bortskaffelsen af projektets produkter</i>	26
2.2.4 <i>Aktiviteter som falder bort ved, at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de tre foregående aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse</i>	26
2.2.5 <i>Anden form for tilpasning til projektet</i>	27
2.2.6 <i>Import og eksport</i>	28
2.3 Opgørelsen af projektets direkte og indirekte miljøbelastning ved brug af nationalregnskabet input/output-system	28
2.3.1 <i>Den direkte miljøbelastning</i>	28
2.3.2 <i>Miljøbelastningen fra produktionen af inputs til projektet</i>	29
2.3.3 <i>Reduceret miljøbelastning ved at produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse</i>	29
2.4 Geografisk afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen	31
2.5 Tidsmæssig afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen	33
2.6 Sammenfatning – konsekvensskemaet	34

2.6.1	<i>Direkte konsekvenser</i>	34
2.6.2	<i>Indirekte konsekvenser</i>	35
2.6.3	<i>Måleenheder, geografisk afgrænsning og tidsmæssig placering af konsekvenserne</i>	36
2.6.4	<i>Konsekvensskemaet</i>	36
Appendiks 2.1 Emissions- og beskæftigelseskoefficienter		39
KAPITEL 3 Vurdering af relativ fordelagtighed – prissætning		77
3.1	Det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag	77
3.2	Den basale teori vedrørende fastsættelsen af beregningspriser for økonomiske goder	80
3.2.1	<i>Markedsomsatte forbrugsgoder</i>	81
3.2.2	<i>Produktionsfaktorer, produktionsgoder og råvarer i en situation uden afgifter og subsidier</i>	83
3.2.3	<i>Produktionsfaktorer, produktionsgoder og råvarer i en situation med afgifter og subsidier</i>	85
3.3	Beregningspriser for økonomiske goder	88
3.3.1	<i>Beregningspriser for markedsomsatte forbrugsgoder</i>	88
3.3.2	<i>Beregningspriser på arbejdskraft</i>	89
3.3.3	<i>Beregningspriser på fast realkapital</i>	90
3.3.4	<i>Beregningspriser på produktionsfaktoren miljø – landbrugsjord, skove og fiskefarvande</i>	91
3.3.5	<i>Beregningspriser på udtømmelige råstoffer såsom kulbrinter og metaller</i>	94
3.3.6	<i>Beregningspriser på fornybare råstoffer såsom drikkevand</i>	96
3.3.7	<i>Beregningspriser på producerede produktionsgoder</i>	98
3.3.8	<i>Import og eksport af varer og tjenester samt ensidige valutaoverførsler</i>	99
3.3.9	<i>Den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor</i>	100
3.3.10	<i>Den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder</i>	101
3.3.11	<i>Sammenfatning</i>	102
3.4	Beregningspriser på miljøeffekter og -goder	103
3.4.1	<i>Prissætning af miljøkonsekvenser – er det relevant, og har det mening</i>	103
3.4.2	<i>Det velfærdsøkonomiske prissætningsgrundlag – Compensating Surplus</i>	105
3.4.3	<i>Prissætning baseret på komplementaritet – Travel Cost metoden</i>	108
3.4.4	<i>Prissætning baseret på substitution – døds- og sygdomsrisici</i>	111
3.4.5	<i>Prissætning baseret på den hedoniske prisfunktion – miljøkvalitet og ejendomspriser</i>	114
3.4.6	<i>Prissætning baseret på interviews – Contingent Valuation</i>	118

3.4.7	<i>Prissætning ud fra omkostningerne ved at opfylde givne miljømålsætninger</i>	123
3.4.8	<i>Sammenfatning</i>	124
3.5	Afslutning	126
Appendiks 3.1	Anvendelsen af faktorpriser som beregningspriser	127
Appendiks 3.2	Danske forsøg på at fastsætte beregningspriser for forskellige miljøgoder	131
KAPITEL 4	Det tidsmæssige aspekt - diskontering	135
4.1	Det basale diskonteringsprincip - nutidsværdiberegning og annuisering	135
4.2	Beslutningskriterier	136
4.3	Begrundelserne for at diskontere og valget af kalkulationsrente	136
4.4	Forrentningsfaktoren - skyggeprisen på kapital	141
4.5	Diskontering af ikke-prissatte konsekvenser	143
4.6	Hensynet til fremtidige generationer	146
4.7	Sammenfatning	149
KAPITEL 5	Det samlede velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag	151
5.1	Det velfærdsøkonomiske overskud	151
5.2	Usikkerhed	153
5.2.1	<i>Kilderne til usikkerhed</i>	153
5.2.2	<i>Følsomhedsberegninger</i>	154
5.2.3	<i>Beslutningskriterier under usikkerhed</i>	156
5.2.4	<i>Risikovurdering</i>	157
5.3	Etik og æstetik	158
5.3.1	<i>Miljøets funktioner og værdier</i>	158
5.3.2	<i>Nytte og rettigheder</i>	159
5.4	Sammenfatning	162
KAPITEL 6	Budgetøkonomisk vurdering - fordelingskonsekvenser	165
6.1	Opgørelsen af de budgetøkonomiske konsekvenser	166
6.2	Indkomstfordelingsvægte	170
6.3	Sammenfatning - fordelingskemaet	172

DEL II	Omkostningseffektiv opfyldelse af en given målsætning og vurdering af strukturelle ændringer - herunder styringsmæssige indgreb	
Indledning		175
KAPITEL 7	Omkostningskurven for miljøforbedringer	179
7.1	Cost Effectiveness Analyse	179
7.2	Metoder til opbygning af omkostningskurven	180
7.2.1	<i>Simpel rangordning</i>	181
7.2.2	<i>Rangordning hvor der tages hensyn til gensidigt udelukkende projekter</i>	182
7.2.3	<i>Betinget rangordning</i>	183
7.2.4	<i>Simulering af forskellige kombinationer af foranstaltninger - rangordning af scenarier</i>	183
7.2.5	<i>Omkostningsminimering gennem løsning af et programmeringsproblem</i>	185
7.3	Sammenfatning	187
KAPITEL 8	Vurdering af strukturelle ændringer	189
8.1	De teoretiske velstandsændringsmål - Compensation Variation og Equivalent Variation	189
8.1.1	<i>Definition af CV og EV</i>	189
8.1.2	<i>Den kompenserede efterspørgselsfunktion og Consumer's Surplus</i>	192
8.2	De praktiske muligheder for vurdering af strukturelle ændringer	196
8.2.1	<i>Adfærdsbeskrivende modeller</i>	197
8.2.2	<i>Velfærdsøkonomisk vurdering af styringsmæssige indgreb</i>	204
8.2.3	<i>Bottom up og top down analyser</i>	207
8.3	Mulighederne for at opbygge egentlige miljøstrategier	209
DEL III	Praktiske eksempler	
Indledning		213
KAPITEL 9	Bortskaffelse af spildolie	217
9.1	Produktionen og anvendelsen af spildolier	217
9.2	Problemformulering	218
9.3	Konsekvensbeskrivelse - de tre anvendelsesmuligheders resource- og miljømæssige konsekvenser	219
9.3.1	<i>Genraffinering af spildolie til fuelolie</i>	219
9.3.2	<i>Oparbejdning af en del af spildolien til baseolie samt genraffinering af resten af spildolien til fuelolie</i>	223

9.3.3	<i>Anvendelse af spildolien som støttebrændsel på Kommunekemi</i>	225
9.3.4	<i>Konsekvensskemaet</i>	228
9.4	Velfærdsøkonomisk analyse	230
9.4.1	<i>Genraffinering til fuelolie</i>	231
9.4.2	<i>Oparbejdning til baseolie og genraffinering til fuelolie</i>	235
9.4.3	<i>Anvendelsen af spildolien som støttebrændsel</i>	236
9.4.4	<i>Sammenfatning</i>	237
9.5	Budgetøkonomisk analyse	238
KAPITEL 10 Genanvendelse af støberiaffaldssand		239
10.1	Genanvendelsesproblemstillingen generelt	239
10.2	Problemformulering - beskrivelse af det betragtede genanvendelsesscenarie	242
10.2.1	<i>Problemstillingen</i>	242
10.2.2	<i>Genanvendelsesscenariet - den betragtede løsningsmulighed</i>	243
10.3	De reale konsekvenser ved at etablere et anlæg til regenerering af støberiaffaldssand	246
10.3.1	<i>Forudsætninger</i>	246
10.3.2	<i>Konsekvensskemaet</i>	247
10.4	Den budgetøkonomiske kalkule	252
10.4.1	<i>Prisforudsætninger</i>	253
10.4.2	<i>Produktionsanlæggenes økonomi</i>	256
10.4.3	<i>Støberiernes økonomi</i>	259
10.4.4	<i>Den samlede budgetøkonomi i genanvendelse af støberiaffaldssand</i>	262
10.5	Den velfærdsøkonomiske kalkule	263
10.5.1	<i>Beregningsprisforudsætninger</i>	264
10.5.2	<i>Det velfærdsøkonomiske overskud ved genanvendelse af støberiaffaldssand</i>	270
10.5.3	<i>Følsomhedsberegninger</i>	272
KAPITEL 11 Restaureringen af Brede Å		277
11.1	Baggrunden for og resultatet af restaureringen	277
11.1.1	<i>Situationen før restaureringen</i>	277
11.1.2	<i>Effekten af de gennemførte foranstaltninger</i>	280
11.2	Problemformulering	281
11.3	Konsekvensbeskrivelse	282
11.3.1	<i>Beskrivelse af de faktisk gennemførte projekter</i>	282

11.3.2	<i>Tidshorisont</i>	283
11.3.3	<i>Konsekvensskemaet</i>	285
11.3.4	<i>Anlægs- og projekteringskonsekvenserne</i>	285
11.3.5	<i>Drift og vedligeholdelse af området</i>	289
11.3.6	<i>Landbrugsproduktionen</i>	290
11.3.7	<i>Direkte miljøkonsekvenser</i>	299
11.3.8	<i>Indirekte miljøkonsekvenser</i>	303
11.3.9	<i>Udenlandske fisketurister</i>	306
11.4	Velfærdsøkonomisk analyse	308
11.4.1	<i>Anlæg</i>	309
11.4.2	<i>Projektering</i>	314
11.4.3	<i>Drift</i>	314
11.4.4	<i>Landbrugsproduktionen</i>	314
11.4.5	<i>Miljøkonsekvenserne</i>	323
11.4.6	<i>Udenlandske fisketurister</i>	327
11.4.7	<i>Produktionsstøtte – MVJ-ordningen</i>	330
11.4.8	<i>Det velfærdsøkonomiske overskud</i>	330
11.5	Budgetøkonomisk analyse	335
11.5.1	<i>Finansieringen af investeringsudgifter og erstatninger</i>	335
11.5.2	<i>Staten</i>	337
11.5.3	<i>Sønderjyllands Amt</i>	338
11.5.4	<i>Løgumkloster Kommune</i>	339
11.5.5	<i>EU</i>	340
11.5.6	<i>Landmændene i Brede Å området</i>	341
11.5.7	<i>Turisterhvervet i Brede Å området</i>	341
11.5.8	<i>Sammenfatning af den budgetøkonomiske analyse</i>	342
KAPITEL 12	Skovrejsning – Vollerup Skov	343
12.1	Udgangssituationen	343
12.1.1	<i>Skovrejsningsplanen</i>	343
12.1.2	<i>Hidtidig arealanvendelse</i>	344
12.1.3	<i>Miljøproblemer</i>	345
12.2	Problemformulering	346
12.3	Konsekvensbeskrivelse	347
12.3.1	<i>Afgrænsning</i>	347
12.3.2	<i>Tidshorisont</i>	348
12.3.3	<i>Konsekvensskemaet</i>	348

12.3.4	<i>Skovrejsning</i>	350
12.3.5	<i>Fortsat landbrugsdrift</i>	354
12.3.6	<i>Direkte miljøkonsekvenser</i>	357
12.3.7	<i>Øvrige direkte samt indirekte miljøkonsekvenser</i>	366
12.4	Velfærdsøkonomisk analyse	368
12.4.1	<i>Opnået jordrenteindtjening i skovbruget</i>	369
12.4.2	<i>Mistet jordrenteindtjening i landbruget</i>	376
12.4.3	<i>Værdien af miljøkonsekvenserne</i>	378
12.4.4	<i>Sammenfatning af den velfærdsøkonomiske analyse</i>	383
12.5	Budgetøkonomisk analyse	385
12.5.1	<i>Staten</i>	385
12.5.2	<i>Landbrugerne</i>	389
12.5.3	<i>EU</i>	391
12.5.4	<i>Husholdningerne</i>	391
12.5.5	<i>De samlede budgetøkonomiske konsekvenser</i>	391
12.6	Privat skovrejsning	392
12.6.1	<i>Velfærdsøkonomi</i>	392
12.6.2	<i>Budgetøkonomi</i>	393
Appendiks 12.1	Konsekvensskemaer for de forskellige træarter	397
Appendiks 12.2	Velfærdsøkonomiske jordrenteberegninger for skovbruget	407
Appendiks 12.3	Velfærdsøkonomiske jordrenteberegninger for landbruget	425
KAPITEL 13	Brændstofeffektive personbiler	435
13.1	Personbilernes CO₂-emissioner og de samlede danske emissioner	435
13.2	Problemformulering	436
13.3	Potentialet for reduktion af CO₂-emissionerne	438
13.3.1	<i>Metode til beregning af CO₂-reduktionspotentialet</i>	438
13.3.2	<i>Potentialet for reduktion af CO₂-emissionerne</i>	440
13.4	De velfærdsøkonomiske omkostninger ved reduktion af CO₂-emissionerne	442
13.4.1	<i>Metode til beregning af de velfærdsøkonomiske omkostninger</i>	442
13.4.2	<i>De beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger</i>	445
13.5	Omkostningseffektiviteten	447
Appendiks 13.1	Bilagstabeller	449
Litteratur		457

Førord

Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og udgiver denne vejledning i Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter, fordi opmærksomheden i de senere år i stadig større grad er blevet rettet mod behovet for at afveje miljømæssige hensyn over for økonomiske. På den ene side er der grænser for, hvor store miljømæssige tab der vil være acceptable for at opnå en given økonomisk gevinst, og på den anden side ønsker man, at der opnås størst mulig miljømæssig gevinst af de økonomiske omkostninger, som afholdes til miljøformål.

Behovet for at afveje miljømæssige hensyn over for økonomiske afspejler den nære sammenhæng, som eksisterer mellem omfanget og karakteren af de økonomiske aktiviteter og omfanget af de forskellige miljøproblemer. Disse skabes i vid udstrækning af de økonomiske aktiviteter, og løsningen på problemerne ligger derfor i en ændring af aktiviteterne.

Ændringen af de samfundsøkonomiske aktiviteter kan ske ved at gennemføre en række forskellige foranstaltninger. Der tænkes her på projekter, administrative og lovmæssige indgreb, anvendelse af økonomiske styringsmidler samt udformningen af handlingsplaner. Den miljøøkonomiske analyse af foranstaltningerne gennemføres herefter med henblik på at finde frem til de fra et samfundsmæssigt og miljømæssigt synspunkt mest hensigtsmæssige foranstaltninger. Analysen omfatter både en deskriptiv analyse og en normativ analyse – dvs. en beskrivelse af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af foranstaltningerne og en vurdering af de forskellige foranstaltningers relative fordelagtighed.

Denne vejledning er primært rettet mod den normative analyse af projekter. Beskrivelsen af projekternes økonomiske og miljømæssige konsekvenser udgør ofte en integreret del af selve karakteristikkene af projekterne. En sådan konsekvensbeskrivelse er selvsagt en nødvendig forudsætning for efterfølgende at kunne vurdere projekternes fordelagtighed. Hovedvægten i vejledningen er dog lagt på at opstille retningslinier for vurderingen af konsekvenserne, idet det er vanskeligt at angive generelle retningslinier for, hvorledes konsekvenserne af vidt forskellige projekter skal opgøres. Dette må afhænge af projekternes karakter og af mulighederne for at fremskaffe de fornødne data. Vejledningen giver dog anvisninger på, hvilke typer af økonomiske og miljømæssige konsekvenser det normalt er relevant at inddrage i vurderingen. Gennem en række praktiske eksempler gøres der også forsøg på at belyse problemstillingen vedrørende fremskaffelsen af de for konsekvensbeskrivelsen nødvendige data.

Når der i denne vejledning tales om samfundsøkonomisk analyse, tænkes der hermed primært på en såkaldt velfærdsøkonomisk analyse i modsætning til nationaløkonomiske, budgetøkonomiske eller virksomhedsøkonomiske analyser. Hensigten med den velfærdsøkonomiske analyse er at opstille en indikator for den samfundsmæssige nytte af den betragtede foranstaltnings konsekvenser. Som indikator på nytten benyttes befolkningens betalingsvillighed udtrykt i såkaldte beregningspriser for de forskellige typer af konsekvenser. En meget central forudsætning for at kunne gennemføre den velfærdsøkonomiske analyse er altså, at befolkningen finder det meningsfuldt at tillægge konsekvenserne priser. Dette forudsætter, at løsningen af det opstillede problem anerkendes som en prioriteringsproblemstilling med flere løsningsmuligheder.

Vejledningen henvender sig til alle i miljøadministrationen, der arbejder med udformningen af samfundsøkonomisk hensigtsmæssige løsninger på vore miljøproblemer. Den kan også benyttes af konsulenter, der rådgiver miljømyndighederne i miljøøkonomiske spørgsmål.

Hensigten med vejledningen er at opstille et sammenhængende metodisk grundlag for praktisk samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Herved undgås, at et sådant grundlag skal udarbejdes, hver gang en projektvurderingsproblemstilling ønskes belyst. Samtidig sikres en vis konsistens i den måde, hvorpå miljøprojekter bliver vurderet. Dette har stor betydning for at kunne gennemføre en hensigtsmæssig prioritering af miljøindsatsen - også på tværs af miljøtemaerne.

Vejledningen er opdelt i tre dele:

- I. Vurdering af enkeltstående miljøprojekter
- II. Omkostningseffektiv opfyldelse af en given miljømålsætning og vurdering af strukturelle ændringer - herunder styringsmæssige indgreb
- III. Praktiske eksempler

Hovedvægten i fremstillingen er lagt på Del I og Del III, hvor den basale metode vedrørende samfundsøkonomisk vurdering af projekter i praksis gennemgås. I Del II udbygges fremstillingen til også at omfatte udformningen og vurderingen af egentlige strategier eller handlingsplaner på miljøområdet. Dette er en særdeles vanskelig opgave at løse i praksis, og anvisningerne har derfor mere karakter af metodiske anbefalinger og vurdering af de praktiske muligheder end af egentlige konkrete retningslinier.

Vejledningen er udarbejdet af en med deltagelse af følgende medarbejdere af følgende medarbejdere fra Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen:

Flemming Møller (DMU) - projektleder
Lisbeth Strandmark (MST) - Brede Å
Stig Per Andersen (MST) - Brede Å
Jørgen Nielsen (MST) - spildolie
Troels Madsen (MST) - spildolie
Peter Grau (MST) - spildolie
Henrik Huusom (SNS) - Vollerup skov

Emissionsoplysningerne fra nationalregnskabet's input-/output-system er venligst beregnet og stillet til rådighed af Ole Gravgård Pedersen fra Danmarks Statistik. Ole Olsen fra Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut har bistået med oplysninger om landbrugets produktionsøkonomiske forhold.

Udarbejdelsen af vejledningen har været fulgt af en følgegruppe med følgende medlemmer:

Hans S. Christensen (MST)
Troels Madsen (MST)
Jørgen Schou (MST)
Mette Skovgaard (MST)
Jens Peter Simonsen (SNS) (ultimo 1998 afløst af Peter Brostrøm)
Liselotte Brostrøm Nielsen (SNS) (ultimo 1998 afløst af Henrik Hagen Olesen)
Nicolai Zarganis (ENS)
Berit Hallam (DEP)
Henrik Hvidtfeldt (FSL)
Ingrid Salinas (GEUS)

For at lette læsningen af vejledningen er teoretiske afsnit skyggemarkeret. Disse afsnit kan springes over af den praktisk orienterede læser. Sammenfattende praktiske anbefalinger er tilsvarende rammemarkeret.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Indledning

Når der i denne vejledning tales om samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter, tænkes der mere præcist på en såkaldt velfærdsøkonomisk vurdering. Der kan således principielt skelnes mellem tre former for samfundsøkonomisk analyse - jf. Møller (1997).

- Budgetøkonomisk analyse (offentlige finanser, virksomhedsøkonomi og husholdningernes økonomi)
- Nationaløkonomisk analyse
- Velfærdsøkonomisk analyse

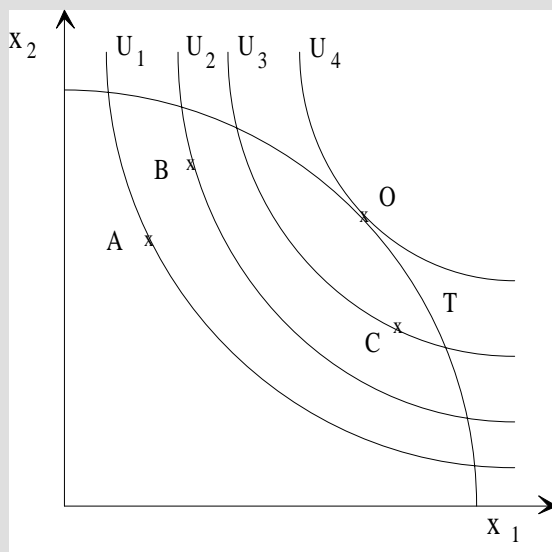
Den budgetøkonomiske analyse vedrører projektets økonomiske konsekvenser for de offentlige finanser, for virksomhederne og for husholdningerne. Der er tale om en ren pengestrømsanalyse med fokus på de nævnte økonomiske agents indkomstforhold. Analysen er derfor særdeles relevant for vurderingen af projektets indkomstfordelingskonsekvenser - jf. kapitel 6. Da disse normalt tillægges betydelig samfundsmæssig betydning, kan den budgetøkonomiske analyse udmærket opfattes som en integreret del af den samfundsøkonomiske analyse. I mange tilfælde opfatter man dog kun den nationaløkonomiske og den velfærdsøkonomiske analyse som de egentlige samfundsøkonomiske analyseformer.

Den nationaløkonomiske analyse vedrører projektets konsekvenser for en række nationalregnskabsstørrelser såsom bruttonationalproduktet, beskæftigelsen, det private og det offentlige forbrug samt betalingsbalancen. Hensigten med analysen er at beskrive, hvorledes disse forskellige mål for den samlede økonomiske aktivitet udvikler sig. Analysens formål er altså primært af deskriptiv karakter, selvom den normalt også tilføjes et vist normativt element, når en stigning i BNP anses for fordelagtig og et underskud på betalingsbalancen for uheldsmæssigt. Den nationaløkonomiske analyse er sjældent relevant, og den er under alle omstændigheder vanskelig at gennemføre i relation til enkeltstående projekter. Disse har normalt et sådant omfang, at deres nationaløkonomiske betydning formentlig er minimal. Det er endvidere vanskeligt at analysere projekter ved hjælp af de makroøkonomiske modeller, som traditionelt benyttes i forbindelse med nationaløkonomiske analyser. Sådanne analyser kan derimod være særdeles relevante i forbindelse med vurderingen af større økonomiske strukturelle ændringer og styringsmæssige indgreb - jf. Del II.

Den velfærdsøkonomiske analyses formål er klart normativt, idet hensigten med analysen er at pege på den mest hensigtsmæssige allokering af samfundets økonomiske ressourcer. Ud over en beskrivelse af konsekvenserne ved alterna-

tive anvendelsesmuligheder for ressourcerne omfatter analysen også en vurdering eller afvejning af fordele og ulemper ved alternativerne. Hensigten med samfundsøkonomisk projektvurdering er netop at foretage en sådan vurdering, og der er derfor tale om en velfærdsøkonomisk problemstilling.

Den velfærdsøkonomiske problemstilling kan anskueliggøres ved hjælp af figur 1.



Figur 1 Den velfærdsøkonomiske problemstilling

Samfundet kan med den givne mængde af ressourcer producere alle kombinationer af goderne x_1 og x_2 , der ligger inden for området afgrænset af transformationskurven, T. Godet x_1 kan være en normal markedsomsat vare, mens godet x_2 kan være miljøkvalitet. Transformationskurven angiver altså, at en meget stor vareproduktion kun kan gennemføres med temmelig ringe miljøkvalitet til følge - og omvendt. Kurverne U_1 , U_2 og U_3 er såkaldte indifferenskurver, der angiver de sammensætninger af goderne x_1 og x_2 , der giver samfundet samme velfærdsniveau - velfærdsniveauet $U_3 > U_2 > U_1$.

Hvis samfundet befinder sig i situation A med velfærdsniveauet U_1 , er det indlysende, at det vil være hensigtsmæssigt at gennemføre et projekt, der fører samfundet over i situation B. I denne situation er udbudet af såvel det markedsomsatte gode som af miljøkvalitet blevet forøget - situation B ligger da også på

en højere indifferenskurve end A. Det egentlige velfærdsøkonomiske problem opstår imidlertid, hvis man ønsker at vurdere om et projekt, fører samfundet fra enten situation A eller B over i situation C. I denne situation opnår samfundet flere markedsomsatte goder; men miljøkvaliteten bliver forringet. Af figuren fremgår det, at C ligger på et højere velfærdsniveau end både A og B, hvorfor projektet bør gennemføres. I situation C udnyttes samfundets ressourcer bedre end i situation A og B. Den optimale situation for samfundet er situationen O, hvor det maksimalt mulige nytteniveau U_4 opnås.

Gennem den velfærdsøkonomiske analyse vurderes det altså, om det betragtede projekt indebærer en forbedring af velfærden i samfundet. Analysen skal derfor ses som et forsøg på at skabe et grundlag for at forbedre udnyttelsen af samfundets knappe ressourcer. For at gennemføre den velfærdsøkonomiske analyse er det imidlertid nødvendigt at opstille et samfundsmæssigt vurderingsgrundlag – dvs. et grundlag for at kunne foretage den ønskede afvejning af fordele og ulemper. Der vil blive redegjort nærmere for det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag i afsnit 3.1.

Den velfærdsøkonomiske analyse er ikke den eneste mulighed for at vurdere projekter. Der er således udviklet en lang række beslutningsstøttesystemer – den såkaldte Multi Criteria Decision Making (MDCM), jf. Janssen (1992) og Lindeneg (1993) – hvor projektets konsekvenser på forskellig vis sammenvejes til en indikator på projektets fordelagtighed. Når disse metoder ikke omtales i denne vejledning, skyldes det, at de ikke kan siges at være omfattet af det analyseområde, som normalt betegnes som samfundøkonomisk analyse. Der er således tale om metoder, hvor vurderingen baseres på en enkelt eller nogle få beslutningstageres præferencer. Dette er i modsætning til den velfærdsøkonomiske analyse, som principielt baseres på hele befolkningens præferencer.

Den velfærdsøkonomiske analyse skal heller ikke opfattes som det ultimative beslutningsgrundlag. Det hævdes således ikke

- at det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag dækker alle livets forhold
- at velfærden i samfundet udelukkende afhænger af materielt forbrug
- at alle relevante forhold omkring projektet absolut skal og kan prissættes
- at prisen på et gode er udtryk for dets værdi

Hensigten med analysen er alene at understøtte beslutningstagen ved at opgøre og sammenveje en række af projektets kvantificerbare konsekvenser på en konsistent og klart fortolkelig måde. Der vil normalt være en række andre forhold omkring projektet – etiske forhold, æstetiske forhold, organisatoriske forhold osv. – som det vil være relevant at inddrage i beslutningsprocessen på linie med

resultaterne af den velfærdsøkonomiske analyse. Analysen har primært sin styrke i forbindelse med prioriteringsproblemstillinger som den, der blev anskueliggjort i figur 1. Dette forudsætter imidlertid, at der er bred accept i samfundet af, at der er tale om en sådan problemstilling. Projekter, som fx indebærer uacceptable miljøkonsekvenser på kort eller langt sigt, falder altså uden for analysens relevansområde.

Ved at også andre konsekvenser end projektets konsekvenser for udbudet af markedsomsatte goder inddrages i analysen, er det klart, at vurderingsgrundlaget ikke alene er koncentreret om projektets konsekvenser for det materielle forbrug. Det vil måske alligevel være mest korrekt at præsentere formålet med den velfærdsøkonomiske analyse som et forsøg på at måle ændringen i velfærd - udbudet af markedsomsatte goder og miljøgoder - og ikke i velfærd, der også omfatter en lang række andre levevilkår.

Når sammenvejningen af projektets konsekvenser sker ved at prissætte konsekvenserne, skyldes det ikke, at værdien opgjort i kr. og ører i sig selv er interessant. Den monetære måleenhed tjener alene som en praktisk hensigtsmæssig enhed for den benyttede velfærdsindikator. Da ikke alle velfærdsrelevante forhold er omfattet af analysen, er det heller ikke hensigten, at alle projektets konsekvenser absolut skal prissættes. Det viser sig også oftest, at mange konsekvenser - især miljøkonsekvenser - som det principielt vil være relevant og meningsfuldt at prissætte, i praksis er meget vanskelige at tillægge en pris. Omvendt må man sige, at beslutninger på miljøområdet reelt afspejler en implicit prissætning eller afvejning af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser. Frem for at afvejningen gennemføres ved brug af implicite priser, må det anses for en fordel, at man gennem den velfærdsøkonomiske analyse forsøger at gøre prissætningen eksplicit. Dette kan være en fordel i forbindelse med den efterfølgende drøftelse og afvejning af projektets fordele og ulemper.

Den velfærdsøkonomiske analyse har især sin styrke i forbindelse med vurderingen af enkeltstående projekter, der kan opfattes som marginale ændringer i samfundets aktiviteter. Når ændringerne er marginale, kan det med rimelighed forudsættes, at de priser, som projektets forskellige konsekvenser tillægges, forbliver upåvirkede af projektet. Priserne er således ikke udtryk for de prissatte goders værdi, men alene for den vægt en marginal ændring i udbudet af ét gode tillægges i forhold til en marginal ændring i udbudet af et andet gode - det såkaldte marginale substitutionsforhold. Ved værdien af et gode forstås noget ganske andet. Fx må værdien af rent drikkevand anses for uendelig høj, fordi vandet er uundværligt. Dette udelukker dog ikke, at man meningsfuldt kan tale om prisen på en marginal ændring i udbudet af drikkevand.

I Del I og Del III behandles alene vurderingen af enkeltstående projekter - marginale ændringer - idet metoden beskrives i Del I, og en række praktiske eksempler på metodens anvendelse præsenteres i Del III. Vurderingen af større strukturelle ændringer giver anledning til en række problemer med hensyn til udformningen af velfærdsændringsindikatoren og prissætningen af konsekvenserne. Disse problemstillinger behandles i Del II.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Del I

Vurdering af enkeltstående miljøprojekter

Indledning

Ved et projekt forstås i det følgende en nøje afgrænset aktivitetsændring. Typiske eksempler på miljøprojekter omfatter således indførelsen af renere teknologi i tilknytning til en given produktionsproces, anlægget af et renseanlæg, etableringen et genanvendelsesanlæg for bestemte affaldsprodukter, et naturgenopretningsprojekt i form af genetableringen af en sø o.s.v. Det der karakteriserer disse eksempler er, at det i det enkelte tilfælde er veldefineret, hvilke ressourcer der direkte skal benyttes i forbindelse med projektet, og hvad resultatet af ressourceanvendelsen forventes at blive.

I visse tilfælde kan også andre typer af foranstaltninger opfattes som projekter - fx et forbud mod at anvende et bestemt kemisk stof i en given produktionsproces. Isoleret set karakteriseres projektet herefter ved, at brugen af det pågældende stof ophører; men det er imidlertid også nødvendigt at skønne over, hvilken tilpasning der i øvrigt vil ske i produktionsprocessen som følge af forbudet.

Herved kommer situationen i nogen grad til at minde om andre foranstaltninger af styringsmæssig karakter - indførelse af administrativt fastsatte grænseværdier og anvendelse af økonomiske styringsmidler såsom miljøafgifter. I disse tilfælde er der ikke tale om nøje afgrænsede aktivitetsændringer - der er alene tale om at lægge begrænsninger på aktivitetsmulighederne - og sådanne foranstaltninger kan derfor ikke opfattes som projekter.

I denne Del I af vejledningen behandles som omtalt alene vurderingen af enkeltstående miljøprojekter. De øvrige foranstaltningstyper omtales i Del II.

Vurderingen af enkeltstående projekter bør altid gennemløbe følgende tre faser:

- Problemformulering
- Konsekvensbeskrivelse
- Vurdering af relativ fordelagtighed - prissætning

Problemformuleringen er afgørende for tilrettelæggelsen af konsekvensbeskrivelsen og for formuleringen af selve vurderingsproblemstillingen. Det fastlægges her, hvilke konsekvenser det er relevant at beskrive, og hvilken prioriteringsproblemstilling vurderingen skal bidrage til at løse. Beskrivelsen af projektets konsekvenser er i sagens natur nødvendig for overhovedet at kunne foretage en prioritering. Endelig er prissætningen af konsekvenserne en måde at afveje disse mod hinanden med henblik på at opnå en samlet vurdering af fordele og ulemper ved projektet.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

I det følgende beskrives de tre faser nærmere, idet der gøres rede for forskellige typer af vurderingsproblemstillinger, hvilke krav der bør stilles til konsekvensbeskrivelsen, og hvorledes de forskellige konsekvenser prissættes i overensstemmelse med den velfærdsøkonomiske metode.

KAPITEL 1

Problemformulering

1.1 Aktivitetsændringer og fastlæggelse af udgangssituationen

Et projekt kan bedst karakteriseres som en aktivitetsændring, der påvirker 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.

Med denne karakteristik af et projekt er det samtidig særdeles væsentligt at fastlægge, i forhold til hvilken udgangssituation ændringen defineres. Dette er helt nødvendigt og afgørende for at foretage en korrekt opgørelse af projektets konsekvenser.

Man bør altid indlede projektvurderingen med at gøre sig klart, hvilken aktivitetsændring man ønsker vurderet, og i forhold til hvilken udgangssituation ændringen skal beskrives. Særligt fastlæggelsen af udgangssituationen er væsentlig, idet denne kan være helt afgørende for resultatet af vurderingen. Man bør således gøre sig klart om udgangssituationen, i forhold til hvilken projektet ønsket vurderet er

- den aktuelle tilstand - status quo
- den forventede udvikling i samfundets aktiviteter
- et alternativt projekt eller en alternativ udvikling i samfundets aktiviteter.

Det er ofte interessant at vurdere, om et givet projekt er hensigtsmæssigt at gennemføre i den aktuelle situation. Kan det fx med de nugældende energipriser svare sig at erstatte en energiforsyning baseret på fossile brændsler med vindkraftbaseret energi? Det er imidlertid også væsentligt at vurdere, om projektet er hensigtsmæssigt på baggrund af den forventede udvikling i samfundsokonomien og miljøforholdene - i energieksemplet på baggrund af den forventede udvikling i energipriserne. Ved at vurdere projektet på baggrund af den forventede udvikling opstår der imidlertid et usikkerhedselement, som det kan være svært at håndtere. Kommer vore forventninger til at holde stik, og hvilke konsekvenser får det for projektets hensigtsmæssighed, at de ikke gør det? Dette må belyses ved hjælp af følsomhedsberegninger både med hensyn til konsekvensernes art og størrelse - jf. kapitel 2 - og med hensyn til de benyttede beregningspriser - jf. kapitel 3.

Projektet 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; men med hensyn til vurderingens afhængighed af den valgte udgangssituation, er der ingen ændring. Resultatet af projektvurderingen vil under alle omstændigheder altid være betinget af den valgte udgangssituation.

Der kan herefter skelnes mellem en række forskellige projektvurderingssituationer og vurderingsproblemstillinger.

1.2 Projektvurderingssituationer

Følgende typer af aktivitetsændringer er typiske eksempler på projektvurderingssituationer

- gennemførelse af en ny aktivitet - alle andre aktiviteter i samfundet antages umiddelbart at være uændrede
- erstatning af en nærmere specificeret hidtidig aktivitet med en ny
- valg mellem to eller flere aktivitetsændringsmuligheder.

Der er ikke tale om egentlige kategorier, idet der kan være et vist overlap mellem de enkelte vurderingssituationer; men det kan alligevel i forbindelse med problemformuleringen være hensigtsmæssigt at præcisere, hvilken projektvurderingssituation man står overfor.

I det første tilfælde, som kan være opførelsen af et rensningsanlæg, omfatter konsekvenserne af aktivitetsændringen typisk, at udbudet af produkter/tjenester forøges, og at der anvendes produktionsfaktorer - arbejdskraft, fast real kapital og jord - råvarer og producerede produktionsgoder herpå. Vurderingsproblemstillingen bliver herefter, om de samlede konsekvenser af den umiddelbare aktivitetsudvidelse 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 - jf. kapitel 2.

Vurderingsmæssigt svarer ophøret af en hidtidig aktivitet reelt til vurderingen af en ny aktivitet. Konsekvenserne for vare- og tjenesteudbudet samt for resourceforbruget vil blot skulle opgøres med omvendt fortegn i forhold til beskrivelsen den nye aktivitets konsekvenser.

I det andet tilfælde, som kan være skovrejsning på et hidtidigt landbrugsareal eller erstatning af en hidtidig færgeforbindelse med en fast forbindelse, omfatter aktivitetsændringens konsekvenser både, at udbudet af et produkt og det hermed forbundne ressourceforbrug falder bort, og at et nyt produkt og ressourceforbrug kommer til. Konsekvensopgørelsen bliver altså i dette tilfælde noget mere omfattende, idet den nu omfatter to aktiviteter. Vurderingsproblemstillingen kan formuleres som et spørgsmål, om bagdelene ved at nedlægge den hidtidige aktivitet kan opvejes af fordelene ved at iværksætte den nye.

Den sidstnævnte projektvurderingssituation, hvor der skal vælges mellem forskellige aktivitetsændringsmuligheder, kan i de fleste tilfælde omformuleres svarende til en af de to andre situationer. Der kan således både være tale om et valg mellem flere mulige nye aktiviteter - fx valg mellem forskellige typer af rensningsanlæg - og om et valg mellem forskellige muligheder for at erstatte en hidtidig aktivitet - fx valg mellem forskellige alternativer til et hidtidigt kulbaseret energiforsyningssystem. Kravene til konsekvensopgørelsen forbliver uændrede; men vurderingsproblematikken kan omfatte to elementer - for det første om nogle af de betragtede alternative aktivitetsændringer overhovedet er hensigtsmæssige, og for det andet, hvilken af dem der i så fald bør foretrækkes.

De forskellige typer af vurderingsproblemstillinger uddybes i det følgende.

1.3 Vurderingsproblemstillinger

Ud over de omtalte projektvurderingssituationer kan der også skelnes mellem tre forskellige vurderingsproblemstillinger

- er aktivitetsændringen overhovedet fordelagtig for samfundet
- hvordan opnås en ønsket ændring i miljøforholdene på den for samfundet fordelagtigste måde
- hvorledes opnås den fordelagtigste ændring af miljøforholdene for en given sum penge.

Den første problemstilling vedrører typisk et projekt, som overvejes gennemført; men hvis økonomiske og miljømæssige fordelagtighed ønskes vurderet forinden. Projektet kan både vedrøre en aktivitetsudvidelse eller et aktivitets-skift - jf. afsnit 1.2. Projektet antages altså at være velbeskrevet, og problemstillingen vedrører alene opgørelsen af dets konsekvenser samt vurderingen af fordele og ulemper herved.

Den anden problemstilling vedrørende opfyldelsen af en given målsætning på den mest hensigtsmæssige måde kan være betydeligt mere kompliceret at behandle. Der kan både være tale om et enkelt lokalt miljøproblem som fx reduk-

tion af en støjgene og om en meget omfattende problemstilling såsom at reducere næringsstofbelastningen af vore farvande. Under alle omstændigheder kræver behandlingen af problemstillingen, 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 - fx støjværn eller sænkning af støjildens støjniveau - samt muligvis flytning eller fjernelse af støjilden. Det er normalt en overkommelig opgave at beskrive de forskellige løsningsmuligheders konsekvenser og efterfølgende vurdere deres relative fordelagtighed.

I det andet tilfælde omfatter løsningsmulighederne både tekniske løsninger - fx ændret gødningshåndtering - ændringer i produktionsforholdene - fx 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, idet der ved fastlæggelsen af de endelige løsningsforslag også bør tages bestemmelse om, hvorledes der skabes incitamenter til, at løsningsmulighederne gennemføres - administrative indgreb, lovmæssige indgreb, anvendelse af økonomiske styringsmidler etc. Opbygningen og vurderingen af sådanne egentlige miljøstrategier falder uden for de problemstillinger, som er omfattet af traditionel projektvurdering. De metodiske og praktiske muligheder for at behandle denne problemstilling diskuteres i Del II.

Den sidste problemstilling vedrørende opnåelsen af "mest miljø for en given sum penge" minder en del om at finde den mest hensigtsmæssige løsning på et givet miljøproblem. Mulighedsområdet vil dog ofte være begrænset, idet de bevillende myndigheder normalt har angivet et nærmere specificeret formål med bevillingen - skovrejsning, naturgenopretning, renere teknologi etc. Opgaven bliver da at sammenligne nettofordelene ved en række projektmuligheder. Man bør herunder være opmærksom på, at projekternes belastning af budgettet ikke nødvendigvis afspejler deres omkostninger for samfundet - jf. kapitel 3.

1.4 Sammenfatning

Problemformuleringen bør så vidt muligt omfatte en besvarelse af følgende helt centrale spørgsmål:

- Hvilke aktivitetsændringer karakteriserer projektet, og hvad er udgangssituationen for ændringen? Besvarelsen af disse spørgsmål er helt nødvendig for at kunne opgøre projektets konsekvenser korrekt.

- Er der umiddelbart tale om at udvide aktiviteten i samfundet, eller er der tale om at erstatte én aktivitet med en anden? Dette har betydning for, hvilke konsekvenser der bør være omfattet af analysen.
- Er der tale om at vurdere hensigtsmæssigheden af et givet projekt, om at opnå en ønsket ændring af et eller flere miljøforhold på den mest hensigtsmæssige måde eller om at anvende en given bevilling på den fordelagtigste måde? Afhængigt af problemstillingen varierer løsningsmulighederne og kravene til konsekvensopførelsen betydeligt.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

KAPITEL 2

Konsekvensbeskrivelse

I dette kapitel skal 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 og indirekte konsekvenser?
- Hvorledes bør konsekvensbeskrivelsen afgrænses geografisk?
- Hvorledes bør konsekvensbeskrivelsen afgrænses tidsmæssigt?

2.1 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 goder/effekter, der ikke omsættes på et marked og vedrører den del af vore omgivelser, vi normalt omtaler som miljøet. Der kan også være tale om andre ikke-markedsomsatte konsekvenser end de miljømæssige - fx sikkerhedsmæssige og uddannelsesmæssige - men da vejledningen vedrører vurderingen af miljøprojekter, skal der primært fokuseres på de miljømæssige og økonomiske konsekvenser.

Det kan være hensigtsmæssigt af hensyn til den efterfølgende vurdering og prissætning af konsekvenserne at opdele goderne i følgende grupper:

Økonomiske goder

- Markedsomsatte forbrugsgoder
- Produktionsfaktorer
 - Arbejdskraft
 - Fast realkapital (bygninger, maskiner 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

Miljøeffekter og -goder

- Forskellige former for miljøbelastning (emissioner, støj, fysisk belastning etc.)
- Miljøforbrugsgoder (sundhed, herlighedsværdier, kulturværdier etc.)

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.

2.1.1 Økonomiske goder

Et af de væsentligste formål med de økonomiske aktiviteter er at skabe forbrugsmuligheder i bred forstand. Forbrugsmulighederne kan omfatte såvel traditionelle markedsomsatte varer og tjenester som ikke-markedsomsatte miljøgoder såsom sundhed og herlighedsværdier - jf. afsnit 2.1.2. Da forbrugsmulighederne udgør et så centralt mål for de økonomiske aktiviteter og repræsenterer en så betydningsfuld bestanddel af vor velstand, er det vigtigt, at konsekvenserne herfor er omfattet af den velfærdsøkonomiske vurdering.

Produktionsfaktorerne består af arbejdskraft, fast real kapital - bygninger, maskiner o.l. - samt naturen. Naturen er en produktionsfaktor, fordi den bidrager selvstændigt 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.

Produktionsfaktorerne omformer råstoffer til færdige forbrugsgoder. Hermed er de værditilvækstskabende. På kort sigt er udbudet og kvaliteten af produktionsfaktorerne konstant. Anvendelsen af produktionsfaktorer i et projekt repræsenterer 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. Fossile energiprodukter repræsenterer det nødvendige energiinput til mange produktionsprocesser. Råstofferne har ligesom produktionsfaktorerne værdi for samfundet, fordi de bidrager til vore forbrugsmuligheder. Samtidig er

de fleste af dem - vand er en undtagelse - i modsætning til produktionsfaktorerne udtømmelige. Dvs. der foreligger altid på et eller andet tidspunkt en alternativ anvendelsesmulighed for den i projektet benyttede mængde råstoffer. Udtømningsmuligheden giver anledning til særlige problemer i forbindelse med prissætningen af råstofferne - jf. kapitel 3.

De resterende input til projektet udgøres af producerede produktionsgoder og råvarer - dvs. udvundne råstoffer. 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. 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 et forbrug af produktionsfaktorer og råstoffer, som repræsenterer alternative forbrugsmuligheder.

2.1.2 Miljøeffekter og -goder

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).

Checklisten opdeler miljøkonsekvenserne i følgende hovedgrupper eller miljøtemaer

- Vand: Overfladevand - Grundvand
- Luft
- Klima
- Jordoverflade, jordbund og nedsivninger
- Dyre- og planteliv, herunder påvirkning af levesteder og biodiversitet
- Landskaber
- Andre ressourcer
- Affald
- Historiske bygninger
- Befolkningens sundhed og velfærd
- Sikkerhed ved produktion, håndtering eller transport af miljøfarlige stoffer

Listen omfatter stort set samtlige miljøforhold, som har offentlighedens interesse. Under forklaringen af hvilke konsekvenser det vil være relevant at beskrive under de forskellige temaer, lægges der ikke op til en skelnen mellem forskellige belastningstyper, ændringer i miljøtilstanden og ændringer i befolkningens levevilkår. Om konsekvenserne beskrives som ændringer i emissioner, i koncentrationer eller ændringer i miljøkvaliteten tillægges således ikke nogen afgørende betydning.

Det kan imidlertid i en vurderingssammenhæng være særdeles nyttigt at holde sig denne skelnen for øje. Den genfindes i det såkaldte DPSIR-koncept - **D**Driving forces, **P**ressures, **S**tate of the environment, **I**mpacts og **R**esponses - der er opstillet med henblik på udvikling af miljøindikatorer. Konceptet afspejler årsags-sammenhænge mellem udviklingstendenserne i samfundet (driving forces), de konkrete miljøbelastende aktiviteter og omfanget af miljøbelastning fra disse (pressures), belastningens konsekvenser for miljøtilstanden (state of the environment), miljøtilstandsændringernes konsekvenser for befolkningens levevilkår (impacts) og reaktionen herpå fra samfundets side (responses).

Overført på projektvurderingssituationen må udgangspunktet for opgørelsen af miljøkonsekvenserne være 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 befolkningens levevilkår, der er afgørende.

Konsekvenserne for miljøtilstanden beskrives som ændringer i miljøkvaliteten - dvs. som ændringer i koncentrationer 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 levevilkår for befolkningen:

- Naturens produktivitet som produktionsfaktor.
- Risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø.
- Udbudet af miljøforbrugsgoder såsom rekreative muligheder og herlighedsværdier.

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 vore

forbrugsmuligheder af især fødevarer, som er afgørende for vore levevilkår. 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.

Endelig forbruger befolkningen miljøet - naturen - ved både at benytte det til rekreative formål og ved mere passivt at være bevidst om eller generelt være interesseret i dets tilstand. Derfor udgør projektets konsekvenser for de rekreative muligheder og for miljøtilstanden generelt også en væsentlig del af vurderingsgrundlaget.

Beskrivelsen af miljøkonsekvenserne bør altså ideelt set rettes mod de tre omtalte levevilkår for befolkningen. I praksis vil dette imidlertid ofte volde betydelige problemer. De årsagsmæssige sammenhænge mellem de forskellige belastningsformer og de endelige konsekvenser for levevilkårene er således ofte særdeles mangelfuldt belyst. Konsekvensbeskrivelsen må i så fald begrænses til en beskrivelse af belastningsændringerne. Dette vanskeliggør imidlertid den efterfølgende vurdering og prissætning betydeligt - jf. kapitel 3.

2.1.3 Måleenheder

De økonomiske og miljømæssige konsekvenser skal så vidt muligt kvantificeres og opgøres i de for de enkelte konsekvenser naturlige mængdemæssige måleenheder. Opgørelsen af konsekvenserne i mængdemæssige enheder er nødvendig af hensyn til den efterfølgende vurdering af konsekvenserne. Denne baseres nemlig på en prissætning af konsekvenserne med henblik på at kunne sammenveje disse til et samlet udtryk for projektets fordelagtighed.

For de økonomiske konsekvensers vedkommende vil de naturlige mængdemæssige enheder være stk., liter, kg, kWh osv. Kun for forbruget af fast realkapital kan det være vanskeligt at finde en passende mængdemæssig enhed. Man kan selvfølgelig angive antallet af forskellige typer maskiner og bygninger; men i en vurderingsmæssig sammenhæng er sådanne antalsmæssige oplysninger

knap så interessante. Det er 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 - jf. i øvrigt kapitel 4.

Kvantificeringen af miljøkonsekvenserne kan derimod give anledning til en del problemer. Det falder ganske vist helt naturligt at beskrive omfanget af mange belastningsformer i mængdemæssige enheder. 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 prissætningen vanskeliggøres imidlertid, hvis miljøkonsekvenserne ikke er kvantificeret.

2.2 Afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen - direkte og indirekte konsekvenser

Konsekvensbeskrivelsen bør tage sit udgangspunkt i de aktivitetsændringer, som er specificeret i problemformuleringen. Konsekvenserne kan henføres til følgende aktiviteter:

- Projektet som sådan
- Produktionen og leveringen af input til projektet
- Brugen og bortskaffelsen af projektets produkter
- Aktiviteter som falder bort, ved at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de tre foregående aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse
- Import og eksport
- Anden form for tilpasning til projektet

2.2.1 Projektet som sådan

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 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 fx investeres i et rensningsanlæg af en bestemt type. Driften af anlægget vil årligt beskæftige et vist antal mand 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 fx, når projektet stiller en forbrugsmulighed til rådighed for befolkningen, hvis konsekvenser afhænger 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 konsekvenser afhænger af befolkningens 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 2.2.6.

Opgørelsen af projektets direkte miljøkonsekvenser kan også give anledning til betydelige praktiske problemer, hvis man ønsker at beskrive de endelige konsekvenser af projektets miljøbelastning. Som nævnt foreligger der ofte ikke den fornødne viden om sammenhængene mellem de forskellige belastningsformer og de endelige konsekvenser.

2.2.2 Produktionen og leveringen af input til projektet

Ud over projektets direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser giver dets gennemførelse anledning til en række indirekte konsekvenser, hvoraf produktionen og leveringen af input til projektet er én type.

Konsekvenserne af produktionsaktiviteterne i de input-leverende erhverv og i de erhverv, som leverer input hertil osv., kan beskrives på forskellige detaljeringsniveauer. I de såkaldte livscyklusanalyser beskrives produktionsprocesserne og de hermed forbundne økonomiske og miljømæssige konsekvenser ret detaljeret. Principielt er en sådan beskrivelse normalt at foretrække; men i praksis kan det af tids- og datamæssige årsager være svært at leve op til detaljeringskravene. Hertil kommer, at produktionen af visse input kan ske på forskellig måde - fx produktionen af el - og at det kan være vanskeligt at afgøre, hvilken produktionsproces det vil være relevant at forudsætte ved vurderingen af et givet projekt.

I stedet for den detaljerede livscyklusbeskrivelse kan man vælge at benytte oplysningerne fra nationalregnskabets såkaldte input/output-opgørelser. Her beskrives værdien af de forskellige erhvervs leverancer af input til hinanden samt

erhvervenes brug af arbejdskraft og energi. Beskrivelsen foreligger på et ret aggregeret niveau, og de beskrevne vare- og tjenestestrømme afspejler en slags gennemsnitsteknologi i de enkelte erhverv. I de senere år er input/output-opgørelserne også blevet udbygget med oplysninger om erhvervenes belastning af miljøet med en række forskellige stoffer.

I en projektvurderingssammenhæng er det især input/output-opgørelsernes miljøoplysninger, som bør benyttes ved beskrivelsen af projektets indirekte miljøeffekter. De til input-produktionen knyttede økonomiske konsekvenser afspejles således i høj grad i forbindelse med fastsættelsen af beregningspriser for de enkelte produktionsgoder - jf. kapitel 3.

Brugen af input-/output-opgørelsernes miljøoplysninger i forbindelse med projektvurderingen beskrives nærmere i afsnit 2.3.

2.2.3 Brugen og bortskaffelsen af projektets produkter

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

Beskrivelsen af disse indirekte konsekvenser kan også enten ske ved 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.

2.2.4 Aktiviteter som falder bort, ved at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de tre foregående aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse

Livscyklusanalyser af produktionen af bestemte vare og tjenester eller af andre projekter omfatter typisk i de afsnit 2.2.1 - 2.2.3 omtalte direkte og indirekte konsekvenser. Derimod overses ofte konsekvenserne af at bruge produktionsfaktorer, som ville have haft en alternativ anvendelse i forbindelse med andre produktive aktiviteter. Ved i forbindelse med selve projektet, i forbindelse med produktionen af input hertil samt i forbindelse med brugen og bortskaffelsen af dets produkter at trække produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse mistes på den ene side forbrugsmuligheder; men på den anden side undgås måske også en række skadelige miljøkonsekvenser heraf.

Værdien af de mistede forbrugsmuligheder indtager en særdeles central rolle i forbindelse med fastsættelsen af beregningspriser for produktionsfaktorer, råstoffer og producerede produktionsgoder - jf. kapitel 3. Opgørelsen af disse så

kaldte opportunity costs er således helt central for den velfærdsøkonomiske projektvurdering. Normativ økonomisk analyse vedrører netop allokeringen af knappe ressourcer til de samfundsmæssigt mest hensigtsmæssige formål.

I forbindelse med vurderingen af projekter har det derimod oftest været overset, at når produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse, så undgås også en række miljøkonsekvenser. Arten og omfanget af disse undgåede konsekvenser er dog vanskelig 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 i forbindelse med 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). Metoden er nærmere beskrevet i afsnit 2.3.3.

2.2.5 Anden form for tilpasning til projektet

Projektets indirekte effekter omfatter endelig alle andre former for tilpasning til projektets direkte og indirekte konsekvenser. Da projekter ofte opfattes som marginale ændringer i den økonomiske aktivitet, ses der normalt bort fra sådanne yderligere tilpasningseffekter, der ligger ud over de i afsnit 2.2.1 - 2.2.4 omtalte konsekvenser.

I enkelte tilfælde kan det imidlertid være væsentligt af hensyn til projektvurderingens realisme at inddrage sådanne konsekvenser i vurderingen. Et godt eksempel er den tilpasning, som må forventes at ske ved forringede miljøforhold. 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 afføde forskellige sundhedsmæssige foranstaltninger, således at de endelige konsekvenser af miljøbelastningen begrænses. Beskrivelsen af sådanne tilpasningsmuligheder må om muligt indgå som en del af konsekvensbeskrivelsen, idet de også har en central betydning for vurderingen og prissætningen af miljøkonsekvenserne - jf. i øvrigt afsnit 3.4.

2.2.6 Import og eksport

Det er både fra et økonomisk og miljømæssigt synspunkt væsentligt at skelne mellem den del af projektets produkter, der afsættes indenlands, og den del der eksporteres, samt mellem den del af projektets input-forbrug der hhv. fremskaffes gennem indenlandsk produktion og import.

Fra en økonomisk synsvinkel er eksport-/importopgørelsen primært væsentlig, fordi valuta må behandles som en knap ressource. Dette skyldes, at betalingsbalancen over for udlandet på langt sigt skal være i ligevægt. Et forbrug af valuta til import af input til projektet repræsenterer således en forbrugsmulighed, som på længere sigt må afgives, når valutafordringen skal indfries ved eksport af varer og tjenester. De til valutastrømmene knyttede gevinster og tab af forbrugsmuligheder omfattes af projektvurderingen gennem fastsættelsen af beregningspriser på eksporterede og importerede varer og tjenester.

Visse projekter - især på landbrugsområdet - giver også anledning til, at der uden tilknytning til vare- og tjenesteleverancerne overføres valuta fra EU og det øvrige udland til Danmark og omvendt. I den udstrækning omfanget af sådanne tilskud og andre indkomstoverførsler mellem Danmark og udlandet påvirkes af projektet, bør de være omfattet af konsekvensbeskrivelsen. Dette skyldes, at disse valutastrømme på lige fod med de til eksporten og importen knyttede strømme bør indgå i den velfærdsøkonomiske vurdering - jf. i øvrigt afsnit 3.3.8.

Ved at eksportere projektets produkter henlægges de med brugen og bortskaffelsen forbundne miljøeffekter normalt til udlandet. Tilsvarende har importen af input til projektet sjældent miljøkonsekvenser for det importerende land selv, men derimod for det land, hvori de importerede produkter produceres. Når det er væsentligt i forbindelse med konsekvensbeskrivelsen at skelne mellem indenlandske og udenlandske miljøkonsekvenser, skyldes det, at der normalt anlægges en national synsvinkel på vurderingsproblematikken. I hvor høj grad dette er hensigtsmæssigt diskuteres i afsnit 2.4.

2.3 Opgørelsen af projektets direkte og indirekte miljøbelastning ved brug af nationalregnskabet input/output-system

2.3.1 Den direkte miljøbelastning

Projektets direkte miljøbelastning - fx belastningen ved brugen af et givet produktionsanlæg - kan normalt opgøres konkret for det enkelte projekt; men hvis dette ikke er muligt, kan man som grov indikator benytte belastningsoplysningerne i nationalregnskabet input-/output-system. Heri oplyses om emissionerne af CO₂, SO₂, NO_x, CO, CH₄, N₂O, NMVOC og NH₃ fordelt på 130 forskellige erhverv. De seneste oplysninger er fra 1994.

De erhvervsfordelte belastningsoplysninger foreligger som emissionskoefficienter, der udtrykker emissionsmængden pr. 1.000 kr. produktionsværdi opgjort i basispriser, dvs. priser af fabrik - typisk tons/1.000 kr. Emissionskoefficienterne for de 8 forskellige emissionstyper fordelt på de 130 forskellige erhverv er vist i appendiks 2.1.

Hvis der fx er tale om et landbrugsprojekt, som fører til en ændring i landbrugsproduktionsværdi, kan projektets samlede direkte og indirekte CO₂-belastning - herunder belastningen fra produktionen af inputs til landbruget - beregnes som emissionskoefficienten 0,08618 tons CO₂ pr. 1.000 kr. multipliceret med produktionsværdiændringen. Tilsvarende kan den samlede direkte og indirekte SO₂-belastning beregnes som 0,17855 kg SO₂ pr. 1.000 kr. ændring i produktionsværdien - jf. appendiks 2.1. Indebærer et landbrugsprojekt således, at den vegetabiliske produktion øges med en værdi svarende til 5 mill. kr. - værdien af det produktionsstigningen kan sælges til - giver det direkte og indirekte anledning til udledning af 431 tons CO₂ og 893 kg SO₂ om året.

Normalt kan projektets direkte konsekvenser for miljøbelastningen dog opgøres konkret, hvorfor behovet for input/output-systemets emissionsoplysninger primært indskrænker sig til opgørelsen af projektets indirekte belastning af miljøet.

2.3.2 Miljøbelastningen fra produktionen af input til projektet

Projektet belaster typisk miljøet indirekte, ved der skal produceres input hertil. Denne belastning kan som omtalt i afsnit 2.2.2 belyses ved at gennemføre en egentlig livscyklusanalyse; men da en sådan kan være ganske ressourcekrævende at gennemføre, kan man i stedet vælge at give et groft skøn baseret på anvendelsen af input-/output-systemets emissionskoefficienter.

Dette sker ved først at fordele værdien af de benyttede inputs på leverende erhverv. Dernæst kan den direkte og indirekte miljøbelastning ved at producere de pågældende inputs beregnes ved at multiplicere værdien af inputs fra erhvervet med dettes emissionskoefficienter - jf. appendiks 2.1. Fremgangsmåden er fuldstændig den samme, som blev skildret i afsnit 2.3.1 for beregningen af projektets samlede direkte og indirekte miljøbelastning - blot vedrører beregningerne nu alene de input-leverende erhverv og ikke det samlede projekt.

2.3.3 Reduceret miljøbelastning ved at produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse

Gennemførelsen af selve projektet og produktionen af inputs hertil giver anledning til anvendelse af produktionsfaktorer. I den udstrækning disse trækkes bort fra anden anvendelse - hvilket normalt antages i forbindelse med projektvurdering - berører det andre produktionsaktiviteter i samfundet, som re-

duceres. Hermed reduceres også miljøbelastningen fra disse aktiviteter. I praksis er det imidlertid særdeles vanskeligt at afgøre, hvilke aktiviteter der berøres, og derfor vil det normalt være en fordel også i dette tilfælde at gøre brug af oplysningerne fra input-/output-systemet - jf. afsnit 2.2.4.

Den undgåede miljøbelastning beregnes ved først at opgøre, hvor mange personer der direkte og indirekte bliver beskæftiget som følge af projektet. Den direkte beskæftigelseseffekt opgøres sammen med projektets øvrige direkte konsekvenser. Den indirekte beskæftigelseseffekt beregnes for hvert af de input-leverende erhverv ved at multiplicere værdien af leverancen med erhvervets beskæftigelseskoefficient, der er opgjørt som antal personer pr. 1.000 kr. leverance - jf. appendiks 2.1. En leverance på 1.000 kr. fra landbrugserhvervet giver således anledning til, at 0,00297 personer direkte og indirekte bliver beskæftiget i landbrugserhvervet samt ved produktionen af inputs hertil. Summen af den direkte beskæftigelse ved projektet og den indirekte beskæftigelse i de input-leverende erhverv kan herefter benyttes som et groft skøn for, hvor mange personer der trækkes bort fra anden beskæftigelse.

Ud fra input-/output-systemets beskæftigelses- og emissionskoefficienter kan der endvidere for hver af de 8 emissionstyper beregnes en gennemsnitlig emissionsmængde pr. beskæftiget. Disse emissionskoefficienter opgjørt som tons pr. 1.000 beskæftigede er angivet i tabel 2.3.1.

Tabel 2.3.1 Gennemsnitlige emissionskoefficienter for beskæftigelsen

Tons/1.000 personer	Kuldioxid CO ₂	Svovldiox. SO ₂	Kvælstofilte NO _x	Kulilte CO	Metan CH ₄	Lattergas N ₂ O	Ikke-metan org.matr. NMVOC	Ammoniak NH ₃
Emissionskoefficient	22,870	60,83	96,19	73,06	129,39	4,14	16,10	38,94

Kilde: Beregninger gennemført af Ole Gravgård Pedersen (Danmarks Statistik)

De i tabellen angivne emissionskoefficienter kan herefter benyttes til at beregne, hvor store emissionsmængder der undgås, når projektet giver anledning til, at der direkte og indirekte trækkes arbejdskraft bort fra anden anvendelse. Trækkes der således 1000 personer bort, undgås 22.870 tons CO₂-emissioner.

Det må understreges, at der er tale om et særdeles groft skøn baseret på en antagelse om, at arbejdskraften trækkes bort fra andre erhverv i et forhold svarende til den nuværende beskæftigelses fordeling på erhvervene. Det er imidlertid den eneste måde, hvorpå problemstillingen kan håndteres i praksis, hvis der ikke foreligger en egentlig modelmæssig beskrivelse af de økonomiske ak-

tiviteter - jf. kapitel 8. Hertil kommer, at det også er særdeles væsentligt, at den undgåede miljøbelastning beskrives, fordi den velfærdsøkonomiske prissætning af projektets ressourceforbrug i høj grad hviler på en antagelse om, at produktionsfaktorerne trækkes bort fra anden anvendelse, hvorved samfundet påføres opportunity costs - tab af alternative forbrugsmuligheder, jf. afsnit 3.3.

2.4 Geografisk afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen

Der anlægges normalt en rent national synsvinkel på vurderingen af projekter. Det er konsekvenserne for det danske samfund, som udgør vurderingsgrundlaget, og vurderingen af konsekvenserne sker på grundlag af den danske befolknings præferencer - jf. kapitel 3.

Denne geografiske afgrænsning giver normalt ikke anledning til problemer med hensyn til opgørelsen og vurderingen af projektets økonomiske konsekvenser. Det er de danske økonomiske ressourcer - herunder ensidige overførsler fra EU og det øvrige udland, jf. afsnit 2.2.6 - som udgør den begrænsende faktor for de økonomiske aktiviteter, og det er med henblik på en effektiv allokering af disse ressourcer, at projektvurderingen gennemføres.

Det kan derimod diskuteres, om den rent nationale synsvinkel er hensigtsmæssig i relation til opgørelsen og vurderingen af projektets miljøkonsekvenser. Diskussionen omfatter bl.a. følgende synspunkter:

- På den ene side må det som udgangspunkt primært være projektets konsekvenser for det danske miljø, som bør lægges til grund for vurderingen. På den anden side kan vi på grund af vore internationale forpligtelser ikke helt tillade os at se bort fra projektets eventuelle belastning af miljøet i udlandet.
- Forpligtelserne over for udlandet må primært gælde grænseoverskridende emissioner som følge af økonomiske aktiviteter i Danmark - fx SO₂-forureningen. Derimod må belastningen af miljøet i udlandet som følge af udlandets produktion af varer, der eksporteres til Danmark - projektets import af input - anses for at være udlandets eget ansvar. Det er udlandet, der selv vælger at udbyde de pågældende varer.
- Selvom Danmark vælger at undlade at importere en vare, hvis produktion belaster miljøet i udlandet, er det ikke sikkert, at der herved opnås en miljøforbedring i det pågældende land. Dette kræver, at produktionen af varen bliver reduceret som følge af den danske importbegrænsning. En sådan konsekvens er bestemt ikke sikker, idet den udenlandske virksomhed lige så vel kan tænkes at reagere på den danske importbegrænsning ved at forsøge at afsætte varen på et andet marked - evt. kombineret med en pris-sænkning. Problemstillingen er fx relevant ved vurderingen af en eventuel

forøget produktion af genbrugspapir i Danmark. Et sådant genanvendelsesinitiativ medfører ikke nødvendigvis, at papirproduktionen i Sverige eller andre lande bliver reduceret, og derved opnår man ikke de potentielle miljøforbedringer, som initiativet ellers giver mulighed for.

- Det forekommer ikke rimeligt at foretage vurderingen og prissætningen af miljøkonsekvenser i udlandet med udgangspunkt i den danske befolknings præferencer - det er på disse, at projektvurderingen i øvrigt baseres. Den udenlandske befolknings præferencer synes at være et naturligere vurderingsgrundlag. Det vil imidlertid vanskeliggøre den praktiske gennemførelse af projektvurderingen, hvis der også skal indhentes information om udlandets præferencer, og hvorledes skal disse i øvrigt sammenvejes med de danske.
- Hvis man ser bort fra miljøkonsekvenserne for udlandet, kan det føre til en skævvridning af projektvurderingen til fordel for projekter, hvis miljøbelastning primært rammer udlandet. Der kan være tale om projekter med et relativt stort omfang af grænseoverskridende emissioner eller projekter, hvor input i højere grad bliver importeret frem for at blive produceret i Danmark.
- Hvis projektets konsekvenser for miljøet i udlandet inddrages i vurderingen, bør dets velfærdsøkonomiske konsekvenser herfor også være omfattet heraf. Udlandets beslutning om at acceptere en miljøbelastende produktion af input til projektet må netop antages at være taget gennem en afvejning af økonomiske og miljømæssige hensyn. Vurderingen af de velfærdsøkonomiske konsekvenser for udlandet må igen baseres på den udenlandske befolknings præferencer med de metodiske og praktiske problemer, som dette giver anledning til.

Der kan altså både siges for og imod at benytte en national afgrænsning i forbindelse med vurderingen af projektets miljøkonsekvenser. Det må derfor anbefales så vidt muligt både at beskrive miljøkonsekvenserne for Danmark og for udlandet. Det bør endvidere af konsekvensbeskrivelsen fremgå, hvilke konsekvenser der hhv. rammer Danmark og udlandet. Endelig bør det fremgå, hvilke konsekvenser der skyldes grænseoverskridende emissioner, og hvilke der er knyttet til produktionen af projektets importerede varer. Denne anbefaling skyldes, at Danmark reelt kun kan tillægges et ansvar for den grænseoverskridende forurening, og at det også kun er denne del af miljøbelastningen i udlandet, som Danmark har direkte indflydelse på. Danmark har kun beskedne muligheder for gennem sin import at påvirke produktionsomfanget i udlandet.

Som udgangspunkt bør man på den ene side undlade en egentlig systematisk vurdering og prissætning af miljøkonsekvenserne i udlandet. Den danske be-

folknings præferencer udgør et særdeles tvivlsomt vurderingsgrundlag i denne sammenhæng, og et forsøg på at inddrage udenlandske præferencer i vurderingen vil være forbundet med store metodiske og praktiske problemer. På den anden side bør man ikke i forbindelse med prioriteringsovervejelserne helt se bort fra projektets potentielle påvirkning af miljøet i udlandet. Det bør give anledning til overvejelser, hvis et projekt primært fremstår som fordelagtigt i forhold til alternative projekter, fordi en væsentlig del af dets miljøkonsekvenser optræder i udlandet. Endelig kan det også betragtes som en fordel ved et givet projekt, at det giver mulighed for en miljøforbedring i udlandet - jf. genbrugspapireksemplet - selvom muligheden ikke nødvendigvis bliver realiseret. Man bør dog være opmærksom på, at udlandet måske også herved påføres et potentielt velfærdsøkonomisk tab.

2.5 Tidsmæssig afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen

Projektets konsekvenser falder i de fleste tilfælde over en længere årrække. Af hensyn til den efterfølgende vurdering, i forbindelse med hvilken konsekvensernes tidsmæssige placering kan have væsentlig betydning, er det derfor vigtigt, at konsekvensbeskrivelsen også placerer konsekvenserne tidsmæssigt - jf. kapitel 4.

Det er vanskeligt at angive generelle retningslinier for valget af tidshorisont i forbindelse med projektvurderingen. Flere hensyn spiller ind. Som udgangspunkt vil det være naturligt at vælge projektets økonomiske levetid som tidshorisont - altså det tidsrum, hvor den med projektet forbundne økonomiske aktivitet 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 fx funktionsdygtig realkapital er til stede.

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

Den relevante tidshorisont vil normalt variere fra projekt til projekt. Dette vanskeliggør en eventuel prioritering mellem projekterne. For at en sådan prioritering kan ske på et fornuftigt grundlag, kræves det nemlig, at der anlægges den samme tidshorisont 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, efter at konsekvenserne er prissat. Herved bliver det muligt at sammenligne den årlige værdi af de enkelte projekters konsekvenser.

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 behandles mere udførligt i kapitel 4, hvor beregningen af nutidsværdier og annuiseringsteknikken behandles mere indgående.

2.6 Sammenfatning - konsekvenskemaet

2.6.1 Direkte konsekvenser

Beskrivelsen af projektets konsekvenser bør tage udgangspunkt i en beskrivelse af projektets direkte konsekvenser - dvs. de konsekvenser, som er en del af projektet som sådan.

Beskrivelsen bør omfatte følgende typer af konsekvenser:

Økonomiske konsekvenser

- Konsekvenser for udbudet af markedsomsatte forbrugsgoder
- Forbruget af produktionsfaktorer
 - Arbejdskraft
 - Fast realkapital (bygninger, maskiner o.l.)
 - Miljø (fornybare ressourcer såsom landbrugsjord, skove og fiskefarvande)
- Forbruget af råstoffer
 - Udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller
 - Fornybare ressourcer så som drikkevand
- Forbruget af markedsomsatte producerede produktionsgoder og råvarer

Valuta

Af hensyn til den efterfølgende vurdering af konsekvenserne er det også vigtigt at angive, hvor stor andel af projektets produkter der hhv. forventes afsat på hjemmemarkedet og eksporteret, samt hvor stor andel af den faste realkapital, forbruget af råvarer og forbruget af producerede produktionsgoder der forventes importeret. Hvis projektet har konsekvenser for omfanget af ensidige overførsler mellem udlandet og Danmark - fx overførsler fra EU - bør disse konsekvenser også være omfattet af konsekvensbeskrivelsen. Projektets konsekvenser for indtjeningen og forbruget af valuta er således central for vurderingen.

Miljøkonsekvenser

- Forskellige former for miljøbelastning (emissioner, støj, fysisk belastning etc.)
- Miljøbelastningens konsekvenser for befolkningens levevilkår - sundhed, herlighedsværdier, kulturværdier etc. - samt for miljøets produktivitet som produktionsfaktor

Beskrivelsen af miljøkonsekvenserne bør selvsagt tage udgangspunkt i en beskrivelse af belastningsændringerne; men den bør af hensyn til den efterfølgende vurdering af konsekvenserne så vidt muligt også omfatte konsekvenserne for befolkningens levevilkår og miljøets produktionsfaktorproduktivitet.

2.6.2 Indirekte konsekvenser

Beskrivelsen af projektets direkte konsekvenser bør ledsages af en beskrivelse af dets indirekte konsekvenser - såvel økonomiske konsekvenser som miljømæssige. Der tænkes her på konsekvenserne af følgende aktiviteter, som affødes af projektets gennemførelse:

Aktivitetsændringer der giver anledning til indirekte konsekvenser

- Produktionen og leveringen af input til projektet
- Brugen og bortskaffelsen af projektets produkter
- Aktiviteter som falder bort, ved at produktionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med de tre foregående aktiviteter, trækkes bort fra anden anvendelse
- Anden form for tilpasning til projektet

De fleste indirekte økonomiske konsekvenser beskrives reelt i forbindelse med fastsættelsen af beregningspriser for de direkte økonomiske konsekvenser. De kræver derfor ikke en selvstændig behandling i relation til konsekvensbeskrivelsen. De indirekte miljøkonsekvenser bør derimod behandles eksplicit her.

2.6.3 Måleenheder, geografisk afgrænsning og tidsmæssig placering af konsekvenserne

Måleenheder

Samtlige konsekvenser bør så vidt muligt opgøres kvantitativt i de til konsekvenserne naturligt hørende måleenheder. Det vil dog normalt være mest hensigtsmæssigt at opgøre forbruget af fast realkapital i kr. Visse miljøkonsekvenser kan også være vanskelige at opgøre kvantitativt. I så fald bør en kvalitativ beskrivelse benyttes.

Geografisk afgrænsning

Opgørelsen af projektets konsekvenser bør geografisk afgrænses til det nationale niveau - dvs. til konsekvenserne for Danmark. I visse tilfælde kan det være væsentligt også at angive projektets potentielle miljøkonsekvenser for udlandet - især hvis projektet giver anledning til en betydelig grænseoverskridende miljøbelastning.

Tidsmæssig placering

Projektets konsekvenser bør opgøres periode for periode over den anlagte tids-horisont. Dette sker af hensyn til den velfærdsøkonomiske vurdering, i forbindelse med hvilken konsekvensernes tidsmæssige placering spiller en væsentlig rolle - jf. kapitel 4.

2.6.4 Konsekvensskemaet

Beskrivelsen af projektets konsekvenser sker bedst gennem anvendelsen af et såkaldt konsekvensskema. Herved præsenteres konsekvenserne på den mest overskuelige måde. Et eksempel på et sådant konsekvensskema er vist i figur 2.6.1 med en angivelse af de forskellige typer af konsekvenser, som principielt - forudsat det er praktisk muligt - bør være omfattet af konsekvensbeskrivelsen.

Figur 2.6.1 Konsekvensskema

Mængder (evt. kr.)	Periode 1	Periode 2	Periode 3	Periode T
<p>Økonomiske konsekvenser</p> <p>Udbud af markedsomsatte forbrugsgoder</p> <p>Forbrug af produktionsfaktorer:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Arbejdskraft - Fast realkapital (bygninger, maskiner o.l.) - Miljø (fornybare ressourcer så som landbrugsjord, skove, fiskefarvande) <p>Forbrug af råstoffer:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller - Fornybare ressourcer så som drikkevand <p>Valuta</p> <ul style="list-style-type: none"> - Eksport og import af varer og tjenester - Ensidige overførsler (EU-tilskud o.l.) <p>Direkte miljøkonsekvenser</p> <p>Forskellige former for miljøbelastning (emissioner, støj, fysisk belastning etc.)</p> <p>Miljøbelastningens konsekvenser for miljøets produktivitet som produktionsfaktor</p> <p>Miljøbelastningens konsekvenser for befolkningens levevilkår (sundhed, herlighedsværdier, kulturværdier etc.)</p> <p>Indirekte miljøkonsekvenser</p> <p>Produktionen af inputs</p> <p>Undgåede konsekvenser</p>					

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Appendiks 2.1

Emissions- og beskæftigelseskoefficienter

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

CO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Tons CO ₂
1 Landbrug	0,08618
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,2295
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,07123
4 Skovbrug	0,05096
5 Fiskeri mv.	0,19622
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,07276
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,20474
8 Slagterier mv.	0,07603
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,1067
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,06019
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,08768
12 Mejerier og isfabrikker	0,09088
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,08972
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,06466
15 Bagerforretninger	0,06673
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,17045
17 Drikkevareindustri	0,0794
18 Tobaksindustri	0,01732
19 Tekstilindustri	0,04449
20 Beklædningsindustri	0,02171
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,02444
22 Træindustri	0,08954
23 Papirindustri	0,06968
24 Udgivelse af dagblade	0,02015
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,02628
26 Trykkerier	0,03104
27 Mineralolieindustri mv.	0,18206
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,13452
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,09539
30 Fremstilling af kunstgødning	0,11949
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,05066
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,01703
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,0279
34 Medicinalindustri	0,03435
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,05799
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,05975
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,02788
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,03557

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

CO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Tons CO ₂
39 Glas- og keramisk industri	0,08952
40 Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	0,89463
41 Fremstilling af produkter af beton, cement, asfalt, stenuld mv.	0,11989
42 Jern- og stålværker	0,18055
43 Forarbejdning af jern- og stål	0,03372
44 Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,03748
45 Støbning af metalprodukter	0,11394
46 Fremstilling af byggematerialer af metal	0,03072
47 Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,04079
48 Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,03268
49 Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,02498
50 Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,03408
51 Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,02683
52 Fremstilling af husholdningsapparater	0,02689
53 Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,0164
54 Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,02495
55 Fremstilling af telemateriel mv.	0,02293
56 Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,01784
57 Fremstilling af biler mv.	0,03206
58 Skibsværfter og bådebyggerier	0,03346
59 Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,03033
60 Møbelindustri	0,04847
61 Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,02701
62 Genbrug af affaldsprodukter	0,05086
63 Elforsyning	2,25403
64 Gasforsyning	0,0447
65 Varmeforsyning	0,73035
66 Vandforsyning	0,10079
67 Nybyggeri	0,04203
68 Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,03621
69 Anlægsvirksomhed	0,03716
70 Materialer	0,05306
71 Handel med biler, motorcykler mv.	0,03259
72 Autoreparation	0,03106
73 Servicestationer	0,06651
74 Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,03683
75 Detailhandel med fødevarer mv.	0,0461
76 Varehuse og stormagasiner	0,04378

CO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Tons CO ₂
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,02046
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,03539
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,03109
80 Hoteller m.v.	0,06884
81 Restauranter mv.	0,04245
82 Jernbaner	0,05663
83 Bustrafik mv., rutefart	0,0828
84 Taxi- og turistvognmænd	0,05796
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	0,09719
86 Skibsfart	0,03015
87 Lufttransport	0,21425
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,09744
89 Anden transportformidling	0,02858
90 Post og telekommunikation	0,02138
91 Pengeinstitutter	0,00988
92 Realkreditinstitutter mv.	0,00856
93 Livs- og pensionsforsikring	0,01303
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,01506
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,016
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,02133
97 Boliger	0,00614
98 Udlejning af erhvervsejendomme mv.	0,01028
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,01377
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,02069
101 Levering af programmel og konsulentbistand i forb. med software	0,01988
102 Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,01731
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,02285
104 Advokatvirksomhed	0,01437
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,01527
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,0186
107 Reklame- og markedsføring	0,02459
108 Rengøringsvirksomhed	0,03336
109 Anden forretningservice	0,0218
110 Generel offentlig administration	0,0155
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,01221
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,01125
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,02868
114 Folkeskoler	0,02772

CO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Tons CO ₂
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,01354
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,02572
117 Voksenundervisning mv. (markedsfølsom)	0,00907
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsfølsom)	0,00979
119 Hospitaler	0,02215
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,01484
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,01507
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,02097
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,06349
124 Renovation og renholdelse	0,03127
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,09647
126 Organisationer og foreninger	0,01154
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsfølsom)	0,02658
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsfølsom)	0,0495
129 Anden servicevirksomhed	0,02844
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0,00042

SO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

	Erhverv	Kg SO₂
1	Landbrug	0,17855
2	Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,85948
3	Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,10814
4	Skovbrug	0,11147
5	Fiskeri mv.	0,29348
6	Udvinding af råolier og naturgas mv.	0,07796
7	Udvinding af grus, ler, sten, salt mv.	0,87254
8	Slagterier mv.	0,17511
9	Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,2232
10	Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,15956
11	Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,32064
12	Mejerier og isfabrikker	0,20379
13	Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,2399
14	Fremstilling af brød, kager og kiks	0,1679
15	Bagerforretninger	0,18581
16	Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,84615
17	Drikkevareindustri	0,26959
18	Tobaksindustri	0,04319
19	Tekstilindustri	0,09912
20	Beklædningsindustri	0,046
21	Læder- og fodtøjsindustri	0,06462
22	Træindustri	0,15283
23	Papirindustri	0,22118
24	Udgivelse af dagblade	0,04891
25	Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,06427
26	Trykkerier	0,07708
27	Mineralolieindustri mv.	0,32483
28	Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,38965
29	Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,31441
30	Fremstilling af kunstgødning	0,26542
31	Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,13807
32	Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,04057
33	Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,07244
34	Medicinalindustri	0,10497
35	Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,19977
36	Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,15691
37	Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,06825
38	Fremstilling af andre plastprodukter	0,09715

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

SO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

	Erhverv	Kg SO₂
39	Glas- og keramisk industri	0,18698
40	Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	4,75328
41	Fremstilling af produkter af beton, cement, asfalt, stenuld mv.	0,44763
42	Jern- og stålværker	0,41488
43	Forarbejdning af jern- og stål	0,08647
44	Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,10533
45	Støbning af metalprodukter	0,35771
46	Fremstilling af byggematerialer af metal	0,06518
47	Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,09537
48	Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,08684
49	Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,05675
50	Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,0683
51	Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,06519
52	Fremstilling af husholdningsapparater	0,06158
53	Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,03692
54	Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,06027
55	Fremstilling af telemateriel mv.	0,05514
56	Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,04306
57	Fremstilling af biler mv.	0,07482
58	Skibsværfter og bådebyggerier	0,08614
59	Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,06539
60	Møbelindustri	0,09687
61	Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,06645
62	Genbrug af affaldsprodukter	0,13891
63	Elforsyning	7,39806
64	Gasforsyning	0,04946
65	Varmeforsyning	1,32743
66	Vandforsyning	0,31551
67	Nybyggeri	0,10186
68	Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,087
69	Anlægsvirksomhed	0,09992
70	Materialer	0,16037
71	Handel med biler, motorcykler mv.	0,06098
72	Autoreparation	0,06021
73	Servicestationer	0,16585
74	Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,06927
75	Detailhandel med fødevarer mv.	0,12612
76	Varehuse og stormagasiner	0,12201

SO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg SO ₂
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,04808
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,08933
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,06569
80 Hoteller m.v.	0,18352
81 Restauranter mv.	0,1068
82 Jernbaner	0,09167
83 Bustrafik mv., rutefart	0,06112
84 Taxi- og turistvognmænd	0,05269
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	0,09474
86 Skibsfart	0,29323
87 Lufttransport	0,0803
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,19495
89 Anden transportformidling	0,03857
90 Post og telekommunikation	0,04621
91 Pengeinstitutter	0,02438
92 Realkreditinstitutter mv.	0,01975
93 Livs- og pensionsforsikring	0,03068
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,03724
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,03631
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,04496
97 Boliger	0,01518
98 Udlejning af erhvervsejendomme mv.	0,02457
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,02774
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,04706
101 Levering af programmel og konsulentbistand i forb. m. software	0,04439
102 Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,03749
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,05666
104 Advokatvirksomhed	0,03372
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,03457
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,04048
107 Reklame- og markedsføring	0,05724
108 Rengøringsvirksomhed	0,07317
109 Anden forretningservice	0,04657
110 Generel offentlig administration	0,03629
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,028
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,02036
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,03951
114 Folkeskoler	0,07063

SO₂

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg SO ₂
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,02872
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,06385
117 Voksenundervisning mv. (markedsræssig)	0,01549
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsræssig)	0,01668
119 Hospitaler	0,05405
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,03468
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,0365
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,04996
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,15961
124 Renovation og renholdelse	0,05088
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,29591
126 Organisationer og foreninger	0,02613
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsræssig)	0,06426
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsræssig)	0,12296
129 Anden servicevirksomhed	0,06684
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0

NO_x

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NO _x
1 Landbrug	0,69531
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,62876
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,92559
4 Skovbrug	0,39011
5 Fiskeri mv.	2,96178
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,25814
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,5017
8 Slagterier mv.	0,49606
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,86619
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,27215
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,38544
12 Mejerier og isfabrikker	0,54507
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,32161
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,25626
15 Bagerforretninger	0,23681
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,55463
17 Drikkevareindustri	0,28171
18 Tobaksindustri	0,06044
19 Tekstilindustri	0,13955
20 Beklædningsindustri	0,08629
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,09062
22 Træindustri	0,23319
23 Papirindustri	0,19825
24 Udgivelse af dagblade	0,08525
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,09605
26 Trykkerier	0,11362
27 Mineralolieindustri mv.	0,41259
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,50707
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,28625
30 Fremstilling af kunstgødning	0,33138
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,17069
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,09822
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,09784
34 Medicinalindustri	0,11492
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,17686
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,18839
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,10032
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,12407

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

		NO _x
Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994		
Erhverv		Kg NO _x
39	Glas- og keramisk industri	0,26512
40	Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	1,58311
41	Fremstilling af produkter af beton, cement , asfalt, stenuld mv.	0,35795
42	Jern- og stålværker	0,48627
43	Forarbejdning af jern- og stål	0,1159
44	Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,12899
45	Støbning af metalprodukter	0,33581
46	Fremstilling af byggematerialer af metal	0,11077
47	Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,12912
48	Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,10345
49	Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,08956
50	Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,11514
51	Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,09362
52	Fremstilling af husholdningsapparater	0,10402
53	Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,06212
54	Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,08738
55	Fremstilling af telemateriel mv.	0,07872
56	Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,06452
57	Fremstilling af biler mv.	0,10674
58	Skibsværfter og bådebyggerier	0,1047
59	Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,09678
60	Møbelindustri	0,15929
61	Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,09604
62	Genbrug af affaldsprodukter	0,20319
63	Elforsyning	6,36722
64	Gasforsyning	0,13895
65	Varmeforsyning	1,65226
66	Vandforsyning	0,31291
67	Nybyggeri	0,22149
68	Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,19413
69	Anlægsvirksomhed	0,19176
70	Materialer	0,18234
71	Handel med biler, motorcykler mv.	0,1519
72	Autoreparation	0,13624
73	Servicestationer	0,22438
74	Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,20598
75	Detailhandel med fødevarer mv.	0,1546
76	Varehuse og stormagasiner	0,14287

NO_x

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NO _x
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,07374
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,12722
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,13356
80 Hoteller m.v.	0,23478
81 Restauranter mv.	0,17241
82 Jernbaner	0,49802
83 Bustrafik mv., rutefart	0,91818
84 Taxi- og turistvognmænd	0,55711
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	1,10703
86 Skibsfart	0,48134
87 Lufttransport	0,86235
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,36524
89 Anden transportformidling	0,1907
90 Post og telekommunikation	0,09473
91 Pengeinstitutter	0,03346
92 Realkreditinstitutter mv.	0,0327
93 Livs- og pensionsforsikring	0,04921
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,05056
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,06246
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,08293
97 Boliger	0,02631
98 Udlejning af erhvervsejendomme mv.	0,0437
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,05928
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,08646
101 Levering af programmel og konsulentbistand i forb. m. software	0,07651
102 Forskning og udvikling (markedsrådgivning)	0,06171
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsrådgivning)	0,08602
104 Advokatvirksomhed	0,04929
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,05463
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,0703
107 Reklame- og markedsføring	0,09325
108 Rengøringsvirksomhed	0,1267
109 Anden forretningservice	0,08626
110 Generel offentlig administration	0,05662
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,05001
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,07146
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,1633
114 Folkeskoler	0,08701

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

NO_x

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NO _x
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,06183
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,08423
117 Voksenundervisning mv. (markedsræssig)	0,05221
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsræssig)	0,06092
119 Hospitaler	0,07653
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,05204
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,05712
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,08352
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,22107
124 Renovation og renholdelse	0,22295
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,30771
126 Organisationer og foreninger	0,04513
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsræssig)	0,09211
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsræssig)	0,16479
129 Anden servicevirksomhed	0,11163
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0,00333

CO

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg CO
1 Landbrug	0,43994
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,36964
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,58998
4 Skovbrug	0,35129
5 Fiskeri mv.	0,50021
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,12878
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,28007
8 Slagterier mv.	0,30686
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,21563
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,18757
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,21568
12 Mejerier og isfabrikker	0,34116
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,18186
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,18652
15 Bagerforretninger	0,16562
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,29749
17 Drikkevareindustri	0,20424
18 Tobaksindustri	0,04797
19 Tekstilindustri	0,10948
20 Beklædningsindustri	0,11975
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,09531
22 Træindustri	0,19854
23 Papirindustri	0,1179
24 Udgivelse af dagblade	0,10561
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,1204
26 Trykkerier	0,12987
27 Mineralolieindustri mv.	0,11197
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,28931
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,12388
30 Fremstilling af kunstgødning	0,11352
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,10733
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,09242
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,10286
34 Medicinalindustri	0,07538
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,12162
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,10248
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,08138
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,09665

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

CO

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

	Erhverv	Kg CO
39	Glas- og keramisk industri	0,14145
40	Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	0,74263
41	Fremstilling af produkter af beton, cement , asfalt, stenuld mv.	0,26172
42	Jern- og stålværker	0,14324
43	Forarbejdning af jern- og stål	0,09092
44	Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,09092
45	Støbning af metalprodukter	0,09151
46	Fremstilling af byggematerialer af metal	0,11932
47	Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,10459
48	Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,07183
49	Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,10195
50	Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,11595
51	Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,10395
52	Fremstilling af husholdningsapparater	0,09176
53	Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,0759
54	Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,09576
55	Fremstilling af telemateriel mv.	0,0686
56	Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,07768
57	Fremstilling af biler mv.	0,08838
58	Skibsværfter og bådebyggerier	0,07769
59	Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,08966
60	Møbelindustri	0,14524
61	Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,09496
62	Genbrug af affaldsprodukter	0,16379
63	Elforsyning	0,71524
64	Gasforsyning	0,07511
65	Varmeforsyning	3,97803
66	Vandforsyning	0,12259
67	Nybyggeri	0,24915
68	Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,21292
69	Anlægsvirksomhed	0,18266
70	Materialer	0,18118
71	Handel med biler, motorcykler mv.	0,33048
72	Autoreparation	0,21914
73	Servicestationer	0,2752
74	Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,26606
75	Detailhandel med fødevarer mv.	0,13886
76	Varehuse og stormagasiner	0,10427

CO

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg CO
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,12443
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,16622
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,21832
80 Hoteller m.v.	0,16879
81 Restauranter mv.	0,15753
82 Jernbaner	0,20122
83 Bustrafik mv., rutefart	0,90545
84 Taxi- og turistvognmænd	0,74941
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	1,11834
86 Skibsfart	0,07481
87 Lufttransport	0,62286
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,21837
89 Anden transportformidling	0,25223
90 Post og telekommunikation	0,17573
91 Pengeinstitutter	0,03994
92 Realkreditinstitutter mv.	0,04213
93 Livs- og pensionsforsikring	0,06771
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,05531
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,08373
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,14027
97 Boliger	0,0336
98 Udlejning af erhvervsejendomme mv.	0,06
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,08218
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,09981
101 Levering af programmel og konsulentbistand i forb. m. software	0,11577
102 Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,07498
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,08381
104 Advokatvirksomhed	0,07415
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,09386
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,11168
107 Reklame- og markedsføring	0,13613
108 Rengøringsvirksomhed	0,24412
109 Anden forretningservice	0,14697
110 Generel offentlig administration	0,05852
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,05978
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,08643
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,15674
114 Folkeskoler	0,06566

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

CO

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg CO
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,05937
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,073
117 Voksenundervisning mv. (markedsræssig)	0,08894
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsræssig)	0,09546
119 Hospitaler	0,0658
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,08436
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,05804
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,08052
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,15313
124 Renovation og renholdelse	0,24898
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,13467
126 Organisationer og foreninger	0,0583
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsræssig)	0,1025
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsræssig)	0,14916
129 Anden servicevirksomhed	0,16102
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0,01916

CH₄

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg CH ₄
1 Landbrug	7,76963
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,22794
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,00915
4 Skovbrug	0,18324
5 Fiskeri mv.	0,10285
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,00992
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,02534
8 Slagterier mv.	4,64633
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,07136
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	1,16395
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	2,19384
12 Mejerier og isfabrikker	4,67351
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	1,00323
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,58734
15 Bagerforretninger	0,30658
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	2,35719
17 Drikkevareindustri	0,37522
18 Tobaksindustri	0,01078
19 Tekstilindustri	0,02269
20 Beklædningsindustri	0,009
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,03326
22 Træindustri	0,04634
23 Papirindustri	0,0159
24 Udgivelse af dagblade	0,00555
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,00701
26 Trykkerier	0,00626
27 Mineralolieindustri mv.	0,0165
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,23462
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,30172
30 Fremstilling af kunstgødning	0,01469
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,01157
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,00875
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,02103
34 Medicinalindustri	0,18928
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,0825
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,00918
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,00841
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,00812

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

CH₄

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg CH ₄
39 Glas- og keramisk industri	0,00998
40 Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	0,08426
41 Fremstilling af produkter af beton, cement , asfalt, stenuld mv.	0,018
42 Jern- og stålværker	0,01527
43 Forarbejdning af jern- og stål	0,01
44 Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,02188
45 Støbning af metalprodukter	0,00857
46 Fremstilling af byggematerialer af metal	0,00798
47 Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,00867
48 Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,00972
49 Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,00964
50 Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,0092
51 Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,01381
52 Fremstilling af husholdningsapparater	0,00847
53 Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,01099
54 Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,0072
55 Fremstilling af telemateriel mv.	0,00766
56 Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,0066
57 Fremstilling af biler mv.	0,01002
58 Skibsværfter og bådebyggerier	0,00823
59 Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,00724
60 Møbelindustri	0,0151
61 Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,00844
62 Genbrug af affaldsprodukter	0,01165
63 Elforsyning	0,07667
64 Gasforsyning	0,00536
65 Varmeforsyning	0,19208
66 Vandforsyning	0,00833
67 Nybyggeri	0,00874
68 Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,00704
69 Anlægsvirksomhed	0,00938
70 Materialer	0,01511
71 Handel med biler, motorcykler mv.	0,00743
72 Autoreparation	0,00668
73 Servicestationer	0,01049
74 Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,01198
75 Detailhandel med fødevarer mv.	0,00703
76 Varehuse og stormagasiner	0,00738

CH₄

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg CH ₄
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,00512
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,00778
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,00625
80 Hoteller m.v.	0,282
81 Restauranter mv.	0,36956
82 Jernbaner	0,00664
83 Bustrafik mv., rutefart	0,012
84 Taxi- og turistvognmænd	0,01504
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	0,01237
86 Skibsfart	0,00189
87 Lufttransport	0,0574
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,01876
89 Anden transportformidling	0,00887
90 Post og telekommunikation	0,00444
91 Pengeinstitutter	0,00348
92 Realkreditinstitutter mv.	0,00403
93 Livs- og pensionsforsikring	0,00786
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,00672
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,01038
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,0092
97 Boliger	0,00141
98 Udlejning af erhvervsjendomme mv.	0,00236
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,00692
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,00935
101 Levering af programmel og konsulentbistand i forb. m. software	0,00979
102 Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,00846
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,00623
104 Advokatvirksomhed	0,0057
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,00581
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,00887
107 Reklame- og markedsføring	0,00982
108 Rengøringsvirksomhed	0,00726
109 Anden forretningservice	0,01266
110 Generel offentlig administration	0,01109
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,00446
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,00615
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,01399
114 Folkeskoler	0,00944

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

CH₄

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg CH ₄
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,00541
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,00574
117 Voksenundervisning mv. (markedsfølsom)	0,00998
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsfølsom)	0,00379
119 Hospitaler	0,01564
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,00446
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,02427
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,04152
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,00818
124 Renovation og renholdelse	0,0108
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,01012
126 Organisationer og foreninger	0,00592
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsfølsom)	0,02176
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsfølsom)	0,0154
129 Anden servicevirksomhed	0,00574
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0,00008

N₂O

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg N ₂ O
1 Landbrug	0,20767
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,01232
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,00296
4 Skovbrug	0,00672
5 Fiskeri mv.	0,01439
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,0018
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,00626
8 Slagterier mv.	0,12489
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,00618
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,03248
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,06034
12 Mejerier og isfabrikker	0,126
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,02892
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,01737
15 Bagerforretninger	0,01015
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,06693
17 Drikkevareindustri	0,01215
18 Tobaksindustri	0,00075
19 Tekstilindustri	0,00183
20 Beklædningsindustri	0,00095
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,0016
22 Træindustri	0,00402
23 Papirindustri	0,00238
24 Udgivelse af dagblade	0,00083
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,00103
26 Trykkerier	0,00117
27 Mineralolieindustri mv.	0,00421
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,01039
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,01065
30 Fremstilling af kunstgødning	0,00343
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,00171
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,00076
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,00143
34 Medicinalindustri	0,00599
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,00387
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,00199
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,00108
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,00134

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

N₂O

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg N ₂ O
39 Glas- og keramisk industri	0,00261
40 Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	0,02647
41 Fremstilling af produkter af beton, cement, asfalt, stenuld mv.	0,0038
42 Jern- og stålværker	0,0052
43 Forarbejdning af jern- og stål	0,00127
44 Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,00169
45 Støbning af metalprodukter	0,00366
46 Fremstilling af byggematerialer af metal	0,0012
47 Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,00145
48 Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,00124
49 Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,00107
50 Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,0013
51 Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,00123
52 Fremstilling af husholdningsapparater	0,00106
53 Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,0008
54 Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,001
55 Fremstilling af telemateriel mv.	0,00093
56 Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,00076
57 Fremstilling af biler mv.	0,00122
58 Skibsværfter og bådebyggerier	0,00124
59 Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,00111
60 Møbelindustri	0,00193
61 Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,00109
62 Genbrug af affaldsprodukter	0,00189
63 Elforsyning	0,07066
64 Gasforsyning	0,00113
65 Varmeforsyning	0,02589
66 Vandforsyning	0,00339
67 Nybyggeri	0,00177
68 Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,00152
69 Anlægsvirksomhed	0,00151
70 Materialer	0,00203
71 Handel med biler, motorcykler mv.	0,00152
72 Autoreparation	0,0013
73 Servicestationer	0,00246
74 Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,00162
75 Detailhandel med fødevarer mv.	0,00169
76 Varehuse og stormagasiner	0,00155

N₂O

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg N ₂ O
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,00084
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,00139
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,00132
80 Hoteller m.v.	0,00953
81 Restauranter mv.	0,0111
82 Jernbaner	0,00179
83 Bustrafik mv., rutefart	0,00327
84 Taxi- og turistvognmænd	0,00297
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	0,00404
86 Skibsfart	0,00186
87 Lufttransport	0,00725
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,0034
89 Anden transportformidling	0,00127
90 Post og telekommunikation	0,00093
91 Pengeinstitutter	0,00041
92 Realkreditinstitutter mv.	0,00038
93 Livs- og pensionsforsikring	0,00064
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,00065
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,00078
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,001
97 Boliger	0,00025
98 Udlejning af erhvervsjendomme mv.	0,00042
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,00065
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,00093
101 Levering af programmel og konsulentbistand i forb. m. software	0,00094
102 Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,00067
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,00086
104 Advokatvirksomhed	0,00062
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,00068
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,00087
107 Reklame- og markedsføring	0,00109
108 Rengøringsvirksomhed	0,00143
109 Anden forretningservice	0,0011
110 Generel offentlig administration	0,00078
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,00052
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,00056
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,00129
114 Folkeskoler	0,00107

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

N₂O

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg N ₂ O
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,00057
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,00093
117 Voksenundervisning mv. (markedsfølsom)	0,00059
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsfølsom)	0,00048
119 Hospitaler	0,00108
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,00063
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,00113
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,00176
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,00212
124 Renovation og renholdelse	0,00138
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,00326
126 Organisationer og foreninger	0,00054
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsfølsom)	0,00141
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsfølsom)	0,00193
129 Anden servicevirksomhed	0,00113
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0

 NMVOC

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NMVOC
1 Landbrug	0,35682
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,06591
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,15209
4 Skovbrug	0,08382
5 Fiskeri mv.	0,1437
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,02945
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,04786
8 Slagterier mv.	0,2211
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,05274
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,07524
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,11765
12 Mejerier og isfabrikker	0,22836
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,06826
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,05418
15 Bagerforretninger	0,04026
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,13544
17 Drikkevareindustri	0,05023
18 Tobaksindustri	0,00881
19 Tekstilindustri	0,02
20 Beklædningsindustri	0,02145
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,01807
22 Træindustri	0,04497
23 Papirindustri	0,01877
24 Udgivelse af dagblade	0,01791
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,02034
26 Trykkerier	0,02255
27 Mineralolieindustri mv.	0,02359
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,05885
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,02882
30 Fremstilling af kunstgødning	0,02153
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,01878
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,01788
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,01814
34 Medicinalindustri	0,01912
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,02349
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,0179
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,0151
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,01692

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

NMVOG

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NMVOG
39 Glas- og keramisk industri	0,02571
40 Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	0,0956
41 Fremstilling af produkter af beton, cement, asfalt, stenuld mv.	0,04716
42 Jern- og stålværker	0,02369
43 Forarbejdning af jern- og stål	0,01599
44 Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,01638
45 Støbning af metalprodukter	0,01305
46 Fremstilling af byggematerialer af metal	0,02222
47 Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,0186
48 Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,0123
49 Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,01844
50 Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,02148
51 Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,01862
52 Fremstilling af husholdningsapparater	0,01665
53 Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,01347
54 Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,01666
55 Fremstilling af telemateriel mv.	0,01222
56 Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,01351
57 Fremstilling af biler mv.	0,01579
58 Skibsværfter og bådebyggerier	0,01354
59 Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,01522
60 Møbelindustri	0,02861
61 Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,01666
62 Genbrug af affaldsprodukter	0,02963
63 Elforsyning	0,06009
64 Gasforsyning	0,0163
65 Varmeforsyning	0,08867
66 Vandforsyning	0,01972
67 Nybyggeri	0,05366
68 Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,04668
69 Anlægsvirksomhed	0,03965
70 Materialer	0,03294
71 Handel med biler, motorcykler mv.	0,05869
72 Autoreparation	0,03785
73 Servicestationer	0,04022
74 Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,04805
75 Detailhandel med fødevarer mv.	0,02195
76 Varehuse og stormagasiner	0,01475

 NMVOC

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NMVOC	
77	Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,0194
78	Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,02669
79	Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,03808
80	Hoteller m.v.	0,03303
81	Restauranter mv.	0,03701
82	Jernbaner	0,07824
83	Bustrafik mv., rutefart	0,18673
84	Taxi- og turistvognmænd	0,14712
85	Fragtvognmænd mv., rørtransport	0,22324
86	Skibsfart	0,02163
87	Lufttransport	0,12525
88	Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,04092
89	Anden transportformidling	0,04707
90	Post og telekommunikation	0,03055
91	Pengeinstitutter	0,00586
92	Realkreditinstitutter mv.	0,00687
93	Livs- og pensionsforsikring	0,01128
94	Anden forsikringsvirksomhed	0,00799
95	Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,01445
96	Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,02359
97	Boliger	0,00627
98	Udlejning af erhvervsejendomme mv.	0,01127
99	Udlejning undtagen af fast ejendom	0,01433
100	Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,0172
101	Levering af programmel og konsulentbistand i forb. m. software	0,01952
102	Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,01249
103	Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,01293
104	Advokatvirksomhed	0,01118
105	Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,01483
106	Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,01827
107	Reklame- og markedsføring	0,02273
108	Rengøringsvirksomhed	0,04054
109	Anden forretningservice	0,02464
110	Generel offentlig administration	0,00976
111	Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,01025
112	Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,01642
113	Forsvar, politi og retsvæsen	0,03057
114	Folkeskoler	0,00691

 NMVOC

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NMVOC
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,01008
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,00909
117 Voksenundervisning mv. (markedsræssig)	0,01638
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsræssig)	0,0179
119 Hospitaler	0,00902
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,0132
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,00942
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,01353
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,02229
124 Renovation og renholdelse	0,04715
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,02145
126 Organisationer og foreninger	0,00942
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsræssig)	0,01496
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsræssig)	0,02004
129 Anden servicevirksomhed	0,02633
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0,00358

NH₃

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NH ₃
1 Landbrug	2,35321
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,06455
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,00181
4 Skovbrug	0,055
5 Fiskeri mv.	0,02973
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,00158
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,00248
8 Slagterier mv.	1,40699
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,02033
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,35189
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,66373
12 Mejerier og isfabrikker	1,41503
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,30267
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,17714
15 Bagerforretninger	0,09237
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,71041
17 Drikkevareindustri	0,11255
18 Tobaksindustri	0,00306
19 Tekstilindustri	0,0064
20 Beklædningsindustri	0,00256
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,00985
22 Træindustri	0,0098
23 Papirindustri	0,00378
24 Udgivelse af dagblade	0,00155
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,00194
26 Trykkerier	0,00164
27 Mineralolieindustri mv.	0,00195
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,07007
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,09044
30 Fremstilling af kunstgødning	0,00299
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,00302
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,00243
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,00607
34 Medicinalindustri	0,05701
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,02399
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,00225
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,0023
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,00219

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

NH₃

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NH ₃
39 Glas- og keramisk industri	0,00194
40 Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	0,00297
41 Fremstilling af produkter af beton, cement, asfalt, stenuld mv.	0,00265
42 Jern- og stålværker	0,0028
43 Forarbejdning af jern- og stål	0,00272
44 Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,00633
45 Støbning af metalprodukter	0,00183
46 Fremstilling af byggematerialer af metal	0,00215
47 Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,00224
48 Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,00266
49 Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,00272
50 Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,00245
51 Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,00397
52 Fremstilling af husholdningsapparater	0,00227
53 Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,00318
54 Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,00198
55 Fremstilling af telemateriel mv.	0,00208
56 Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,00187
57 Fremstilling af biler mv.	0,00272
58 Skibsværfter og bådebyggerier	0,00219
59 Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,00183
60 Møbelindustri	0,0032
61 Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,00231
62 Genbrug af affaldsprodukter	0,00292
63 Elforsyning	0,00992
64 Gasforsyning	0,00085
65 Varmeforsyning	0,04174
66 Vandforsyning	0,00186
67 Nybyggeri	0,00219
68 Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,00174
69 Anlægsvirksomhed	0,00235
70 Materialer	0,00348
71 Handel med biler, motorcykler mv.	0,00233
72 Autoreparation	0,00189
73 Servicestationer	0,00269
74 Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,00334
75 Detailhandel med fødevarer mv.	0,00184
76 Varehuse og stormagasiner	0,00187

NH₃

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NH ₃
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,00144
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,00216
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,00179
80 Hoteller m.v.	0,08482
81 Restauranter mv.	0,11155
82 Jernbaner	0,00123
83 Bustrafik mv., rutefart	0,0021
84 Taxi- og turistvognmænd	0,00409
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	0,002
86 Skibsfart	0,00034
87 Lufttransport	0,01366
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,00464
89 Anden transportformidling	0,00242
90 Post og telekommunikation	0,0013
91 Pengeinstitutter	0,00096
92 Realkreditinstitutter mv.	0,00114
93 Livs- og pensionsforsikring	0,00226
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,0019
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,00301
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,00267
97 Boliger	0,00035
98 Udlejning af erhvervsjendomme mv.	0,00062
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,002
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,00266
101 Levering af programmel og konsulentbistand i forb. m. software	0,00285
102 Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,00235
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,00168
104 Advokatvirksomhed	0,00162
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,00169
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,00258
107 Reklame- og markedsføring	0,00283
108 Rengøringsvirksomhed	0,00209
109 Anden forretningservice	0,00373
110 Generel offentlig administration	0,00322
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,00125
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,00175
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,00386
114 Folkeskoler	0,00255

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

NH₃

Direkte og indirekte emissioner pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Kg NH ₃
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,0015
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,00146
117 Voksenundervisning mv. (markedsræssig)	0,00301
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsræssig)	0,00108
119 Hospitaler	0,0045
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,00127
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,0072
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,01236
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,00179
124 Renovation og renholdelse	0,00285
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,00244
126 Organisationer og foreninger	0,00169
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsræssig)	0,00635
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsræssig)	0,00416
129 Anden servicevirksomhed	0,00158
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0,00008

Beskæftigelse
Direkte og indirekte beskæftigelse pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Personer beskæftiget
1 Landbrug	0,00297
2 Gartnerier, planteskoler og frugtplantager	0,00361
3 Maskinstationer, anlægsgartnere mv.	0,00275
4 Skovbrug	0,00407
5 Fiskeri mv.	0,00215
6 Udvinning af råolier og naturgas mv.	0,00055
7 Udvinning af grus, ler, sten, salt mv.	0,00185
8 Slagterier mv.	0,00272
9 Forarbejdning og konservering af fisk og fiskeprodukter	0,00192
10 Forarbejdning og konservering af frugt og grønsager	0,00181
11 Fremstilling af vegetabiliske og animalske olier samt fedtstoffer	0,0018
12 Mejerier og isfabrikker	0,00266
13 Fremstilling af stivelsesprodukter, chokolade- og sukkervarer mv.	0,00185
14 Fremstilling af brød, kager og kiks	0,00213
15 Bagerforretninger	0,00536
16 Sukkerfabrikker og - raffinaderier	0,00203
17 Drikkevareindustri	0,00204
18 Tobaksindustri	0,00095
19 Tekstilindustri	0,00213
20 Beklædningsindustri	0,0025
21 Læder- og fodtøjsindustri	0,00165
22 Træindustri	0,00228
23 Papirindustri	0,00164
24 Udgivelse af dagblade	0,00316
25 Udgiver- og forlagsvirksomhed ekskl. dagblade	0,0025
26 Trykkerier	0,00219
27 Mineralolieindustri mv.	0,0006
28 Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier	0,00193
29 Fremstilling af farvestoffer,- pigmenter samt org. basiskemikalier	0,00133
30 Fremstilling af kunstgødning	0,00126
31 Fremstilling af basisplast og syntetisk gummi	0,00133
32 Fremstilling af pesticider og andre agrokemiske produkter	0,00125
33 Fremstilling af maling, lak, trykfarver mv. samt tætningsmaterialer	0,0015
34 Medicinalindustri	0,00143
35 Fremstilling af rengøringsmidler samt øvrige kemiske produkter	0,00157
36 Fremstilling af gummiprodukter samt plastemballage mv.	0,00179
37 Fremstilling af bygningsartikler af plast	0,00188
38 Fremstilling af andre plastprodukter	0,00188

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Beskæftigelse

Direkte og indirekte beskæftigelse pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

	Erhverv	Personer beskæftiget
39	Glas- og keramisk industri	0,00226
40	Fremstilling af cement, mursten, tagsten, fliser, kakler mv.	0,00153
41	Fremstilling af produkter af beton, cement, asfalt, stenuld mv.	0,00205
42	Jern- og stålværker	0,00165
43	Forarbejdning af jern- og stål	0,00161
44	Fremstilling af ikke-jernholdige metaller	0,00125
45	Støbning af metalprodukter	0,00117
46	Fremstilling af byggematerialer af metal	0,00212
47	Fremstilling af håndværktøj, metalemballage mv.	0,00198
48	Fremstilling af skibsmotorer, kompressorer mv.	0,00204
49	Fremstilling af maskiner til generelle formål	0,00192
50	Fremstilling af landbrugsmaskiner	0,00257
51	Fremstilling af maskiner til industri m.v.	0,00221
52	Fremstilling af husholdningsapparater	0,00185
53	Fremstilling af kontormaskiner og edb-udstyr	0,00174
54	Fremstilling af andre elektriske maskiner og apparater	0,00187
55	Fremstilling af telemateriel mv.	0,00185
56	Fremstilling af medicinsk udstyr, instrumenter, ure mv.	0,00195
57	Fremstilling af biler mv.	0,00179
58	Skibsværfter og bådebyggerier	0,00222
59	Fremstilling af transportmidler ekskl. skibe og biler mv.	0,00179
60	Møbelindustri	0,00227
61	Fremstilling af legetøj, guld- og sølvvarer mv.	0,00204
62	Genbrug af affaldsprodukter	0,00169
63	Elforsyning	0,0009
64	Gasforsyning	0,00059
65	Varmeforsyning	0,00087
66	Vandforsyning	0,00239
67	Nybyggeri	0,00289
68	Reparation og vedligeholdelse af bygninger	0,0031
69	Anlægsvirksomhed	0,00196
70	Materialer	0,00182
71	Handel med biler, motorcykler mv.	0,00295
72	Autoreparation	0,00246
73	Servicestationer	0,00579
74	Engros- og agenturhandel undt. m. biler	0,00232
75	Detailhandel med fødevarer mv.	0,00377
76	Varehuse og stormagasiner	0,00424

Beskæftigelse
Direkte og indirekte beskæftigelse pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994

Erhverv	Personer beskæftiget
77 Apoteker, parfumerier og materialister mv.	0,00356
78 Detailhandel m. beklædning og fodtøj	0,00391
79 Detailhandel i øvrigt, reparationsvirksomhed mv.	0,00344
80 Hoteller m.v.	0,0043
81 Restauranter mv.	0,00292
82 Jernbaner	0,00164
83 Bustrafik mv., rutefart	0,00459
84 Taxi- og turistvognmænd	0,00253
85 Fragtvognmænd mv., rørtransport	0,00233
86 Skibsfart	0,00065
87 Lufttransport	0,00194
88 Hjælpevirksomhed i forb. m. transport, rejsebureauvirksomhed	0,00221
89 Anden transportformidling	0,00202
90 Post og telekommunikation	0,0025
91 Pengeinstitutter	0,0016
92 Realkreditinstitutter mv.	0,00118
93 Livs- og pensionsforsikring	0,00168
94 Anden forsikringsvirksomhed	0,0025
95 Servicevirksomhed for finanssektoren mv.	0,00159
96 Ejendomsrådgivningsvirksomhed mv.	0,00266
97 Boliger	0,00053
98 Udlejning af erhvervsejendomme mv.	0,00084
99 Udlejning undtagen af fast ejendom	0,00155
100 Databehandlingsvirksomhed bortset fra levering af software m.v.	0,00194
101 Levering af programmer og konsulentbistand i forb. m. software	0,00238
102 Forskning og udvikling (markedsræssig)	0,00314
103 Forskning og udvikling (anden ikke-markedsræssig)	0,00214
104 Advokatvirksomhed	0,0024
105 Revisions- og bogføringsvirksomhed	0,00246
106 Rådgivende ingeniører, arkitekter mv.	0,0022
107 Reklame- og markedsføring	0,00255
108 Rengøringsvirksomhed	0,00533
109 Anden forretningservice	0,00302
110 Generel offentlig administration	0,00361
111 Offentlig sektoradm. bortset fra vedr. erhverv og infrastruktur m.v.	0,0019
112 Offentlig administration vedrørende erhverv, infrastruktur m.v.	0,00268
113 Forsvar, politi og retsvæsen	0,00265
114 Folkeskoler	0,00344

Beskæftigelse**Direkte og indirekte beskæftigelse pr. 1000 kr. leverance fra erhvervene i (basispriser) 1994**

Erhverv	Personer beskæftiget
115 Gymnasier, erhvervsfaglige skoler	0,00333
116 Videregående uddannelsesinstitutioner	0,00326
117 Voksenundervisning mv. (markedsræssig)	0,00391
118 Voksenundervisning mv. (anden ikke-markedsræssig)	0,00441
119 Hospitaler	0,00308
120 Læger, tandlæger, dyrlæger mv.	0,0036
121 Sociale institutioner mv. for børn og unge	0,00508
122 Sociale institutioner mv. for voksne	0,00358
123 Kloakvæsen og rensningsanlæg	0,00118
124 Renovation og renholdelse	0,00182
125 Lossepladser og forbrændingsanstalter	0,00293
126 Organisationer og foreninger	0,00339
127 Forlystelser, kultur og sport (markedsræssig)	0,00207
128 Forlystelser, kultur og sport (anden ikke-markedsræssig)	0,00346
129 Anden servicevirksomhed	0,00417
130 Private husholdninger med ansat medhjælp	0,00947

KAPITEL 3

Vurdering af relativ fordelagtighed - prissætning

I dette kapitel skal der gøres rede for følgende forhold:

- Det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag
- Den basale teori vedrørende fastsættelsen af beregningspriser for økonomiske goder
- Beregningspriser på økonomiske goder
- Beregningspriser på miljøeffekter og goder

3.1 Det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag

Befolkningens præferencer over for de betragtede projekters konsekvenser udgør vurderingsgrundlaget for den velfærdsøkonomiske analyse. Konsekvenserne kan som omtalt opfattes som ændringer i udbudet og anvendelsen af en lang række goder, og det er derfor de præferencebestemte værdier eller vægte, som befolkningen tillægger disse ændringer, der udgør det konkrete vurderingsgrundlag.

Som indikatorer på præferencerne benyttes befolkningens betalingsvillighed for ændringerne i godeudbudet. De nødvendige vægte udtrykkes derfor normalt i form af beregningspriser. Det enkelte projekts fordelagtighed kan derfor udtrykkes i et tal, W

$$W = \sum_{t=0}^T x_t \cdot p(x_t)$$

hvor

W = velfærdsændringen eller det velfærdsøkonomiske overskud ved projektet målt i kr.

x_t = konsekvens x i periode t målt i den for konsekvensen mest naturlige enhed

$p(x_t)$ = beregningsprisen pr. enhed af konsekvens x_t

De positive konsekvenser af projektet - dvs. de konsekvenser, som indebærer en forøgelse af forbrugsmulighederne såsom øget udbud af markedsomsatte forbrugsgoder eller forbedringer i miljøkvaliteten - tillægges positive priser. De

negative konsekvenser såsom forbrug af produktionsfaktorer og andre økonomiske ressourcer samt forringelser af miljøkvaliteten tillægges negative priser.

Som omtalt i indledningen er prissætningen af projektets konsekvenser kun relevant, hvis projektet hverken på kort eller langt sigt indebærer konsekvenser, der er helt uacceptable for samfundet. Der skal altså være en bred accept af, at spørgsmålet om projektets gennemførelse indgår i en prioriteringsproblemstilling.

Vurderingsgrundlaget hviler på en række mere eller mindre eksplicit formulerede forudsætninger, hvis realisme og holdbarhed absolut godt kan drages i tvivl. Forudsætningerne er sammenfattet i følgende velfærdsfunktion

$$W = \sum_{i=1}^n U_i(x_i) \text{ for } i = 1; n$$

hvor $U_i(x_i)$ er individ i 's nytte af forbruget x_i . Heraf fremgår det, at

- vurderingen alene baseres på befolkningens præferencer
- alle personers præferencer har lige stor vægt, og enhver forbedring af velfærden for én person, uden at andres forringes, anses for fordelagtig
- de enkelte personers præferencer forudsættes at være sammenlignelige og at kunne udtrykkes kardinalt - dvs. deres relative størrelser kan udtrykkes med tal - og dermed at kunne adderes til et samlet kvantitativt mål for velfærdsændringen
- den enkelte persons præferencer alene er rettet mod projektets konsekvenser for personen selv
- præferencerne alene er knyttet til projektets konsekvenser for forbrugsmulighederne i samfundet

Umiddelbart virker det ganske fornuftigt at basere en velfærdsøkonomisk vurdering på befolkningens præferencer. I en række tilfælde må dette vurderingsgrundlag dog anses for utilstrækkeligt. På grund af manglende information er befolkningen måske ikke klar over, hvad der tjener den bedst. Der kan også være tale om tilfælde, hvor de enkelte personers præferencer ikke er i overensstemmelse med mere overordnede etiske principper. I sådanne tilfælde kan den velfærdsøkonomiske vurdering ikke stå alene, men må erstattes eller suppleres med andre vurderingsprincipper - jf. afsnit 5.3.

Ved at tillægge alle personers præferencer samme vægt synes vurderingsgrundlaget grundlæggende at være demokratisk. Forudsætningen har imidlertid to konsekvenser, hvis hensigtsmæssighed kan betvivles. For det første har velhavende personer umiddelbart gennem deres betalingsvillighed mulighed for at udtrykke stærkere præferencer end fattige personer. Dette forhold kan og bør der i følge det velfærdsøkonomiske grundlag justeres for ved at tillægge de velhavendes betalingsvillighed mindre vægt end de fattiges. Dette skyldes, at én kr. for en velhavende ikke er lige så meget værd som for en fattig. I virkeligheden udtrykker den fattige en stærkere præference end den velhavende, når de begge udtrykker en betalingsvillighed på x kr. - jf. i øvrigt afsnit 6.2. For det andet vil et projekt blive anset for fordelagtigt, selvom det alene kommer de velhavende til gode uden at forringe forholdene for de fattige. Denne konsekvens kan betvivles, fordi en stigende ulighed i samfundet i sig selv ofte anses for uønsket. Vurderingen af projektet ud fra dets velfærdsøkonomiske overskud bør derfor suppleres med en vurdering af dets fordelingskonsekvenser - jf. også afsnit 6.2.

Forudsætningen om, at befolkningen skal kunne udtrykke deres præferencer i en kardinal måleenhed, er nødvendig for at kunne angive, hvor meget de enkelte projekters fordelagtighed afviger fra hinanden - projekternes velfærdsøkonomiske overskud udtrykker disse størrelsesforhold. Samtidig er forudsætningen nødvendig for at kunne sammenligne de enkelte personers præferencer og addere dem til et samlet mål for den velfærdsøkonomiske fordelagtighed. Forudsætningerne om kardinalt målelige præferencer og muligheden for at sammenligne præferencerne på tværs af personer er meget omdiskuterede. Formentlig giver de kun et meget unuanceret billede af de mange forskellige måder, hvorpå befolkningen formulerer præferencer og holdninger.

De enkelte personers præferencer over for projekternes konsekvenser antages alene at afhænge af projekternes konsekvenser for personerne selv. Der ses således bort fra alle former for interesse for og holdninger til andres forhold. Dette er klart en urealistisk antagelse; men den er nødvendig for direkte at kunne fortolke de udtrykte betalingsvilligheder som indikatorer på præferencerne. Der bliver også i nogen udstrækning taget højde de enkelte personers interesse for andre personers vilkår ved at inddrage projekternes fordelingskonsekvenser i vurderingen.

Vurderingsgrundlaget er alene rettet mod projekternes konsekvenser for forbrugsmulighederne i samfundet. Selvom disse fortolkes bredt ved foruden markedsomsatte goder også at omfatte miljøgoder og andre ikke-markedsomsatte goder, er der i en vis udstrækning tale om en begrænsning af de forhold, som inddrages i projektvurderingen. Ud over forbrugskonsekvenserne kan det således være relevant at vurdere organisatoriske, sikker-

hedsmæssige og etiske forhold. Resultatet af vurderingen kan derfor bedst opfattes som et forsøg på at måle projektets konsekvenser for velstanden i samfundet.

Det er meget væsentligt for fortolkningen af projektvurderingens resultater at holde sig de omtalte forudsætninger vedrørende vurderingsgrundlaget for øje. De til forudsætningerne knyttede svagheder begrænser resultaternes anvendelighed. De kan ikke stå alene, men må betragtes som værdifulde input til en væsentligt bredere samfundsmæssig beslutningsproces. Resultaterne skal alene fortolkes som indikatorer på befolkningens præferencer over for den del af projektets forbrugskonsekvenser, for hvilke befolkningen anser det for meningsfuldt at udtrykke præferencer i form af betalingsvilligheder. Den helt centrale projektvurderingsproblemstilling bliver herefter at fremskaffe oplysninger om befolkningens præferencer, dvs. at fastsætte beregningspriserne. Denne problemstilling behandles i de følgende afsnit 3.2 - 3.4.

3.2 Den basale teori vedrørende fastsættelsen af beregningspriser for økonomiske goder

Som omtalt i afsnit 2.1 omfatter de økonomiske goder følgende godetyper

- Markedsomsatte forbrugsgoder
- Produktionsfaktorer
 - Arbejdskraft
 - Fast realkapital (bygninger, maskiner o.l.)
 - Miljøet (fornybare ressourcer såsom landbrugsjord, skove og fiskefarvande)
- Råstoffer
 - Udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller
 - Fornybare ressourcer såsom drikkevand
- Markedsomsatte producerede produktionsgoder - råvarer, halvfabrikata, kontorartikler, el, fjernvarme osv.
- Import og eksport samt ensidige valutaoverførsler

I det følgende skal først omtales den basale teori vedrørende fastsættelsen af beregningspriser for disse goder, hvorefter udledningen af de enkelte goders specifikke beregningspriser omtales i de følgende afsnit.

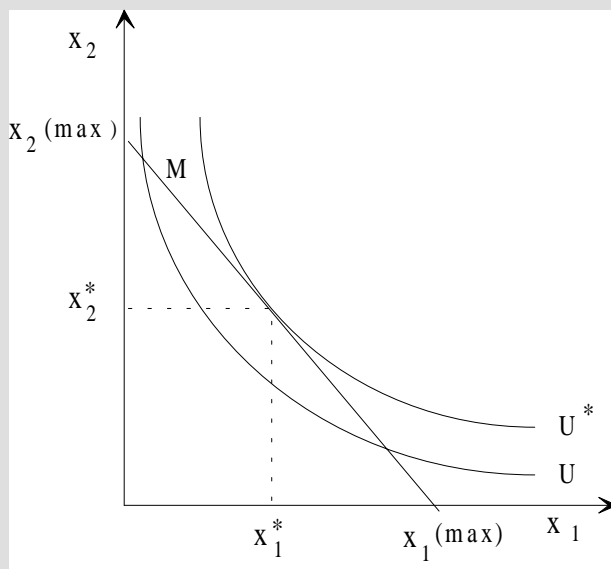
3.2.1 Markedsomsatte forbrugsgoder

Udgangspunktet for beregningsprifsættelsen er bestemmelsen af beregningspriser på markedsomsatte forbrugsgoder. Dette er i overensstemmelse med vurderingsgrundlagets fokusering på projekternes konsekvenser for forbrugsmulighederne.

Inden for den velfærdsøkonomiske vurderingsmetode benyttes befolkningens betalingsvillighed for forskellige forbrugsgoder som indikator på styrken af dens præferencer over for de pågældende goder. Betalingsvilligheden for de markedsomsatte forbrugsgoder, afspejles i de aktuelle markedspriser eller køberpriser, og dette gælder uanset om priserne er genereret på et såkaldt fuldkomment konkurrencemarked eller på ufuldkomne markeder med monopolpriser eller er påvirket af afgifter og subsidier. De aktuelle køberpriser på forbrugsgoder kan derfor direkte benyttes som beregningspriser.

Argumentationen herfor bygger på traditionel økonomisk teoris beskrivelse af den rationelle forbrugers adfærd. Denne vil nemlig sammensætte sit forbrug på en sådan måde, at forholdene mellem de marginale nytter ved at opnå én enhed mere af de forskellige forbrugsgoder netop svarer til goderne relative markedspriser - dvs. forholdene mellem de priser, forbrugerne skal betale for de forskellige goder. Hvis forbruget ikke sammensættes på denne måde vil det være muligt at opnå større nyttetilfredsstillelse og dermed være mere økonomisk rationelt at købe flere af de goder, som har lave relative priser og høje relative marginale nytter, mod at afgive goder for hvilket det modsatte er tilfældet.

Dette er illustreret i figur 3.2.1. Forbrugernes præferencer kan repræsenteres ved hjælp af såkaldte "indifferenskurver", U , som angiver de sammensætninger af forbrugsgoderne x_1 og x_2 , der giver forbrugerne samme nyttemæssige tilfredsstillelse. Hældningen på indifferenskurven i et givet punkt er udtryk for forholdet mellem de marginale nytter af de to goder - dvs. hvor mange enheder af det ene gode, der på marginalen kan erstatte én enhed af det andet gode. Det ses, at hvis forbrugerne har en budgetrestriktion, således at de maksimalt kan købe $x_1(max)$ enheder af gode x_1 og $x_2(max)$ enheder af x_2 , og de relative priser på goderne hermed svarer til hældningen på den rette linie M , da vil forbrugerne maksimere deres nytte ved at forbruge i punktet (x_1^*, x_2^*) , hvor M tangerer indifferenskurven U^* .



Figur 3.2.1 Maksimering af forbrugernes nytte

Dette resultat benyttes i forbindelse med velfærdsøkonomisk projektvurdering til at fastsætte beregningspriserne for markedsomsatte forbrugsgoder svarende til godernes køberpriser - dvs. markedspriserne inkl. afgifter og subsidier. Disse priser er nemlig udtryk for, hvad befolkningen er villig til at betale for én ekstra enhed af goderne.

Det er altså ikke nødvendigt i en situation med ufuldkomne markeder og inoptimalt udnyttede ressourcer - som er den situation samfundet normalt befinder sig i - at forsøge at udlede egentlige skyggepriser, der afspejler den marginale nytte af goderne i en allokeringmæssigt optimal situation - et såkaldt Pareto-optimum. Hvis man benytter sådanne optimumsbestemte skyggepriser ved vurderingen af projekter, hvor udgangssituationen er inoptimal, er der i øvrigt på grund af det såkaldte second best problem risiko for, at resultatet af vurderingen bliver fejlagtigt - jf. Lesourne (1975), Nordstrand (1977) og Møller (1984) samt appendiks 3.1.

De eksisterende køberpriser afspejler imidlertid den eksisterende formue- og indkomstfordeling i samfundet, og det antages alene, at de relative priser er indikatorer på forbrugernes relative marginale nytte af de forskellige forbrugsgoder. Det er således klart, at én kr. betalt af en fattig person ikke repræsenterer det samme marginale nytteniveau som én kr. betalt af en velhavende. For at

opnå et mål for de opnåede marginale nytteniveauer kræves det, at den pris, som den enkelte person betaler, multipliceres med vedkommendes marginale nytte af indkomst. Da denne må antages at være højere for en fattig person end for en velhavende, vil det, hvis denne korrektion foretages, fremgå, at den fattige reelt opnår større marginal nytte end en velhavende ved at give et bestemt beløb ud på et forbrugsgode.

I praksis gennemføres denne korrektion dog yderst sjældent. Dette skyldes store vanskeligheder med at fastsætte de forskellige befolkningsgruppers marginale nytte af indkomst - se dog Squire & van der Tak (1975) for et forslag til en praktisk fremgangsmåde. I denne vejledning gøres der heller ikke forsøg på at anvise metoder til at foretage fordelingsbaserede korrektioner af betalingsvillighederne; men der lægges op til at supplere den velfærdsøkonomiske analyse med en budgetøkonomisk analyse af projektets indkomstfordelingskonsekvenser - jf. kapitel 6.

Forbrugsgodernes beregningspriser udgør i realiteten grundlaget for fastsættelsen af beregningspriserne på de øvrige godetyper, der alle udgør inputs i produktionen. Principperne for fastsættelsen af disse priser omtales i det følgende afsnit 3.2.2.

3.2.2 Produktionsfaktorer, produktionsgoder og råvarer i en situation uden afgifter og subsidier

Samfundet besidder en given mængde produktionsfaktorer - arbejdskraft, kapital og miljø - som kan indsættes i produktionen af forbrugsgoder og produktionsgoder - herunder udvinding af råstoffer, dvs. produktion af råvarer. Disse goder har en pris eller værdi, som ved salg af goderne bibringer produktionsfaktorenes ejere indkomst - den såkaldte faktorindkomst. Denne indkomst kan omsættes i forbrug, hvorfor produktionsfaktorerne også kan opfattes som de ultimative værdiskabere i samfundet. Produktionsfaktorenes markedspriser udtrykker altså værdien af de forbrugsmuligheder, som skabes ved at anvende faktorerne i produktionen, og priserne kan derfor benyttes som beregningspriser.

Man har altså

$$p_f = y_l(f) + y_k(f) + y_m(f) + p_p(f) + p_r(f)$$

$$p_p = y_l(p) + y_k(p) + y_m(p) + p_r(p)$$

$$p_r = y_l(r) + y_k(r) + y_m(r)$$

hvor

p_f , p_p og p_r er prisen på hhv. forbrugsgoder, halvfabrikata og råvarer

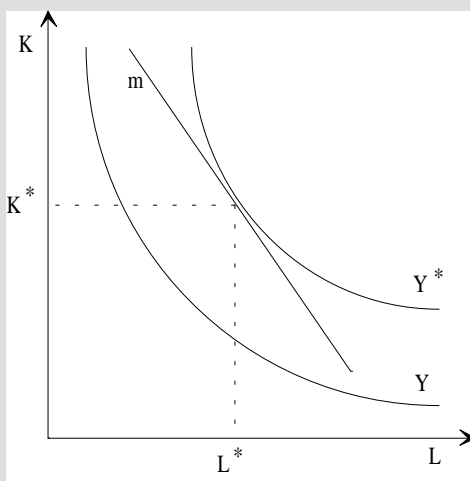
y_l , y_k og y_m hhv. er arbejdskraftens, kapitalejernes og ejerne af miljøets faktorindkomster - indtjent i forbindelse med produktion af forbrugsgoder, produktionsgoder og råvarer

$p_p(f)$ og $p_r(f)$ er udgifterne til produktionsgoder og råvarer i forbindelse med produktionen af forbrugsgoderne

$p_r(p)$ er udgifterne til råvarer i forbindelse med produktionen af produktionsgoder

Prisen på råvarer er udelukkende sammensat af faktorindkomstandele - herunder den såkaldte ressourcerente, der tilfalder ejerne af råstofforekomsterne, jf. afsnit 3.3.5. Ved herefter i udtrykket for prisen på forbrugsgoder at erstatte udgifterne til produktionsgoder og råvarer med de faktorindkomster, der indtjenes i produktionen heraf, ses, at også forbrugsgodeprisen udelukkende er sammensat af faktorindkomster indtjent i produktionen af forbrugsgoder, produktionsgoder og råvarer. Det er altså produktionsfaktorerne, der er de ultimative indkomst- og værdiskabere i samfundet.

Anvendes produktionsfaktorerne optimalt, vil deres priser netop afspejle deres marginale værdiproduktivitet - dvs. deres evne som værdiskabere. Dette kan illustreres ved figur 3.2.2.



Figur 3.2.2 Optimal anvendelse produktionsfaktorerne

Hvis samfundet råder over to produktionsfaktorer - arbejdskraft i mængden L^* og kapital i mængden K^* - vil der maksimalt kunne produceres en mængde produktionsgoder Y^* angivet ved isokvanten med denne betegnelse. En iso-

kvant angiver de sammensætninger af produktionsfaktorerne, som vil resultere i en given produktionsmængde Y . Den optimale anvendelse af produktionsfaktorerne indtræffer, når de relative priser på faktorerne angivet ved hældningen på den rette linie m indstiller sig, således at de svarer til hældningen på isokvanten Y^* i punktet (L^*, K^*) . Hældningen på isokvanten angiver også forholdet mellem produktionsfaktorernes marginale produktivitet i det pågældende punkt - altså hvor meget mere arbejdskraft der skal til for at erstatte en given reduktion i forbruget af kapital og samtidig fastholde produktionsniveauet.

Produktionsfaktorens pris er altså - forudsat at produktionsfaktorerne benyttes optimalt - udtryk for faktorens værdi som skaber af forbrugsmuligheder for samfundet. Derfor kan produktionsfaktorernes priser direkte benyttes som beregningspriser. Når en produktionsfaktor benyttes i forbindelse med et givet projekt, mister man forbrugsmuligheder med en værdi svarende til faktorens pris - de såkaldte "opportunity costs". Beregningspriserne er således udtryk for disse opportunity costs.

Beregningspriserne på produktionsgoder og råvarer kan herefter ligeledes fastsættes svarende til disse goders priser. Disse afspejler nemlig værdien af de produktionsfaktorer, som direkte og indirekte medgår ved produktionen af goderne - dvs. opportunity costs ved at producere og benytte goderne i forbindelse med et givet projekt.

3.2.3 *Produktionsfaktorer, produktionsgoder og råvarer i en situation med afgifter og subsidier*

Den gennemførte argumentation forudsætter, at produktionsfaktorerne benyttes optimalt - gælder under fuldkommen konkurrence i økonomien - og at ingen af de økonomiske goder er pålagt afgifter eller subsidieres. I denne situation kan produktionsfaktorernes priser direkte benyttes som beregningspriser. Samtidig svarer de producerede produktionsgoders og råvarers priser til værdien af det direkte og indirekte forbrug af produktionsfaktorer ved at fremstille og udvinde disse goder. Denne værdi betegnes normalt "faktorprisen".

Hvis forudsætningen om fraværet af afgifter og subsidier ikke holder, kan faktorpriserne imidlertid ikke direkte benyttes som beregningspriser, og beregningsprisfastsættelsen vanskeliggøres betydeligt. Man kan skelne mellem to situationer:

- Alle goder er belagt med ensartede afgifter, der refunderes i alle produktionsled, men ikke i forbrugsledet - eksempelvis moms
- Goderne er belagt med ikke-refunderbare afgifter og subsidier i varierende størrelse - fx CO₂-afgiften.

I det første tilfælde, hvor afgifterne er ensartede og refunderbare, forstyrres de relative priser ikke - de relative faktorpriser svarer til de relative køberpriser - men det generelle køberprisniveau forhøjes med afgiftssatsen i forhold til faktorprisniveauet. Forbrugsgodernes beregningspriser er i dette tilfælde fortsat lig med køberpriserne - det befolkningen er villig til at betale for goderne - der nu blot svarer til faktorpriserne forhøjet med afgiftssatsen. Da produktionsfaktorerne, produktionsgodernes og råvarernes beregningspriser alle fastsættes ud fra godernes marginale værdiproduktivitet med hensyn til produktion af forbrugsgoder, kan disse inputs beregningspriser herefter fastsættes som deres faktorpriser forhøjet med afgiftssatsen. Alt i alt betyder tilstedeværelsen af ensartede refunderbare afgifter altså blot, at beregningspriserne kommer til at ligge på et højere niveau end faktorpriserne. De relative beregnings- og faktorpriser forbliver ens.

I det andet tilfælde er goderne belagt med uensartede og ikke-refunderbare netto-afgifter - subsidier kan opfattes som negative afgifter. Som konsekvens heraf kommer godernes relative køberpriser til at afvige fra de relative faktorpriser. Problemet bliver herefter, hvilket sæt af relative priser man bør benytte som beregningspriser - de relative faktorpriser eller de relative køberpriser.

Udgangspunktet for beregningsprisfastsættelsen må fortsat være befolkningens betalingsvillighed for forbrugsgoderne, idet denne benyttes som indikator på befolkningens præferencer. Køberpriserne på forbrugsgoder kan altså direkte benyttes som beregningspriser for disse goder.

For produktionsfaktorerne gælder, at de nu vil have vidt forskellig marginal værdiproduktivitet i de forskellige anvendelser. Værdiproduktiviteten opgjort ud fra værdien af de forbrugsgoder, der bliver resultatet af produktionsprocesserne, afhænger således af, hvilke afgifter og subsidier der undervejs fra udvindingen af råstofferne over produktionen af produktionsgoder til produktionen af de endelige forbrugsgoder pålægges de forskellige goder.

Generelt må man antage, at produktionsfaktorerne bliver benyttet i de forskellige produktionsprocesser, således at deres marginale værdiproduktivitet set fra producenternes synspunkt svarer til faktorernes køberpriser inklusiv eventuelle ikke-refunderbare afgifter. Efterfølgende kan produktions- og forbrugsgoderne blive pålagt yderligere nettoafgifter, som forhøjer produktionsfaktorerne produktivitet set fra samfundets side - betalingsvilligheden for forbrugsgoderne - i forhold til produktiviteten set fra producentens synspunkt. Derfor bør produktionsfaktorerne køberpriser forhøjes med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor for at nå frem til deres beregningspriser - jf. afsnit 3.3.9.

Det er herefter fastsættelsen af beregningspriser for produktionsgoder og råvarer, som giver anledning til de største problemer. Man kan nemlig på den ene

side argumentere for, at produktionsgodernes og råvarernes køberpriser afspejler disse goders marginale værdiproduktivitet set fra producenterens synspunkt. Værdiproduktiviteten set fra samfundets side og dermed beregningspriserne bliver derfor ligesom for produktionsfaktorerne lig med køberpriserne forhøjet med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor.

På den anden side kan man også argumentere for, at produktionen af produktionsgoderne og råvarerne alene koster samfundet mistede forbrugsmuligheder svarende til beregningsprisværdien af det direkte og indirekte forbrug af produktionsfaktorer ved at fremstille goderne. Dette taler for at fastsætte produktionsgodernes og råvarernes beregningspriser på grundlag af sådanne faktoromkostningsberegninger.

Den sidstnævnte løsning er fra et teoretisk synspunkt klart at foretrække. Den tager direkte udgangspunkt i, at det er produktionsfaktorerne, der er de knappe ressourcer. Samtidig antages det ganske realistisk, at når der til et projekt efterspørges produktionsgoder og råvarer, vil produktionen heraf blive forøget i det fornødne omfang. Problemet med løsningen er, at det er vanskeligt at anvende den fuldt ud i praksis. Der kan nemlig vise sig at ligge et betydeligt arbejde i at gennemføre de skitserede faktoromkostningsberegninger. Derfor må det anses for mest realistisk i praksis alene at benytte denne beregningsprisfastsættelsesmetode over for produktionsgoder og råvarer, som har en bred anvendelse, og derfor indgår i mange projekter - el er et typisk eksempel på et sådant gode.

For de øvrige produktionsgoder og råvarer synes det mest praktisk, at basere beregningsprisfastsættelsen på den første argumentation. Når produktionsgoderne og råvarerne benyttes i forbindelse med et givet projekt, antages det, at der mistes alternative produktionsmuligheder med en værdi svarende til godernes køberpriser forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor. Hermed antages det måske knapt så realistisk, at udbudet af goderne ikke ændres som følge af projektets efterspørgsel. Det er selve produktionsgodet eller råvaren, der trækkes bort fra anden anvendelse.

Når de to skitserede løsninger ikke nødvendigvis fører til samme resultat, skyldes det 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.

Sammenfattende kan man sige, at tilstedeværelsen af uensartede subsidier og ikke-refunderbare afgifter er den normale situation i samfundet. Dette indebærer, at anvendelsen af samfundets produktionsfaktorer bliver inoptimal. Man må imidlertid fortsat antage, at produktionsfaktorerne anvendes optimalt af producenterne - dvs. at deres køberpriser inklusiv ikke-refunderbare afgifter og subsidier afspejler faktorernes marginale værdiproduktivitet set fra producenterens synspunkt. Under denne antagelse kan produktionsfaktorernes beregningspriser fastsættes som køberpriserne forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor. Produktionsgodernes og råvarernes beregningspriser bør herefter som udgangspunkt fastsættes som beregningsprisværdien af det direkte og indirekte produktionsfaktorforbrug ved at fremstille goderne. I praksis kan dette forbrug imidlertid ikke altid opgøres, og produktionsgodernes og råvarernes beregningspriser fastsættes i så fald efter samme princip og med samme argumentation som produktionsfaktorerne - dvs. beregningspriserne bliver lig med køberpriserne forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor - jf. afsnit 3.3.9.

De beskrevne grundlæggende principper for fastsættelsen af beregningspriserne på forbrugsgoder, produktionsfaktorer og andre produktionsgoder adskiller sig i nogen udstrækning fra de principper for fastsættelsen af beregningspriserne, som anbefales i mange andre vejledninger i projektvurdering - jf. Norges Offentlige Utredninger (1998) og EU (1999). I disse vejledninger anbefales det direkte at benytte faktorpriserne som beregningspriser. I appendiks 3.1 argumenteres der for, at anvendelsen af disse priser som beregningspriser ikke i tilstrækkelig grad er velfærdsøkonomisk funderet og kan føre til misvisende resultater.

I det følgende afsnit 3.3 bygges der videre på de basale teoretiske overvejelser fra indeværende afsnit, og der opstilles konkrete retningslinier for fastsættelsen af beregningspriser på de forskellige økonomiske goder. Prisfastsættelsen i relation til eksporterede og importerede goder, ensidige valutaoverførsler samt fastsættelsen af den omtalte gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor vil ligeledes blive omtalt.

3.3 Beregningspriser for økonomiske goder

3.3.1 Beregningspriser på markedsomsatte forbrugsgoder

Forbrugsgodernes beregningspriser skal i følge det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag afspejle befolkningens præferencer over for de pågældende goder. Som indikatorer herpå benyttes befolkningens betalingsvillighed for goderne. Denne kommer til udtryk i godernes køberpriser - dvs. de priser inklusiv afgifter, subsidier, monopolprofitter osv., som befolkningen faktisk skal betale for goderne. Beregningspriserne for markedsomsatte forbrugsgoder svarer altså til godernes køberpriser.

3.3.2 Beregningspriser på 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 alternative forbrugsmuligheder, mens der i det andet tilfælde ikke vil være et sådant tab.

Beregningsprisen på arbejdskraft skal afspejle værdien af de forbrugsmuligheder, som mistes, ved at arbejdskraften beskæftiges ved projektet. Da denne værdi afhænger af, hvorvidt der trækkes arbejdskraft bort fra anden beskæftigelse, er det nødvendigt afhængigt af beskæftigelsessituationen at arbejde med to forskellige beregningspriser på arbejdskraft.

Hvis projektets arbejdskraft må antages alternativt at være beskæftiget ved andre aktiviteter - dvs. at projektet ikke har nogen samlet beskæftigelseseffekt - fastsættes beregningsprisen som den pågældende arbejdskrafts løn forhøjet med den omtalte gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor. Arbejdskraftens løn opgøres som samtlige udgifter, en arbejdsgiver vil have ved at ansætte den pågældende arbejdskraft - dvs. ud over den rene løn også pensionsbidrag, forsikring o.l. Argumentet for denne beregningsprisregel er, at den rationelle arbejdsgiver vil ansætte arbejdskraft og dermed forøge produktionen, indtil den marginale værdi af produktionsforøgelsen set fra arbejdsgiverens synspunkt er lig med den marginale lønudgift. Fra forbrugernes synspunkt vil værdien af den marginale produktionsforøgelse normalt være højere, fordi forbrugerpriserne på de producerede goder ud over den andel, producenterne modtager, også inkluderer moms og andre afgifter. Derfor forhøjes lønnen med nettoafgiftsfaktoren - jf. afsnit 3.3.9.

Hvis der i stedet ansættes ledig arbejdskraft ved projektet - dvs. projektet har en reel beskæftigelseseffekt - kan beregningsprisen på den alternative ledige arbejdskraft fastsættes til nul. Begrundelsen for dette er som nævnt, at der ikke mistes produktion og alternative forbrugsmuligheder ved at ansætte den ledige arbejdskraft.

Undertiden argumenteres der ligefrem for at benytte en negativ beregningspris på alternativ ledig arbejdskraft. Argumentet er, at de hidtil ledige personer i realiteten opnår en nyttegevinst ved at finde arbejde, fordi ledighedssituationen, selvom den er forbundet med mere fritid, trods alt for mange er en psykisk belastning, som nu ophører. I praksis er det imidlertid vanskeligt, at prissætte denne eventuelle nyttegevinst.

Selve indkomstfremgangen ved at være i beskæftigelse skal ikke regnes som en yderligere nyttegevinst. Lønnen er blot en kompensation for den marginale unytte ved at arbejde. Nyttegevinsten repræsenteres af den stigning i forbrugsmulighederne, som projektet giver anledning til. En del af denne stigning tilfalder den hidtil ledige arbejdskraft som følge af indkomststigningen. En anden del tilfalder i første omgang staten, der sparer udgifter til arbejdsledighedsdagpenge.

I praksis kan det være vanskeligt at vurdere, om et projekt vil føre til en reel stigning i beskæftigelsen. For at vurdere i hvor høj grad forudsætningerne om beskæftigelseeffekten har væsentlige konsekvenser for resultatet af projektvurderingen, kan det derfor anbefales både at gennemføre denne med en beregningspris svarende til arbejdslønnen og med en beregningspris på nul.

3.3.3 Beregningspriser på fast realkapital

Den faste realkapital består af bygninger, maskiner, anlæg o.s.v. Den er på linie med arbejdskraften en produktionsfaktor, der bidrager til indkomstskabelsen og dermed til forøgelsen af forbrugsmulighederne i samfundet. I modsætning til arbejdskraften er den faste realkapital imidlertid en produceret produktionsfaktor, og minder derfor om et produceret produktionsgode. Når realkapitalen alligevel opfattes som en produktionsfaktor, skyldes det, at den på kort sigt lige som arbejdskraften og miljøet er en knap ressource med et givet udbud, samt at den i modsætning til andre produktionsgoder og råvarer har en levetid på mere end ét år.

Der benyttes produktionsfaktorer samt råvarer og andre producerede produktionsgoder til at fremstille bygningerne, maskinerne og anlæggene. Dette resourceforbrug repræsenterer et tab af alternative forbrugsmuligheder. Beregningspriserne på de forskellige former for realkapital skal derfor principielt opgøres som de i beregningspriser opgjorte direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger ved at fremstille realkapitalen. Når værdien af en produktionsfaktor opgøres i beregningspriser, er den udtryk for værdien af de alternative forbrugsmuligheder, som mistes ved at trække produktionsfaktoren bort fra anden anvendelse.

I praksis er det normalt især for bygninger og anlæg, at det er muligt at gennemføre sådanne omkostningsberegninger. For maskiner er det ofte vanskelige. Der vil under alle omstændigheder være en række tilfælde, hvor det eneste man kender, er realkapitalens markedspris eller investeringsudgiften. Denne kan imidlertid under en række forudsætninger benyttes som udgangspunkt for beregningspriserfastsættelsen. Realkapitalens køberpris afspejler kapitalens værdiproduktivitet set fra producenternes synspunkt, og den kan derfor forhøjet

med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor 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.

Der foreligger altså to muligheder med hensyn til fastsættelsen af beregningspriser for kapitalgoder. Man kan enten forsøge at opgøre beregningsprisværdien af produktionsfaktorforbruget ved at fremstille goderne, eller man kan benytte godernes køberpriser forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor som beregningspriser. I praksis vælger man normalt, når projektet omfatter opførelsen af større bygninger og anlæg, at fastsætte disses beregningspris som de i beregningspriser opgjorte opførelsesomkostninger. Man antager altså, at bygningerne og anlæggene fremstilles ved at trække produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse. Har man en klar forventning om, at der vil blive benyttet ledig arbejdskraft i forbindelse med byggeriet, bør arbejdskraften indgå i omkostningsberegningerne med en beregningspris på nul - jf. afsnit 3.3.2. Massefremstillede kapitalgoder såsom en række forskellige maskiner, hvoraf udbudet ikke antages at blive påvirket af projektet, kan beregningsprisfastsættes som køberprisen forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor, idet de antages alternativt at ville være indgået i en anden produktion.

Den investeringsudgift, som afholdes ved købet af projektets realkapital, vil i mange tilfælde alternativt være blevet investeret på anden vis. Ved at gennemføre projektet mistes altså alternative afkastmuligheder. Værdien af disse indarbejdes i projektvurderingen i forbindelse med den såkaldte diskontering, hvor tidsmæssigt forskelligt placerede konsekvenser sammenvejes - jf. kapitel 4.

3.3.4 Beregningspriser på produktionsfaktoren miljø - landbrugsjord, skove og fiskefarvande

Miljøet bidrager som produktionsfaktor til værdiskabelsen 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. Endelig leverer vore fiskefarvande livsbetingelserne for de fisk og andre dyr, der indgår som en del af vore samlede forbrugsmuligheder enten som fødevarer eller som input til anden fødevarerproduktion.

Det er karakteristisk for miljøet, at det 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.

Miljøets værdiskabelse - den såkaldte ressourcerente - kan opgøres som forskellen mellem de producerede produkters priser fratrukket værdien af de i produktionen benyttede produktionsfaktorer, produktionsgoder og råvarer. Ressourcerenten svarer altså til den andel af produktets pris, som bliver til rest til ejeren/brugeren af miljøet, efter at arbejdskraften er aflønnet, forbruget af realkapital er dækket, og der er afholdt udgifter til erhvervelse af de fornødne produktionsgoder og råvarer.

I praksis kan miljøets beregningspris som produktionsfaktor herefter opgøres som produktets beregningspris fratrukket de i beregningspriser afholdte udgifter pr. produktenhed til arbejdskraft, realkapital, produktionsgoder og råvarer. Denne opgørelsesmetode giver imidlertid anledning til en række spørgsmål:

- Hvorledes opgøres aflønningen af arbejdskraften, når der er tale om en arbejdsindsats fra ejerens side?
- Hvorledes opgøres forbruget af realkapitalen?
- Kan den aktuelt indtjente ressourcerente altid direkte benyttes som grundlag for beregningsprisfastsættelsen?

I forbindelse med udnyttelsen af miljøet som produktionsfaktor spiller ejeren/brugeren arbejdsindsats ofte en ikke uvæsentlig rolle - jf. de praktiske eksempler i kapitel 11 og 12. Landmanden arbejder selv på sin jord, skovejeren deltager selv i skovdriften, og ejeren af fiskefartøjet og fangstredskaberne deltager ofte selv i fiskeriet. I det sidste tilfælde tilfalder en eventuel ressourcerente ved udnyttelsen af fiskeressourcerne brugeren af disse - dvs. ejeren af fiskefartøjet og fangstredskaberne - idet der normalt ikke findes nogen egentlig ejer af fiskefarvandene. Der foreligger i sagens natur normalt ikke nogen markedsløn for landmænd, skovejere og ejere af fiskeredskaber. Aflønningen af disse må derfor fastsættes skønsmæssigt ud fra lønnen for den type arbejdskraft, som deres indsats i størst udstrækning modsvarer.

Princippet for fastsættelsen af realkapitalens beregningspris blev gennemgået i afsnit 3.3.3. Forbruget af realkapital kan opgøres ud fra denne pris ved at forhøje den med den såkaldte forrentningsfaktor på kapital og herefter annuisere beløbet over realkapitalens levetid med den valgte kalkulationsrente - jf. kapitel 4, hvor hele diskonteringsproblematikken diskuteres.

Endelig er det spørgsmålet, om den aktuelle ressourcerente kan benyttes som udgangspunkt for beregningsprisfastsættelsen. Dette afhænger af, om den aktuelle udnyttelse af miljøet anses for hensigtsmæssig. Hvis dette er tilfældet, er der ikke noget problem. Den aktuelle ressourcerente kan benyttes som beregningspris. Problemet opstår kun, når den aktuelle anvendelse af miljøet som produktionsfaktor ikke anses for tilfredsstillende.

I dette tilfælde vil det på den ene side være mest konsistent med den øvrige beregningsprissættelse at benytte den aktuelle ressourcerente - de aktuelle relative priser anvendes i alle tilfælde som udgangspunkt for beregningsprissættelsen. På den anden side er miljøet i modsætning til de øvrige produktionsgoder ikke reproducerbart, og der kan derfor argumenteres for at anvende miljøet med nogen større forsigtighed i produktionen end de øvrige goder. Dette kan ske ved i den velfærdsøkonomiske vurdering at tillægge miljøproduktionsfaktoren en i beregningspriser opgjort ressourcerente, der afspejler en hensigtsmæssig udnyttelse af miljøet. En sådan udnyttelse kunne være en bæredygtig udnyttelse - dvs. en udnyttelse af miljøet, hvor dette løbende får mulighed for at forny og dermed opretholde sin produktive kapacitet.

Hvis den aktuelle udnyttelse ikke er bæredygtig, er den aktuelle ressourcerente ikke et godt udtryk for miljøets egentlige værdi som produktionsfaktor. Den aktuelle ressourcerente kan således både være større end den bæredygtige rente - hvis man fra et bæredygtigt niveau er begyndt at overudnytte ressourcen - eller mindre end denne - hvis der igennem længere tid har været tale om overudnyttelse, og naturens produktive kapacitet dermed er blevet kraftigt forringet. I disse tilfælde kan man forsøge at skønne over, hvilken ressourcerente der vil blive resultatet af en bæredygtig udnyttelse, og derefter benytte denne rente som udgangspunkt for beregningsprissættelsen. Hermed sikres, at miljøproduktionsfaktoren prissættes svarende til dens egentlige værdi for samfundet.

Som alternativ til denne fremgangsmåde kan man vælge at prissætte miljøproduktionsfaktoren på grundlag af den aktuelle ressourcerente, og hertil lægge de velfærdsøkonomiske omkostninger ved gennem projektet yderligere at bidrage til en uhensigtsmæssig udnyttelse af miljøet. Disse omkostninger kan have karakter af yderligere fremtidige produktionstab, af yderligere omkostninger ved at fremskaffe produkterne på anden vis eller af yderligere omkostninger ved at genoprette miljøets produktive kapacitet. Denne fremgangsmåde vil være konsistent med den øvrige beregningsprissættelse.

Begge metoder er vanskelige at benytte i praksis. Den første metode kræver, at et bæredygtigt udnyttelsesforløb identificeres. Den anden metode kræver identifikation af ændringerne i de fremtidige velfærdsøkonomiske omkostninger af en uhensigtsmæssig udnyttelse. I praksis må den første metode dog vurderes at være mest fremkommelig. Der er således udviklet en række retningslinier for en økonomisk optimal og bæredygtig udnyttelse af landbrugsjorden, skovene og fiskefarvandene - se fx Pearce & Turner (1990). Disse er også i vid udstrækning blevet benyttet ved reguleringen af fiskeriet og driften af vore skove. Det er altså muligt i praksis at opstille retningslinier for en hensigtsmæssig udnyttelse af miljøet som produktionsfaktor, og der vil også kunne skønnes over de hertil svarende ressourcener.

I praksis vil det normalt være vanskeligere at opgøre ændringen i de fremtidige velfærdsøkonomiske omkostninger ved gennem projektet yderligere at bidrage til en u hensigtsmæssig udnyttelse af miljøet. Der kræves reelt en opgørelse over, hvad de fremtidige produktionstab vil være, over hvad det vil koste at tilvejebringe alternativer og over hvad omkostningerne ved at gennemføre genopretningsforanstaltninger vil være.

Derfor må anvendelsen af en beregnet bæredygtig ressourcerente anses for det bedste praktiske bud på en beregningspris på produktionsfaktoren miljø i en situation med en u hensigtsmæssig udnyttelse heraf - dette på trods af, at anvendelsen af den aktuelle ressourcerente som beregningspris i kombination med en opgørelse af de omtalte fremtidige velfærdsøkonomiske omkostninger vil være bedst i overensstemmelse med den øvrige beregningsprisfastsættelse.

Hvorvidt det i praksis er muligt nærmere at specificere, hvilken udnyttelse af miljøet der er bæredygtig i den forstand, at den ikke forringer de fremtidige muligheder for drift og forbrug, er vanskeligt at vurdere. I mangel af bedre specifikationer kan man eventuelt karakterisere den bæredygtige drift som en drift, der overholder de gældende miljøregler - fx på pesticidområdet.

Beregningspriserne for produktionsfaktoren miljø er især relevante i forbindelse med projekter, som påvirker faktorens mængdemæssige størrelse 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, kan beregningspriserne på disse goder direkte benyttes som udtryk for værdien af de forbrugsmuligheder, som opnås eller mistes ved arealændringen - jf. de praktiske eksempler i kapitel 11 og 12. Hvis der er tale om at ændre vækstbetingelserne for afgrøder og træer eller om at ændre fiskefarvandenenes kvalitet - disse ændringer kan bl.a. indtræffe som følge af forurening af naturen - er det ændringen i den beregningsprisopgjorte ressourcerente, som er det relevante mål for værdien af ændringerne.

3.3.5 Beregningspriser på udtømmelige råstoffer såsom kulbrinter og metaller

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 linie med andre produktionsgoder må opfattes som producerede input til den videre produktionsaktivitet. En råvare produceres ved med indsats af produktionsfaktorerne arbejdskraft og realkapital at udvinde de naturgivne råstofressourcer.

Beregningsprisen på udtømmelige råstofressourcer fastsættes i princippet efter samme retningslinier som beregningsprisen på produktionsfaktoren miljø. Rå-

stofferne kan ganske vist ikke på samme måde som miljøet opfattes som en egentlig produktionsfaktor. De indgår således ikke aktivt i værdiskabelsesprocessen, og der sker ikke en løbende fornyelse af ressourcerne. Udvinningen af råstofferne afkaster imidlertid ligesom udnyttelsen af miljøproduktionsfaktoren en ressourcerente, som tilfalder ejerne af råstofbeholdningerne. Ressourcerenten er dog ikke i dette tilfælde udtryk for, at råstofressourcerne løbende bidrager til værdiskabelsen i samfundet. Den repræsenterer derimod en kompensati-on til ejerne for at udtømme råstofressourcerne. Disse er uigenkaldeligt op-brugt, når de bliver udvundet, og ejerne mister en fremtidig indtjeningsmulig-hed. Samtidig mister også samfundet fremtidige forbrugsmuligheder, idet rå-stofferne indgår i tilvejebringelsen af disse.

I praksis beregnes ressourcerenteindtjeningen ved udvinning af råstofbehold-ningerne efter samme principper som ressourcerenten ved udnyttelsen af miljøet som produktionsfaktor - dvs. som råvarens beregningspris fratrukket den i be-regningspriser opgjorte aflønning af arbejdskraft, anvendelse af realkapital samt forbrug af produktionsgoder og råvarer - jf. det praktiske eksempel i kapitel 10.

Opgørelsen af arbejdskraftaflønningen giver normalt ikke anledning til pro-blemer i denne forbindelse, idet ejerne af råstofressourcerne sjældent selv delta-ger i udvindingsarbejdet. Forbruget af realkapital opgøres efter samme metode som ved beregningen af ressourcerenten ved at anvende miljøet som produkti-onsfaktor.

Spørgsmålet, om ressourcerenten bør opgøres ved en bæredygtig udvinning af råstofressourcerne, er ikke relevant, idet bæredygtighedsbegrebet ikke har me-ning i forbindelse med udnyttelsen af udtømmelige råstofressourcer. På den ene side udelukker selve forbruget af disse muligheden for at stille fremtidige generationer lige så godt som nutidige med hensyn til rådighed over råstofres-sourcer. På den anden side vil det være absurd ikke at gøre brug af de for-brugsmuligheder, som ressourcerne repræsenterer.

Man kan imidlertid tale om en mere eller mindre optimal udnyttelse af råstof-ressourcerne. I følge den såkaldte Hotelling's regel bør råstofressourcerne ud-vindes i en takt, således at ressourcerenten år for år stiger med en rate svarende til kalkulationsrenten - se fx Dasgupta & Heal (1979). At dette vil være optimalt, indses let, når det betænkes, at man ved at udvinde nu kan investere den ind-tjente ressourcerente til et afkast svarende til kalkulationsrenten. Hvis den ak-tuelle udvindingsplan fx indebærer en forventning om, at ressourcerenten vil stige med en rate, der er mindre en kalkulationsrenten, vil det kunne betale sig at ændre udvindingsplanen, således at der udvindes mere nu. Den indtjente ressourcerente vil kunne investeres, og samtidig vil den øgede knaphed på rå-stoffer få priserne på disse og dermed ressourcerenten til at stige i en højere takt.

Hvorvidt den aktuelt indtjente ressourcerente er i overensstemmelse med et optimalt udvindingsforløb, er normalt vanskeligt at afgøre. Den aktuelle ressourcerente afspejler heller ikke i sig selv råstofbeholdningens værdi, idet renten må forventes at stige i fremtiden, når råstofressourcen bliver knap. Dette må forventes at ske, uanset om det aktuelle og forventede udvindingsforløb er optimalt.

I praksis må råstofressourcens beregningspris derfor periode for periode fastsættes på grundlag af den i hver periode forventede ressourcerenteindtjening pr. enhed råstof. En given råstofressources samlede værdi kan opgøres som nutidsværdien af de forventede indtjente ressourcenter over den samlede udvindingsperiode.

Beregningspriserne for de forskellige typer af udtømmelige råstoffer er i en projektvurderingssammenhæng primært relevante i forbindelse med projekter, som forventes at få konsekvenser for udvindingstakten af et eller flere råstoffer. Hvis et projekt fx 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 - jf. det praktiske eksempel i kapitel 10.

3.3.6 Beregningspriser på fornybare råstoffer såsom drikkevand

I modsætning til de udtømmelige råstoffer bliver vore drikkevandsressourcer - herunder grundvandsmagasinerne - løbende fornyet på naturlig vis. På alle andre punkter svarer vandressourcernes økonomiske egenskaber til de egentlige råstoffers. Spørgsmålet er derfor, om dette, at drikkevandsressourcerne er fornybare, får konsekvenser for beregningsprisfastsættelsen af disse i forhold til de udtømmelige råstoffer.

Det udvundne vand beregningsprisfastsættes ligesom andre producerede forbrugsgoder, produktionsgoder og råvarer. Benyttes vandet som forbrugsgode - drikkevand - svarer beregningsprisen til den køberpris, som forbrugerne skal betale for vandet. Benyttes vandet som produktionsgode eller råvare - fx drikkevarefremstilling - bør dets beregningspris enten fastsættes som de i beregningspriser opgjorte direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger ved at udvinde vandet, eller hvis opgørelsen af disse omkostninger ikke er mulig i praksis, som køberprisen for producenterne forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor. I de fleste tilfælde benyttes vandet til begge formål, og en gennemsnitlig beregningspris kan i så fald beregnes ved at sammenveje de to beregningspriser med de andele af vandforbruget, der hhv. går til husholdninger og virksomheder.

Selve den uudvundne vandressources beregningspris og værdi for samfundet afspejles ligesom for produktionsfaktoren miljø og de udtømmelige råstoffer i den eventuelle ressourcerente, der indtjenes ved at udvinde vandressourcerne. Da vandressourcen imidlertid ikke er udtømmelig, indtjenes der ikke nødvendigvis ressourcerente i forbindelse med udvindingen. Ressourcerenten kan således udmærket være nul, hvis prisen på det udvundne vand kun lige dækker de direkte og indirekte produktionsfaktoromkostninger. Ressourcerenten kan endog fra et velfærdsøkonomisk synspunkt være negativ, hvis fx vandudvindingen subsidieres, således at det udvundne vands pris ikke dækker produktionsfaktoromkostningerne.

Beregningsprisen på selve vandressourcen er primært relevant i forbindelse med projekter, som har konsekvenser for ressourcens kvalitet, samt i forbindelse med projekter, som fører til en u hensigtsmæssig ændring i vandforbruget. Der kan herefter rejses følgende spørgsmål vedrørende beregningsprissættelsen:

- Hvorledes værdisættes forureningsskader på vandressourcen, som umiddelbart gør vandet ubrugeligt - eller omvendt konsekvenserne af en miljømæssig indsats, der forhindrer en ødelæggelse af vandressourcen?
- Kan det udvundne vands køberpriser benyttes som udgangspunkt for beregningsprissættelsen, hvis udvindingen ikke er bæredygtig - dvs. hvis udvindingsomfanget overstiger den naturlige genopbygning af vandressourcen?

Prissætningen af forureningsskader på vandressourcen er i sagens natur kun relevant, hvis det er alment accepteret at opfatte problemstillingen som en prioriteringsproblemstilling - dvs. man finder det relevant og acceptabelt at spørge, om de velfærdsøkonomiske fordele ved at skade ressourcen kan opveje skaderne herved. Hvis man fx som bindende målsætning har, at grundvandet skal være tilstrækkeligt rent til direkte at kunne benyttes som drikkevand, er det ikke relevant at prissætte en eventuel skade herpå.

Hvis det er acceptabelt at forurene vandressourcen, kan værdien af skaden opgøres på følgende måde. Hvis forureningsomfanget ikke er større end, at vandet vil kunne renses, kan prisen for forureningen umiddelbart opgøres som de i beregningspriser opgjorte omkostninger ved at foretage rensningen. Man bør dog også undersøge, om den ødelagte vandressource kan erstattes af en alternativ vandforsyning til omkostninger, der er mindre end rensningsomkostningerne. Hvis dette er tilfældet kan de velfærdsøkonomiske omkostninger opgøres som summen af den eventuelt mistede ressourcerente fra den forurenede ressource og omkostningerne ved at fremskaffe en alternativ vandforsyning. Hvis forureningsomfanget er så stort, at vandressourcen må anses for ubrugelig i mange år fremover, bør de velfærdsøkonomiske omkostninger opgøres på tilsvarende vis.

Opgørelsen af ressourcerenten ved at udvinde vandet og dermed det uudvundne vands beregningspris tager udgangspunkt i den gældende køberpris på vand. Køberprisen er således udtryk for forbrugerens marginale nytte af at forbruge vandet, og for producenten er køberprisen udtryk for vandets værdi-produktivitet. Det er imidlertid et problem, hvis køberprisen giver anledning til et forbrugsomfang, som overstiger den naturlige genopbygning af vandressourcen. Problemet svarer fuldstændig til den tilsvarende problemstilling vedrørende fastsættelsen af beregningsprisen for miljøproduktionsfaktoren - jf. afsnit 3.3.4.

Ved et overforbrug påføres samfundet på længere sigt en omkostning ved at skulle udvikle alternative vandforsyningsmuligheder. Køberprisen er altså ikke i denne situation et godt udtryk for de sande velfærdsøkonomiske omkostninger ved vandforbruget. Man kan herefter ligesom for miljøproduktionsfaktoren vælge enten at benytte den aktuelle køberpris som udgangspunkt for beregningspristfastsættelsen og supplere vurderingen med en opgørelsen af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved på længere sigt at skulle fremskaffe en alternativ vandforsyning eller ved at skulle reducere det fremtidige forbrug. Eller man kan forsøge at fastsætte en bæredygtig køberpris for vand - dvs. en pris der reducerer det samlede forbrug til et niveau svarende til den naturlige genopbygning af vandressourcen.

Fordi den første metode er bedst i overensstemmelse med det generelle beregningsprisoplæg - anvend de aktuelle priser som udgangspunkt for beregningspristfastsættelsen - bør denne foretrækkes. I praksis kan det imidlertid være vanskeligt at bestemme de velfærdsøkonomiske konsekvenser af at overudnytte en vandressource, og som alternativ kan en højere bæredygtig vandpris anvendes som beregningspris - dvs. en pris, der begrænser forbruget til et bæredygtigt niveau; men dette forudsætter selvsagt, at denne kan bestemmes i praksis - dvs. at man har kendskab til efterspørgselsfunktionen for vand.

3.3.7 Beregningspriser på producerede produktionsgoder

Fastsættelsen af beregningspriser for producerede produktionsgoder og råvarer blev grundigt behandlet i afsnit 3.2.3. Derfor skal det blot gentages her

- at beregningspriserne som udgangspunkt bør fastsættes svarende til de i beregningspriser opgjorte omkostninger ved at fremstille produktionsgoderne og råvarerne - dvs. værdien af det direkte og indirekte forbrug af produktionsfaktorer og råstoffer
- at beregningspriserne, såfremt det anses for vanskeligt at gennemføre disse omkostningsberegninger i praksis, fastsættes svarende til godernes køberpriser forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor.

3.3.8 *Import og eksport af varer og tjenester samt ensidige valutaoverførsler*

De i de foregående afsnit opstillede regler for beregningsprisfastsættelsen vedrører goder, der produceres og forbruges i en indenlandsk sammenhæng. For de fleste projekter gælder det imidlertid, at en række af de benyttede produktionsgoder og råvarer bliver importeret, eller at projektets output erstatter en hidtidig import. Tilsvarende bliver projektets output i visse tilfælde eksporteret. I forbindelse med projektvurderingen er det væsentligt, at afdække projektets import- og eksportkonsekvenser, idet de importerede og eksporterede goder bør beregningsprisfastsættes efter særlige regler.

Ved at importere et gode opnår samfundet umiddelbart en forbrugsmulighed uden at skulle benytte knappe produktionsfaktorer på at fremskaffe den. Til gengæld pådrager samfundet sig en udgift og gæld i fremmed valuta, som siden hen skal tilbagebetales. Dette kan kun ske ved at fremskaffe den fornødne valuta gennem eksport af goder eller gennem at give afkald på importmuligheder. I begge tilfælde giver samfundet afkald på fremtidige forbrugsmuligheder.

Ved at eksportere et gode sker der det modsatte. Der anvendes produktionsfaktorer på at frembringe en forbrugsmulighed, som herefter umiddelbart afgives gennem eksporten. Til gengæld opnås en valutaindtægt, som repræsenterer en fordring på udlandet. Denne fordring kan omsættes i forbrugsmuligheder ved at importere goder eller ved at afstå fra at benytte produktionsfaktorer på produktion af eksportgoder.

Beregningsprisfastsættelsen af importerede og eksporterede goder bør på denne baggrund baseres på værdien af de forbrugsmuligheder, som enten afgives ved at afholde en valutaudgift og importere goder eller opnås ved gennem eksport at erhverve en valutaindtægt.

I praksis fastsættes beregningsprisen for det enkelte internationalt handlede gode herefter med udgangspunkt i godets verdensmarkedspris - den valutaudgift eller indtægt godet repræsenterer - som omsættes til indenlandsk valuta ved hjælp af den officielle valutakurs. Beregningsprisen fastsættes herefter ved at forhøje verdensmarkedsprisen med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder. Denne faktor udtrykker forholdet mellem de indenlandske priser på de internationalt handlede goder og disse goders verdensmarkedspriser.

Forhøjelsen af verdensmarkedspriserne med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder sker, fordi de forbrugsmuligheder, som opnås eller afstås gennem valutaerhvervelse og -afgivelse, har en velfærdsøkonomisk værdi, der er afspejlet i det indenlandske prisniveau - forbrugernes faktiske betalingsvil-

lighed. Det indenlandske prisniveau afviger normalt væsentligt fra verdensmarkedspriseniveauet, der bestemmer valutastrømmenes størrelse. I det følgende afsnit 3.3.10 forklares det nærmere, hvorledes den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder fastsættes.

Visse projekter giver anledning til, at der sker en ændring i omfanget af ensidige valutaoverførsler mellem Danmark og udlandet. Dette er fx tilfældet med projekter, der har indflydelse på størrelsen af landbrugsarealet - jf. de praktiske eksempler i kapitel 11 og 12 - hvilket får konsekvenser for omfanget af hektarstøtte fra EU. Sådanne ensidige overførsler repræsenterer valutaindtægter og -udgifter fuldstændig på linie med de til eksporten og importen knyttede valutastømme. Overførslerne skal derfor velfærdsøkonomisk set vurderes på samme måde som disse.

3.3.9 Den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor

Beregningspriserne på producerede produktionsgoder og råvarer kan som omtalt i afsnit 3.2.3 og 3.3.7 fastsættes ved at forhøje godernes køberpriser - dvs. de priser, hvortil goderne handles fratrukket eventuelle refunderbare afgifter - med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor. Forhøjelsen sker for at udtrykke godernes marginale værdiproduktivitet i et prisniveau, der afspejler køberpriserne og dermed betalingsvilligheden for de resulterende forbrugsgoder. Produktionsgodernes køberpriser afspejler alene værdiproduktiviteten set fra et producentsynspunkt.

Man kan opnå et tilnærmet udtryk for det gennemsnitlige nettoafgiftstryk ved at sammenholde værdien af bruttonationalproduktet, BNP, og bruttofaktoriindkomsten, BFI. BNP angiver værditilvæksten i samfundet opgjort i forbrugerpriser - dvs. markedspriserne inklusiv samtlige afgifter og subsidier. BFI angiver værditilvæksten i samfundet opgjort i faktorpriser - dvs. markedspriserne fratrukket samtlige refunderbare og ikke-refunderbare afgifter i alle produktionsled og tillagt værdien af ydede subsidier i alle produktionsled. Værdien af BFI bliver hermed udtryk for det samlede beløb, der er til rådighed til aflønning af produktionsfaktorerne samt ejerne af råstofbeholdningerne - heraf udtrykket faktorpriser.

Forholdet mellem BNP og BFI er udtryk for forholdet mellem forbrugerpris- og faktorpriseniveauet - altså hhv. det prisniveau, hvori beregningspriserne er udtrykt, og det prisniveau, hvori producenternes betalinger for produktionsgoderne udtrykkes. Forholdet kan derfor benyttes som et tilnærmet udtryk for forholdet mellem produktionsgodernes værdiproduktivitet set fra hhv. et forbruger- og et producentsynspunkt. Strengt taget burde de ikke-refunderbare afgifter og subsidierne i producentleddene trækkes ud af det samlede nettoafgiftstryk, fordi udgangspunktet for anvendelsen af nettoafgiftsfaktoren er pro-

ducenternes køberpriser, der netop også omfatter disse to størrelser. I praksis vurderes denne korrektion dog at have beskednen betydning, hvorfor den er undladt i denne sammenhæng.

Den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor opgjort som forholdet mellem BNP og BFI er fra 1994 til 1997 steget fra 1,157 til 1,171. Det anbefales derfor, at benyttes en faktor på 1,17.

3.3.10 Den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder

Projektets konsekvenser for valutaudgifter og -indtægter opgøres i de gældende verdensmarkedspriser - de priser, som danske importører og eksportører hhv. skal betale og modtager for de handlede produkter. Valutaudgifterne omsættes til danske kr. og ører ved brug af de officielle valutakurser. Som omtalt i afsnit 3.3.8 repræsenterer valutaudgifterne og -indtægterne hhv. afgivne og erhvervede forbrugsmuligheder, hvis værdi opgjort i beregningspriser kan opgøres ved at forhøje valutabeløbene med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder.

Nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder udtrykker forholdet mellem godernes indenlandske forbrugerpriser og deres verdensmarkedspriser. De indenlandske forbrugerpriser afspejler beregningsprisværdien af de internationalt handlede goder, mens verdensmarkedspriserne som omtalt benyttes til at opgøre størrelsen af valutastrømmene. Tankegangen er helt parallel til fastsættelsen af den i afsnit 3.3.9 omtalte gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor.

Værdien af den samlede handel med varer og tjenester kan opgøres som summen af de samlede valutaindtægter og -udgifter ved varehandel og søtransport, som disse opgøres på betalingsbalancen. Den indenlandske værdi af varerne og tjenesterne kan herefter opgøres ved til valutaindtægterne at lægge moms, EU-eksportstøtte og subsidier fra Dansk Erhvervsfond - eksportstøtten og subsidierne reducerer således eksportpriserne i forhold til de indenlandske priser - og til valutaudgifterne at lægge told og importafgifter, importmoms, registreringsafgifter på motorkøretøjer, afgifter på energiprodukter (ekskl. el og gas) samt afgifter på vin, spiritus, tobak, radioer, TV-apparater og lignende, der alle hovedsageligt er importerede varer.

Nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder opgøres som forholdet mellem den indenlandske værdi af den samlede handel og værdien heraf, som den er opgjort på betalingsbalancen. I perioden 1994 - 1996 kan dette forhold for alle tre år beregnes til 1,25. Det anbefales derfor at benytte denne faktor.

3.3.11 Sammenfatning

Der er i de foregående afsnit opstillet følgende regler for fastsættelsen af beregningspriser for økonomiske goder.

Markedsomsatte forbrugsgoder - godernes køberpriser inkl. samtlige afgifter og subsidier.

Produktionsfaktoren arbejdskraft - den samlede løn inkl. samtlige arbejdsgiverafgifter, pensionsbidrag etc. forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor.

Produktionsfaktoren fast realkapital - som udgangspunkt de i beregningspriser opgjorte produktionsfaktoromkostninger ved at producere realkapitalen; men hvor disse omkostninger er for vanskelige at opgøre i praksis kan også kapitalgodets køberpris forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor benyttes.

Produktionsfaktoren miljø - den i beregningspriser opgjorte ressourcerente ved at udnytte fornybare ressourcer såsom landbrugsjord, skove og fiskefarvande. Såfremt den pågældende produktionsfaktor overudnyttes - der er risiko for at den udtømmes, fordi udnyttelsesgraden overstiger fornyelsesraten - benyttes den aktuelle ressourcerente fortsat som beregningspris; men projektet belastes yderligere med ændringerne i de med overudnyttelsen forbundne velfærdsøkonomiske omkostninger. Hvis denne fremgangsmåde ikke er anvendelig i praksis, kan man som beregningspris alternativt benytte en ressourcerente opgjort for en bæredygtig udnyttelse af produktionsfaktoren.

Råstoffer - den periode for periode i beregningspriser opgjorte forventede ressourcerente pr. enhed råstof ved at udvinde udtømmelige ressourcer såsom kulbrinter og metaller.

Grundvandsressourcen - alt efter om vandet benyttes som forbrugs- eller produktionsgode fastsættes beregningsprisen på udvundet vand som udgangspunkt ud fra samme regler som disse goder; men er der tale om et projekt, som har konsekvenser for selve den uudvundne grundvandsressources kvalitet eller bidrager til en ikke-bæredygtig udnyttelse af denne, da bør disse konsekvenser på samme måde som miljøproduktionsfaktoren beregningsprisfastsættes på grundlag af den i beregningspriser opgjorte ressourcerente ved udvindingen af vandet samt de velfærdsøkonomiske omkostninger ved kvalitetsforringelsen eller overudnyttelsen - alternativt kan benyttes ressourcerenten ved en bæredygtig udnyttelse af vandet.

Producerede produktionsgoder og råvarer - som udgangspunkt de i beregningspriser opgjorte produktionsfaktoromkostninger ved at producere goderne; men i

de formentlig mange tilfælde, hvor disse omkostninger er for vanskelige at opgøre i praksis, kan produktionsgodernes køberpriser forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor benyttes.

Importerede og eksporterede goder samt ensidige valutaoverførsler - beregningspriserne for internationalt handlede varer og tjenester svarer til verdensmarkedspriserne omsat til indenlandsk møntenhed med de officielle valutakurser og forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder - beregningsprisværdien af de ensidige valutaoverførsler opgøres på tilsvarende vis som den i kr. opgjorte værdi af valutaoverførslen forhøjet med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder.

Som gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor benyttes 1,17, og som gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder benyttes 1,25.

3.4 Beregningspriser på miljøeffekter og -goder

Dette afsnit vedrører beregningsprissættelsen af projektets konsekvenser for miljøet. Denne prissætning har været udsat for en del kritik, og der skal derfor indledningsvist gøres rede for, hvornår det her anses for relevant og meningsfuldt at prissætte miljøkonsekvenser, samt for hvorledes de opstillede beregningspriser skal fortolkes. Herefter gøres rede for det velfærdsøkonomiske grundlag for prissætningen af ændringer i miljøkvaliteten, og endelig gennemgås en række praktiske metoder til prissætning af miljøgoder.

Afsnittet er inddelt i følgende underafsnit:

- Prissætning af miljøkonsekvenser - er det relevant og har det mening
- Det velfærdsøkonomiske prissætningsgrundlag - Compensating Surplus
- Prissætning baseret på svag komplementaritet - Travel Cost metoden
- Prissætning baseret på substitution
- Prissætning baseret på den hedoniske prisfunktion
- Prissætning baseret på interviews - Contingent Valuation
- Prissætning ud fra omkostningerne ved at opfylde givne miljømålsætninger

3.4.1 Prissætning af miljøkonsekvenser - er det relevant og har det mening

Miljøet er ikke en vare eller tjeneste på linie med de markedsomsatte goder, hvis prissætning blev omtalt i afsnit 3.3. Det er et system, hvori mennesket indgår som aktør i samspil med naturens øvrige organismer og elementer. Det vil derfor i mange tilfælde enten være udtryk for en meget snæver betragtning eller endog ofte meningsløst at prissætte forskellige dele af miljøet på et antropo-

centrisk præferencebaseret grundlag. Der skal derfor her gøres rede for, hvilke begrænsninger prissætningen må være underlagt for at fremstå rimeligt troværdig.

- Prissætningen vedrører alene ændringer i miljøkvaliteten eller i udbudet af forskellige miljøgoder - det har sjældent mening at tale om et miljøgodes totale værdi.
- Prissætningen er kun relevant, hvis de betragtede ændringer i miljøkvaliteten falder inden for bredt accepterede grænser - der skal være accept af, at der er tale om en prioriteringsproblemstilling.

Da de fleste dele af miljøet hver på deres måde bidrager til at opretholde, hvad man kunne kalde en naturlig økologisk balance, har det ikke megen mening at tale om de forskellige deles absolutte eller totale værdi, lige så lidt som man kan tale om naturens værdi. Det har derimod mening at vurdere og prissætte marginale ændringer i miljøkvaliteten, som ikke berører den naturlige økologiske balance nævneværdigt. Det er normalt også sådanne ændringer, de betragtede projekter giver anledning til, og som ønskes prissat i forhold til konsekvenserne for udbudet af markedsomsatte goder. Det er væsentligt at holde fast i, at beregningspriserne på miljøkonsekvenserne alene skal opfattes som vægte, der indikerer befolkningens præferencer over for disse marginale ændringer i forhold til præferencerne over for marginale ændringer i udbudet og anvendelsen af traditionelle markedsomsatte varer og tjenester. Priserne må ikke fortolkes som udtryk for miljøgodernes værdi.

De prissatte konsekvenser for miljøkvaliteten skal have et omfang og en karakter, der er acceptabel for befolkningen. Dette siger næsten sig selv, idet projektvurderingen reelt ikke har mening som grundlag for løsningen af samfundsmæssige prioriteringsproblemstillinger, hvis de betragtede projekter har uacceptable konsekvenser. I så fald er der intet at prioritere. Med dette krav om konsekvensernes acceptabilitet kommer holdninger, normer og etiske hensyn til at lægge grænserne ikke alene for prissætningen af miljøkonsekvenserne, men reelt også for selve projektvurderingen. Sådant bør det også være, idet beslutningen om at lade resultaterne af en velfærdsøkonomisk baseret projektvurdering indgå i beslutningsgrundlaget reelt er udtryk for en accept af dennes relevans i den betragtede sammenhæng.

Når der i de følgende afsnit omtales en række metoder til prissætning af miljøkonsekvenser, forudsættes det, at de omtalte begrænsninger på prissætningen er overholdt.

3.4.2 *Det velfærdsøkonomiske prissætningsgrundlag - Compensating Surplus*

De for projektvurderingen relevante ændringer i miljøkvaliteten blev i afsnit 2.1.2 sammenfattet under tre miljørelaterede levevilkår for befolkningen:

- Naturens produktivitet som produktionsfaktor
- Risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø
- Udbudet af miljøforbrugsgoder såsom rekreative muligheder og herlighedsværdier

Det er altså projektets konsekvenser for disse hovedgrupper af levevilkår, der tænkes på, når der i det følgende tales om at prissætte ændringerne i miljøkvaliteten.

Normalt kan man imidlertid kun umiddelbart beskrive projektets konsekvenser for miljøbelastningen - de emissioner til jord, vand og luft, som projektet giver anledning til, samt dets fysiske belastning af naturen. For at beskrive projektets endelige konsekvenser for naturens produktionsfaktorproduktivitet, sundheden og naturkvaliteten/herlighedsværdierne og dermed kunne prissætte miljøkonsekvenserne er det nødvendigt også at beskrive sammenhængene mellem de forskellige former for belastning og miljøkvaliteten - de såkaldte dose/response sammenhænge, jf. afsnit 2.1.2. Prissætningen af ændringerne i miljøkvaliteten forudsætter altså, at disse sammenhænge er velbeskrevet. En given miljøbelastning kan nemlig have vidt forskellige konsekvenser, afhængigt af hvor og hvornår den finder sted - herunder også afhængigt af hvor belastet miljøet er i forvejen. Det er derfor normalt ikke muligt at prissætte belastningsændringerne direkte.

Inden for den velfærdsøkonomiske tradition skelner man mellem tre forskellige måder, hvorpå menneskene har nytte af naturen:

- Brugsværdi
- Ikke-brugsværdi
- Optionsværdi (option-value)

Brugsværdien er, som navnet angiver, den nytte befolkningen har af at bruge naturen enten som produktionsfaktor eller direkte som forbrugsgode - sundhed og rekreative formål. En bestemt del af naturen eller miljøet - et bestemt skovområde eller luftkvaliteten i en bestemt by - har således kun brugsværdi for den del af befolkningen, der benytter eller befinder sig i denne del af miljøet.

En bestemt del af miljøet kan imidlertid også have værdi - ikke-brugsværdi - for den del af befolkningen, som ikke direkte bruger det pågældende miljø. Man

kan have nytte af at vide, at et naturområde eksisterer, eller af at vide at luftkvaliteten i et byområde, som man godt nok aldrig regner med at besøge, er uden sundhedsrisiko for indbyggerne her. Man taler undertiden i dette tilfælde om eksistensværdi. For en grundig teoretisk redegørelse for skelnen mellem brugsværdi og ikke-brugsværdi - se i øvrigt Freeman (1994).

Skelnen mellem brugsværdi og ikke-brugsværdi er væsentlig for forståelsen af de forskellige prissætningsmetoders begrænsninger. De såkaldte indirekte prissætningsmetoder, hvor beregningsprisen på en ændring i miljøkvaliteten fastsættes ud fra forudsatte sammenhænge mellem efterspørgslen efter markedsomsatte goder og miljøkvalitet, er det alene ændringen i brugsværdien, som estimeres. Kun i forbindelse med de direkte prissætningsmetoder hvor befolkningen interviewes om dens betalingsvillighed over for en given ændring i miljøkvaliteten, kan man i praksis også forsøge at afsløre ændringer i eksistensværdien.

Prisen på en given ændring i miljøkvaliteten skulle principielt kunne opgøres som summen af de to priselementer knyttet til hhv. brugsværdien og eksistensværdien. Det kan imidlertid undertiden være usikkert, om man overhovedet får brug for den betragtede miljøkvalitetsændring, og om miljøkvalitetsændringen overhovedet vil indtræffe, ligesom der kan være usikkerhed med hensyn til præferencerne over for ændringen. Disse usikkerheder er selvsagt større, jo længere ud i fremtiden man forsøger at prissætte miljøkvalitetsændringen.

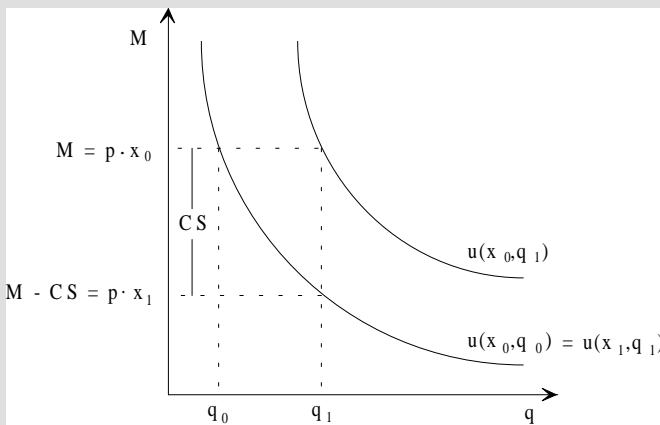
Usikkerhederne har vist sig at betyde, at befolkningen i mange tilfælde er villig til i alt at betale et beløb, der er forskelligt fra den pris, som den umiddelbart ønsker at betale for den forventede miljøkvalitetsændring. Dette beløb benævnes normalt option price, og forskellen mellem option price og betalingsvilligheden for det forventede forbrug benævnes option value. Denne optionsværdi er særligt blevet fremhævet som vigtig i forbindelse med prissætning af ændringer i artsantal og biodiversitet - jf. diskussionen i relation til regnskovenes ødelæggelse - hvor betalingsvilligheden for at bevare disse ofte overstiger betalingsvilligheden for den forventede gevinst i brugs- og ikke-brugsværdi ved at bevare arternes levesteder. Dette skyldes formentlig usikkerhed med hensyn til de fremtidige muligheder for at drage nytte af naturen - fx mulighederne for at indsamle lægeplanter i regnskoven.

I praktisk projektvurdering spiller option value en ganske ubetydelig rolle, og frem for at forsøge at estimere denne bør man hellere i de tilfælde, hvor det anses for relevant direkte forsøge at afsløre befolkningens option price.

Fastsættelsen af beregningspriser for ændringer i miljøkvaliteten, hviler på fuldstændig samme velfærdsøkonomiske grundlag som beregningsprissættelsen for markedsomsatte goder - dvs. man benytter også her befolkningens

villighed til at betale for ændringerne som indikator på nytteændringen herved. Betalingsvilligheden angives ved det såkaldte Compensating Surplus, der angiver, hvor meget indkomst befolkningen alt andet lige vil afgive for nyttemæssigt at være lige så godt stillet efter miljøkvalitetsændringen som før.

Compensating Surplus begrebet er illustreret i figur 3.4.1. I udgangssituationen befinder samfundet sig i en situation med miljøkvaliteten q_0 og en indkomst på M , som benyttes til forbrug af x_0 markedsomsatte goder. Nyttensniveauet er $u(x_0, q_0)$. Hvis miljøkvaliteten forbedres til q_1 , stiger nytteniveauet umiddelbart til $u(x_0, q_1)$ for fastholdt indkomstniveau M . For at opnå denne forbedring er befolkningen maksimalt villig til at betale beløbet CS - Compensating Surplus - hvorved forbruget af markedsomsatte goder reduceres til x_1 . Det gælder således $M - CS = x_1 \cdot p$. Herved fastholdes nytteniveauet fra udgangssituationen $u(x_1, q_1) = u(x_0, q_0)$. Befolkningen har givet afkald på en del af forbruget af markedsomsatte goder for at opnå miljøkvalitetsforbedringen.



Figur 3.4.1 Compensating Surplus

De forskellige prissætningsmetoder, som omtales i det følgende, søger alle at afsløre Compensating Surplus - dvs. befolkningens villighed til at betale for en given ændring i miljøkvaliteten. Når der er tale om negative miljøkonsekvenser, er der tale om betalingsvillighed for at undgå forringelsen.

Der skelnes som omtalt normalt mellem to grupper af prissætningsmetoder:

- Indirekte metoder
- Direkte metoder

Ved de indirekte metoder søges betalingsvilligheden for miljøkvalitetsændringen afsløret ud fra befolkningens efterspørgsel efter markedsomsatte goder. Der kan enten være tale om goder, der er komplementære til miljøkvaliteten, substitutter hertil, eller hvis pris bl.a. afhænger af miljøkvaliteten. De indirekte metoder omtales i afsnit 3.4.3 - 3.4.5. Fremstillingen her er inspireret af den grundige teoretiske gennemgang af disse metoder i Freeman (1994).

Ved de direkte metoder spørges befolkningen gennem interviews om dens villighed til at betale for bestemte velafgrænsede miljøkvalitetsændringer. De direkte interviewmetoder omtales i afsnit 3.4.6. En væsentligt mere omfattende fremstilling af disse metoder findes i Mitchell & Carson (1989), som dog ikke er helt up to date. For en noget kortere fremstilling, der også omtaler nogle af de nyere resultater inden for dette hastigt voksende forskningsområde se Møller (1996).

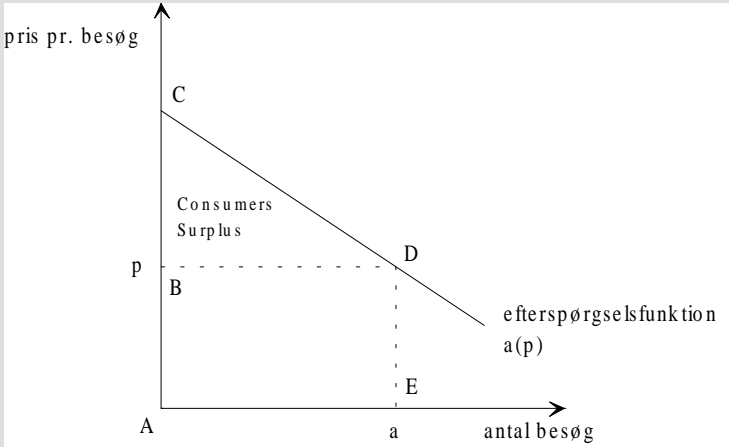
3.4.3 Prissætning baseret på komplementaritet - Travel Cost metoden

Hvis det om visse markedsomsatte goder gælder, at efterspørgslen efter disse er komplementær til miljøkvaliteten eller udbudet af miljøgoder - dvs. efterspørgslen efter goderne stiger når miljøkvaliteten forbedres, og omvendt hvis den forringes - da vil de observerede ændringer i befolkningens udgifter til de komplementære goder kunne benyttes som indikator på værdien af miljøkvalitetsændringen. Udgiftsændringen er netop udtryk for, hvor meget befolkningen er villig til at betale for at nyde godt af miljøkvalitetsforbedringen - dvs. Compensating Surplus.

Det er ikke helt let at finde gode eksempler på markedsomsatte goder, der er komplementære til miljøkvalitetsændringer. Det bedste eksempel er uden tvivl det komplementære forhold mellem udgifter afholdt til transport til en naturlokalitet og kvaliteten af lokaliteten. Det er i hvert fald denne sammenhæng, der har ført til udviklingen af den såkaldte Travel Cost metode, ved hjælp af hvilken naturlokaliteter, rekreative områder og lokaliteter af historisk eller anden kulturel interesse søges prissat.

Tankegangen i Travel Cost metoden er at opgøre, hvad de besøgende til et naturområde maksimalt ville have betalt for at besøge området, og derefter sammenholde dette beløb med, hvad de reelt betaler herfor. Forskellen mellem disse to beløb kan benyttes som indikator på lokalitetens brugsværdi for befolkningen - en værdi der er relevant, hvis man ønsker at prissætte de positive konsekvenser af at bevare lokaliteten eller de negative konsekvenser af at ødelægge den. Forskelsbeløbet svarer til det såkaldte Consumers Surplus - et begreb der for markedsomsatte goder har det samme velfærdsøkonomiske indhold som Compensating Surplus for de ikke-markedsomsatte miljøgoder, jf. afsnit 8.1.

Consumers Surplus er anskueliggjort i figur 3.4.2.



Figur 3.4.2 Consumers Surplus

Når antallet af besøg til en lokalitet er estimeret som en funktion $a(p)$ af prisen eller omkostningerne ved at besøge lokaliteten, kan Consumers Surplus opgøres som arealet BCD. Dette areal angiver forskellen mellem, hvad de besøgende maksimalt havde været villige til at betale - arealet ACDE - og hvad de aktuelt betaler - arealet ABDE svarende til produktet af antal besøg og prisen pr. besøg $a \cdot p$.

Prissætningen af en naturlokalitet i overensstemmelse med Travel Cost metoden kan herefter ske ved at anvende følgende fremgangsmåde:

1. Indsamling af data vedrørende besøg på lokaliteten - antal besøg og hvorfra de besøgende kommer.
2. Gruppering af de besøgende med hensyn til de geografiske udgangspunkter for deres rejse til lokaliteten - der arbejdes typisk med et vist antal geografiske zoner karakteriseret ved forskellige rejseomkostninger til lokaliteten.
3. Fastlæggelse af de totale rejseomkostninger fra hver zone til lokaliteten - de totale rejseomkostninger omfatter de direkte transportomkostninger (benzinudgift, udgift til billet etc.) værdien af den besøgendes tidsforbrug, afskrivning på privat transportmiddel, eventuel entré etc.

4. Indsamling af data om befolkningstal, indkomst og andre socioøkonomiske forhold i de forskellige zoner - det antages at antallet af besøgende fra hver zone foruden rejseomkostningerne også afhænger af disse forhold.
5. Estimering af en generel efterspørgselsfunktion omfattende alle zoner

$$p = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \frac{a}{n} + \alpha_2 \cdot y + \alpha_3 \cdot s + \dots$$

ud fra de indsamlede data i hver zone vedrørende rejseomkostninger, p , besøgstal pr. indbygger, a/n , indkomst, y , og andre socioøkonomiske variable, s .

6. Udledning af en specifik efterspørgselsfunktion for hver zone i

$$a = \beta_0 + \beta_1 \cdot p$$

ved at indsætte de specifikke data for n , y og s i den generelle efterspørgselsfunktion.

7. Beregning af Consumers Surplus for hver zone ud fra zonens specifikke efterspørgselsfunktion og de faktiske totale rejseomkostninger $a \cdot p$.
8. Beregning af det samlede Consumers Surplus ved at benytte lokaliteten som summen af Consumers Surplus i de enkelte zoner.

Travel Cost metoden er særdeles ressourcekrævende at benytte i praksis, og det vil derfor formentlig kun være relevant at benytte metoden ved prissætning af meget betydningsfulde lokaliteters brugsværdi. Samtidig må lokaliteternes ikke-brugsværdi ikke være så høj, at prissætningen reelt er overflødig.

Ud over at være ressourcekrævende at anvende i praksis er Travel Cost metoden også forbundet med en række metodiske problemer, som skaber betydelig usikkerhed omkring anvendelsen af resultaterne.

For det første forudsætter anvendelsen af metoden, at reisetidsforbruget prissættes. Da der også her er tale om et ikke-markedsomt gode - nemlig fritid - kan denne prissætning volde betydelige problemer, og Consumers Surplus beregningerne kommer under alle omstændigheder i høj grad til at afspejle prisen på fritid. Problemet skal ikke omtales nærmere her. Der henvises til Bruzelius (1979).

For det andet forudsættes det, at de besøgende kun har ét formål med deres rejse - nemlig at besøge den pågældende lokalitet. Dette er ikke altid en realistisk antagelse, idet de besøgende formentlig ofte har flere udflugtsmål på samme tur. Hertil kommer, at de besøgende også kan have nytte af selve rejsen til lokaliteten, hvilket der også er set bort fra i den skildrede metode.

For det tredje antages det, at befolkningens præferencer inden for hver zone er homogene, og at befolkningen ikke har valgt bopæl og dermed afholdt andre udgifter for at være nær ved lokaliteten. Antagelsen om homogene præferencer er formentlig temmelig urealistisk, men den er sikkert også den eneste praktisk håndterbare. Der kan heller ikke ses bort fra muligheden af, at visse dele af befolkningen har ladet afstanden til den pågældende lokalitet indgå i overvejelserne om valg af bopæl.

Travel Cost metoden har primært sin styrke i forbindelse med vurderingen af en eksisterende lokalitets samlede brugsværdi, hvorimod en prissætning af overvejede ændringer i miljøkvaliteten på lokaliteten kan være vanskelig at gennemføre i praksis. Dette hænger sammen med, at mens man kan skabe sig et overblik over de aktuelle besøgende, er det særdeles vanskeligt at forudse, hvorledes en given miljøkvalitetsændring vil påvirke besøghyppigheden og - sammensætningen. Dette er nødvendigt for at kunne estimere en ny efterspørgselskurve og dermed kunne beregne ændringen i Consumers Surplus. For en yderligere diskussion af Travel Cost metoden henvises til Bockstael, McConnell & Strand (1991) og Freeman (1993), hvori der også er en fyldig litteraturliste.

3.4.4 Prissætning baseret på substitution - døds- og sygdomsrisici

Ligesom visse markedsomsatte goder erhverves for at understøtte forbruget af et miljøgode - goderne er komplementære - er der også eksempler på, at erhvervelsen af markedsomsatte goder sker med henblik på at erstatte forbruget af et miljøgode - goderne er substitutter. Gode eksempler er støjisolering for at modvirke en øget støjbelastning eller digebyggeri for at modvirke en øget risiko for oversvømmelser. Spørgsmålet er, om udgifterne til sådanne beskyttende eller forebyggende foranstaltninger kan benyttes som udtryk for værdien af miljøkvalitetsændringen.

Det er væsentligt at gøre sig klart, at prissætning af miljøgoder gennem afholdte udgifter til disses substitutter kun er relevant og reelt kun har mening, såfremt udgifterne repræsenterer befolkningens spontane reaktion og tilpasning til de ændrede miljøforhold. Er der derimod tale om politisk iværksatte foranstaltninger, som afspejler politisk fastsatte målsætninger, kan de hermed forbundne udgifter ikke benyttes som prisindikator. Dette skyldes, at udgifterne til politisk iværksatte foranstaltninger afspejler politikernes præferencer og ikke befolk-

ningens - i hvert ikke direkte og i bedste fald kun indirekte, fordi politikerne er folkevalgte. Samtidig gennemføres prissætningen af ændringerne i miljøkvaliteten netop, fordi politikerne ønsker en indikator på befolkningens præferencer, og i så fald er det ikke hensigtsmæssigt at basere prissætningen på politikernes præferencer - dette vil være tautologisk. Om prissætning ud fra omkostningerne ved at opfylde givne miljømålsætninger se i øvrigt afsnit 3.4.7.

Prissætningen af en miljøkvalitetsændring ud fra udgifterne til markedsomsatte goder, der kan substituere ændringen, forudsætter i øvrigt kendskab til to parametre:

- Forbrugerpriserne på de substituerende goder
- Det marginale substitutionsforhold mellem miljøkvaliteten og de markedsomsatte goder

Forbrugerpriserne på de substituerende goder er umiddelbart observerbare; men dette gælder normalt ikke det marginale substitutionsforhold. Dette er udtryk for, hvor mange markedsomsatte goder der for at fastholde nytteniveauet skal til for at erstatte en marginal reduktion af miljøkvaliteten. Ganske vist vil man undertiden, efter at en miljøforringelse har fundet sted, kunne observere befolkningens reaktioner herpå - herunder udgifter til forebyggende og beskyttende foranstaltninger - men man kan ikke vide, om nytteniveauet reelt er blevet fastholdt, eller om befolkningen har valgt at bære en vis nedgang i nytten. Før miljøforringelsen har fundet sted, kan det være endnu vanskeligere at vurdere substitutionsforholdets størrelse.

Ændring i dødsrisikoen - prisen på statistisk liv

Et af de områder, hvor man har forsøgt at benytte substitutionsargumentet i forbindelse med prissætning af ændringer i miljøkvaliteten, er prissætningen af ændringer i dødsrisikoen. Der er altså ikke tale om at prissætte liv som sådan eller bestemte personers liv - dette ville være meningsløst. I visse tilfælde afholder befolkningen faktisk udgifter for at reducere dødsrisikoen - køb af redningsbælter eller røgdetektorer samt valg af en mere sikker, men dyrere rejserute er gode eksempler herpå. Har man samtidig kendskab til, hvor mange procent dødsrisikoen reduceres gennem disse køb, kan udgifterne benyttes som en indikator på betalingsvilligheden for at opnå den pågældende reduktion af risikoen.

Man kan også på dette grundlag beregne prisen på et såkaldt "statistisk liv". Dette sker ved multiplicere antallet af personer, der opnår en reduktion af dødsrisikoen, med den opnåede reduktionsprocent. Herved beregnes, hvor mange personer der yderligere vil blive frelst. Den samlede afholdte udgift kan herefter divideres med dette antal personer, hvorved opnås en pris for et statistisk liv.

Metoden er dog ikke uden problemer, idet det forudsættes

- at købet af de risikoreducerende goder ikke i sig selv giver anledning til en nytteændring
- at de risikoreducerende goder er delelige, således at der er mulighed for en marginal tilpasning
- at befolkningens forestilling om risikoændringens størrelse svarer til den faktiske ændring.

Den første forudsætning er formentlig opfyldt, når det gælder redningsbælter og røgdetektorer; men valget af rejserute kan udmærket afspejle andre hensyn end alene hensynet til dødsrisikoen. Det må også erkendes, at de risikoreducerende goder sjældent er delelige, idet der normalt er tale om en enten/eller situation - køb et redningsbælte eller lad være, vælg en alternativ rejserute eller lad være o.s.v. Endelig er der ikke megen grund til at antage, at befolkningen har korrekte forestillinger om risikoændringens størrelse, idet denne ofte er vanskelig at fastsætte på et objektivt statistisk grundlag. Dette problem bliver ikke mindre, når der er tale om at prissætte konsekvenserne for dødsrisikoen af en given ændring i miljøbelastningen - fx luftforureningen. I sådanne tilfælde er det også nødvendigt at beskrive sammenhængen mellem belastningsændringen og ændringen i dødsrisikoen - en dose/response sammenhæng der ikke nødvendigvis altid er kendt.

Ændring i sygdomsrisikoen

Prissætning af miljøkvalitetsændringer ud fra udgifterne til substituerende goder er også forsøgt gennemført i relation til ændringer i sygdomsrisikoen. En ændring heri kan således give anledning til følgende konsekvenser for samfundet og de berørte personer:

- En ændring i produktionsomfanget målt ved ændringen i de berørte personers faktorindkomster - løn, afkast af realkapital og ressourcerente.
- En ændring i ressourceforbruget i forbindelse med behandling af sygdomstilfælde.
- En ændring i ressourceforbruget til forebyggende og andre defensive foranstaltninger.
- En direkte ændring i befolkningens velfærd ved at det generelle velværeniveau ændres i takt med ændringen i sygdomshyppigheden.

De to førstnævnte konsekvenser omtales ofte som "cost of illness". De vil normalt kunne opgøres i praksis, hvis arten af sygdommen og ændringen i risikoen for at pådrage sig sygdommen er velbeskrevet. Man bør dog være opmærksom

på, at selvom samfundet umiddelbart mister forbrugsmuligheder, ved at de sygdomsramtes arbejdsindsats reduceres, bliver dette ikke nødvendigvis den endelige konsekvens heraf, hvis de syge kan erstattes af ledig arbejdskraft.

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" - jf. afsnit 3.4.7. "Averting expenditures" vil også ofte kunne observeres - i det mindste efter at ændringen i sygdomsrisikoen har fundet sted; men det kan som nævnt være vanskeligt på forhånd at beskrive befolkningens reaktioner på en given miljøkvalitetsændring.

Det helt afgørende problem ved at prissætte ændringer i sygdomsrisikoen ud fra de substituerende reaktioner herpå vedrører prissætningen af de direkte konsekvenser for velfærden, ved at befolkningens almene følelse af velvære påvirkes. Det er ikke umiddelbart muligt at prissætte denne konsekvens. Det må altså erkendes, at opgørelsen af "costs of illness" og "averting expenditures" i bedste falde kan bibringe et underkantsskøn på prisen for en ændring i sygdomsrisikoen.

Prissætning af miljøkvalitetsændringer ud fra omkostningerne ved at substituere disse med markedsomsatte goder omtales ofte i litteraturen som prissætning ved anvendelse af en "husholdningsproduktionsfunktion". Teorien bag denne er nærmere omtalt i Smith (1991) og Freeman (1993), hvori der også er en omfattende litteraturliste.

3.4.5 Prissætning baseret på den hedoniske prisfunktion - miljøkvalitet og ejendomspriser

En hedonisk prisfunktion angiver sammenhængen mellem prisen på et markedsomt gode og forskellige egenskaber ved godet. Hvis en af disse egenskaber er miljøkvaliteten, er det muligt med kendskab til prisfunktionen at udlede den implicitte pris for en marginal ændring i miljøkvaliteten. Dette sker ved beregne den partielle afledte af prisfunktionen med hensyn til miljøkvaliteten - den partielle afledte angiver nemlig netop, hvor meget prisen vil ændres ved en marginal ændring af miljøkvaliteten.

Denne prissætningsmetode kan benyttes i forbindelse med ændringer i kvaliteten af en række forskellige miljøgoder. Fx har priserne på jord og fast ejendom været benyttet som grundlag for prissætningen af ændringer i støjniveauet, luftkvaliteten og de rekreative muligheder. Man har også - indtil videre uden

den store succes - forsøgt at prissætte ændringer i døds- og sygdomsrisici ud fra lønniveauet inden for forskellige jobkategorier. Endelig er det ikke utænkeligt, at priserne på forskellige biltyper kan benyttes som grundlag for prissætning af ændringer i sikkerhedsniveauet og dermed som grundlag for prissætning af statistisk liv.

Det er især hedoniske ejendomsprisfunktioner, som er blevet benyttet i forbindelse med prissætningen af ændringer i miljøkvaliteten. I det følgende skitseres det derfor, hvorledes en sådan funktion anvendes til at prissætte en miljøkvalitetsændring - fx i støjniveauet. Prisen fastsættes ved at gennemføre følgende fem estimeringstrin:

1. Inden for det relevante beboelsesområde estimeres en sammenhæng mellem prisen på boligerne og en række egenskaber ved beboerne og boligerne - herunder hvor udsat disse er for støj. Den hedoniske ejendomsprisfunktion kan fx opskrives som

$$p = p(z_1, z_2, \dots, z_n, y, q)$$

hvor z_1, z_2, \dots, z_n = forskellige egenskaber ved boligerne
 y = beboernes indkomster
 q = støjniveauerne ved boligerne

2. Den marginale implicitte pris på støj beregnes for hver beboer, i , som

$$\frac{\delta p(z_1^i, z_2^i, \dots, z_n^i, y^i, q^i)}{\delta q^i}$$

3. De beregnede marginale implicitte priser på støj og de dertil hørende støjniveauer benyttes som grundlag for estimeringen af en marginal implicit prisfunktion

$$p'(z_1, z_2, \dots, z_n, y, q)$$

4. Hver beboers i 's marginale implicitte prisfunktion fås som

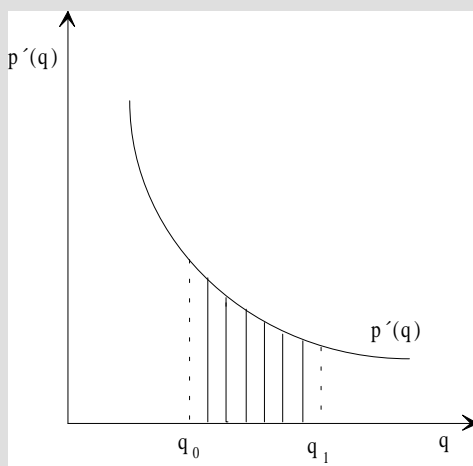
$$p'(z_1^i, z_2^i, \dots, z_n^i, y^i, q)$$

Ved marginale ændringer i støjniveauet svarer denne pris til beboerens betalingsvillighed herfor. Den totale ændring i Compensation Surplus fås som summen af beboernes marginale betalingsvilligheder.

5. Er ændringen i støjniveauet ikke marginal - fx q_0 fra til q_1 - fås den enkelte beboers betalingsvillighed, W^i , som

$$W^i = \int_{q_0}^{q_1} p'(z_1^i, z_2^i, \dots, z_n^i, y^i, q) \cdot dq$$

og den samlede betalingsvillighed for samtlige beboere fås igen ved summation af de enkelte beboeres betalingsvilligheder. Ændringen i Compensation Variation for en enkelt beboer er i denne situation anskueliggjort i figur 3.4.3.



Figur 3.4.3 *Betalingsvilligheden ved ikke-marginale ændringer*

For at den hedoniske ejendomsprisfunktion skal kunne benyttes som udgangspunkt for prissætning af ændringer i miljøkvaliteten, skal følgende forudsætninger om ejendomsmarkedet være opfyldt:

- Befolkningen skal have fuld information om valgmuligheder og priser
- Markedet må ikke være underlagt priskontrol og andre imperfektioner
- Befolkningen skal have mulighed for frit at bevæge sig mellem de forskellige dele af boligmarkedet

Dette er ikke helt urealistiske forudsætninger for det danske ejerboligmarked, og det forekommer derfor ikke urimeligt at benytte priserne på dette, som udgangspunkt for estimering af marginale betalingsvilligheder for nogle af de miljøgoder, som blev nævnt ovenfor - støj, luftkvalitet og forskellige rekreative muligheder. Hjorth-Andersen (1976) er det første danske forsøg herpå.

Foruden forudsætningerne om ejendomsmarkedet forudsætter metoden selv sagt også, at miljøkvaliteten indgår blandt de forhold, som er bestemmende for ejendomspriserne. Dette er heller ikke vanskeligt at acceptere; men man må være opmærksom på, at de estimerede betalingsvilligheder alene afspejler miljøkvalitetsændringens betydning for beboerne og ikke nødvendigvis for hele samfundet. Hvis en af ulemperne ved ændringen fx er øget sygdomshyppighed, må de estimerede betalingsvilligheder antages at afspejle de hermed forbundne ulemper i form af velværetab, udgifter til lægebehandling og tabt arbejdsfortjeneste - men vel at mærke set fra beboernes synspunkt. Disses udgifter til lægebehandling og tabte arbejdsfortjeneste svarer imidlertid ikke nødvendigvis med de eksisterende sikringssystemer til de tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger. Derfor vil de estimerede betalingsvilligheder i dette tilfælde formentlig kun udgøre et underkantsskøn for de reelle velfærdsøkonomiske omkostninger.

Foruden denne fejlkilde kan det også give anledning til usikkerhed med hensyn til de estimerede betalingsvilligheder, at det forudsættes, at befolkningen har en korrekt opfattelse af risikoen for at pådrage sig sygdomme ved at bo i det pågældende område. Befolkningen kan både over- og undervurdere farerne, og de estimerede betalingsvilligheder bliver i såfald hhv. for store og for små.

Ulempen ved den hedoniske prissætningsmetode er ligesom for Travel Cost metoden, at den både er temmelig ressourcekrævende at benytte i praksis, og at den er mindre velegnet ved prissætning af miljøkvalitetsændringer, før disse har fundet sted. Disse ulemper synes dog at være lidt mindre ved den hedoniske prissætningsmetode - især hvis nogle af de estimerede marginale betalingsvilligheder kan anses for at have generel gyldighed og ligefrem i visse intervaller for miljøkvaliteten kan anses for konstante.

Hvis man fx i et bestemt beboelsesområde har estimeret marginale betalingsvilligheder for en reduktion af støjniveauet, og beboerne her er nogenlunde repræsentative for befolkningen som helhed, kan den estimerede betalingsvillighed pr. person muligvis i et vist støjinterval benyttes som en generel pris på støj. Da den marginale betalingsvillighed for en ændring i støjniveauet formentlig varierer med niveauet, må man nok arbejde med flere støjpriser knyttet til hvert deres støjniveau.

Den hedoniske prissætningsmetode er nok den af de indirekte metoder, som dækker det bredeste udvalg af miljøgoder. For en nærmere beskrivelse af metoden samt udførlige litteraturhenvisninger kan henvises til Palmquist (1991) og Freeman (1993).

Der kan imidlertid peges på mange ændringer i miljøkvaliteten, som ikke umiddelbart kan prissættes med den hedoniske prissætningsmetode eller med nogen af de andre indirekte metoder. Hertil kommer, at det ved brug af disse metoder kun er muligt at estimere den til miljøkvalitetsændringen knyttede brugsværdi - kun de, der udsættes for miljøkvalitetsændringen udtrykker indirekte deres betalingsvillighed gennem efterspørgselsfunktionerne for rekreative områder, husholdningsproduktionsfunktionerne og de hedoniske prissætninger. Disse svagheder ved de indirekte metoder er formentlig baggrunden for, at der i de senere år er sket en betydelig udvikling af de direkte prissætningsmetoder, hvor man interviewer befolkningen - brugere og ikke-brugere - om deres betalingsvillighed over for miljøkvalitetsændringer.

3.4.6 Prissætning baseret på interviews - Contingent Valuation

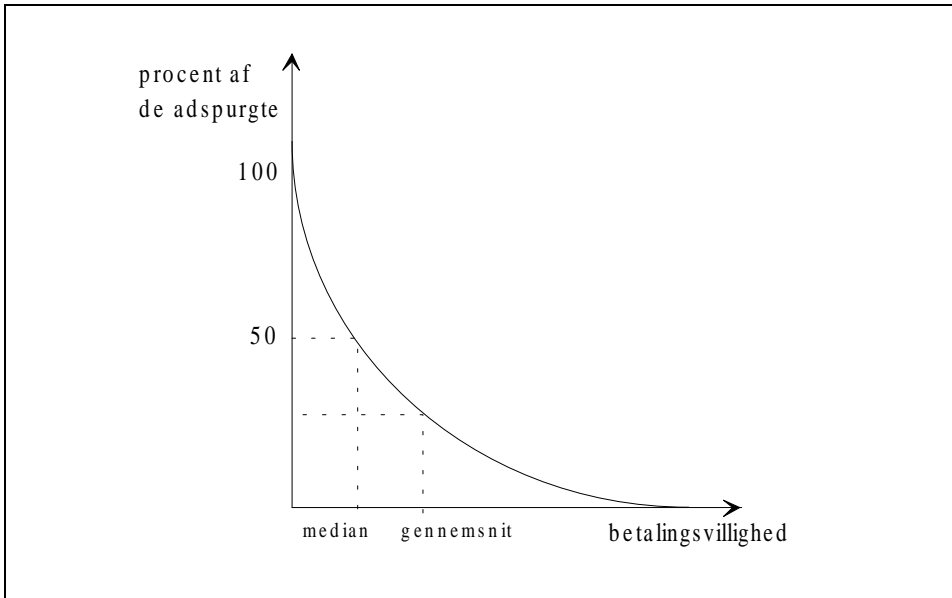
Betinget prissætning, hypotetisk værdisætning eller Contingent Valuation (CV) som er den internationale betegnelse for disse interviewbaserede prissætningsmetoder, er under fortsat hastig udvikling, og de forsøg, der er gjort på give en sammenfattende oversigt over metoderne bliver hurtigt på visse punkter forældede. Dette gælder også den indtil videre mest citerede fremstilling Mitchell & Carson (1989). Samtidig hersker der bestemt ikke enighed om metodernes anvendelighed - hverken mellem forskerne indbyrdes eller mellem forskerne og brugerne af resultaterne. Nogle hævder, at de svar, man opnår ved at stille befolkningen spørgsmål om dens betalingsvillighed i helt hypotetiske valgsituationer, er alt for upålidelige til at kunne benyttes som grundlag for samfundsmæssig prioritering. Andre er mere optimistiske og mener, at udformes interviewundersøgelserne tilstrækkeligt præcist, opnås værdifuld information om befolkningens præferencer. Indtil videre må de anbefalinger, som er sammenfattet i NOAA (1993), anses for at være dem, der har vundet mest udbredt støtte.

Hensigten med at spørge befolkningen eller et repræsentativt udvalg heraf om dens villighed til at betale for en given miljøkvalitetsændring eller til at betale for at undgå denne er at finde frem til befolkningens gennemsnitlige betalingsvillighed for ændringen. Resultatet af interviewundersøgelsen kan således repræsenteres ved en fordelingsfunktion for betalingsvillighederne - jf. figur 3.4.4.

Figuren viser, at hvis en forbedring af miljøkvaliteten kan opnås uden betaling, kan alle de adspurgte gå ind for den. Samtidig fremgår det, at stadig færre er villige til at betale for forbedringen, når prisen herfor stiger. Ingen er villige til at betale, hvis betalingen overstiger et vist beløb.

Når fordelingsfunktionen foreligger, er det simpelt at beregne den gennemsnitlige betalingsvillighed. Hvis de adspurgte udgør et repræsentativt udsnit af befolkningen, kan den gennemsnitlige betalingsvillighed multipliceres med befolkningens samlede størrelse til et udtryk for befolkningens samlede betalingsvillighed.

Undertiden kan det også være interessant, at beregne median betalingsvilligheden. Den er udtryk for, hvor højt prisen kan sættes, uden at mere end halvdelen af de adspurgte falder fra. Hvis prisen på miljøforbedringen sættes til mindre end medianen, vil der altså være flertal herfor, og omvendt hvis prisen sættes højere end medianen.



Figur 3.4.4 Fordelingsfunktion for betalingsvillighed

For at resultaterne af interviewundersøgelsen skal være troværdige, må der stilles en række i realiteten temmelig strenge krav til dennes udformning. Kravene vedrører:

- Udvælgelsen af stikprøven, interviewtidspunktet og svarprocenten.
- Beskrivelsen af prioriteringssituationen og miljøkvalitetsændringen.
- Beskrivelsen af betalingsformen, af sammenhængen mellem de udtrykte betalingsvilligheder og beslutningen om at gennemføre miljøkvalitetsændringen samt af sammenhængen mellem betalingsvillighederne og det, de adspurgte faktisk kommer til at betale.
- Interviewformen - personligt interview, telefoninterview eller brevinterview.

Når man ønsker et udtryk for befolkningens gennemsnitlige betalingsvillighed, er det væsentligt, at den valgte stikprøve er repræsentativ. Dette gælder både med hensyn til de adspurgtes socioøkonomiske baggrund, med hensyn til deres

holdninger og interesser for den betragtede miljøkvalitetsændring og med hensyn til, i hvor høj grad de påvirkes heraf - brugere og ikke-brugere. Disse krav opfyldes ved at følge reglerne for sammensætning af optimale stikprøver.

Det er vigtigt, at interviewundersøgelsen gennemføres på et tidspunkt, hvor den betragtede ændring af miljøkvaliteten ikke er udsat for heftig debat. Dette vil kunne give misvisende uovervejede svar.

Endelig kan resultaterne af interviewundersøgelsen kun anses for repræsentative, hvis svarprocenten er rimelig høj, og der ikke er for mange såkaldte "protestsvar" - dvs. svar, hvor de adspurgte giver udtryk for, at de enten ikke kan eller ikke vil give udtryk for en betalingsvillighed. Er der for mange sådanne svar, kan man ikke sige, at de fundne betalingsvilligheder er udtryk for befolkningens præferencer. Man kan ikke blot se bort fra protestsvarene, idet disse kan være udtryk for særdeles væsentlige holdninger til det pågældende miljøproblem. Det bedste vil være at få oplyst baggrunden for protestsvarene.

For at de adspurgte skal forstå den opstillede prioriteringsproblemstilling og afgive brugbare svar, er det både væsentligt, at problemstillingen er meget præcist beskrevet, og at den overvejede miljøkvalitetsændring er klart afgrænset - hvad er udgangssituationen, hvilke miljøgoder berøres af ændringen, og hvor omfattende er ændringerne i udbudet af de pågældende goder. Det er ikke tilstrækkeligt, at der fx blot spørges om betalingsvilligheden for en "forbedring af luftkvaliteten". Det skal præciseres, hvor stor forbedring der er tale om, og hvad forbedringen indebærer for sygdomsrisikoen, lugtgener, udseendet af bygninger og andre relevante forhold. De adspurgte kan kun forholde sig realistisk til en hypotetisk situation, hvis denne er meget konkret beskrevet. Heri ligger selvfølgelig også en svaghed ved CV, idet resultaterne af undersøgelsen oftest kun kan benyttes i den helt bestemte sammenhæng, hvori den er gennemført.

For at de interviewede skal opfatte den hypotetiske prioriteringssituation så realistisk som muligt, er det meget vigtigt at understrege over for dem, at de er underkastet en budgetrestriktion - dvs. at de må se i øjnene, at den betalingsvillighed, de udtrykker med hensyn til at opnå en given miljøkvalitetsændring, vil reducere deres muligheder for andet forbrug tilsvarende. Med til at skabe så markedslignende forhold som muligt hører også, at de adspurgte er fuldstændig klar over, hvorledes deres svar vil influere på beslutningen om at gennemføre miljøkvalitetsændringen. De skal også være bekendt med sammenhængen mellem deres svar og det beløb, de i givet fald kommer til at betale. Derfor bør der også altid gøres nøje rede for betalings- og finansieringsformen for ændringen - skattebetaling, afgift, brugerbetaling etc. Hvis disse forhold ikke er fuldstændig klarlagt, er det ikke muligt at vurdere, i hvor høj grad de adspurgte har incitament til at svare strategisk. Mulighederne herfor bør så vidt muligt reduceres.

Interviewene kan gennemføres på flere forskellige måder - personligt interview, telefoninterview eller brevinterview. Det personlige interview er det dyreste, men er også den interviewform, hvor der opnås de bedste resultater. Det er muligt gennem dialog med den adspurgte at gøre problemstillingen helt klar for vedkommende. Miljøkvalitetsændringen kan eventuelt visualiseres, hvis dette er relevant - fx resultatet af et naturgenopretningsprojekt. Endelig er det muligt for interviewerens at stille "follow up" spørgsmål. Hvis fx nogle af de afgivne svar har karakter af protestsvar, er det muligt gennem disse spørgsmål at belyse baggrunden for protesten. Dette kan være væsentligt for den videre brug af undersøgelsens resultater. Svagheden ved de personlige interviews er risikoen for den såkaldte "interviewer bias", hvor interviewerens gennem sit ordvalg, sit kropssprog eller sit udseende kan komme til at påvirke de adspurgtes svar.

Telefoninterviewet har nogle af de samme fordele som det personlige interview, og det er normalt billigere at gennemføre. Dog er det selvsagt ikke muligt at visualisere problemstillingen. Brevinterviewet er nok den billigste form for undersøgelse; men til gengæld er der hverken mulighed for gennem dialog at gøre rede for problemstillingen eller for at stille "follow up" spørgsmål. Endvidere er der risiko for, at kun dem, der interesserer sig for problemstillingen, svarer på henvendelsen. Dette kan reducere svarenes grad af repræsentativitet.

Der er reelt to måder, hvorpå betalingsvillighedsspørgsmålene kan stilles

- som spørgsmål, hvor den adspurgte skal angive det beløb, vedkommende ønsker at betale
- som spørgsmål, hvor den adspurgte skal svare ja eller nej til at ville betale et givet beløb

I det første tilfælde, hvor den adspurgte bliver bedt om at angive et beløb som udtryk for betalingsvilligheden, opnås det ønskede mål for den gennemsnitlige betalingsvillighed umiddelbart som et simpelt gennemsnit af de afgivne svar. Spørgsmålet kan udformes som et såkaldt "open ended" spørgsmål, hvor den adspurgte principielt kan angive alle beløb mellem plus og minus uendeligt. Dette kan være en svaghed i den opstillede hypotetiske situation, hvis problemstillingen er relativt ukendt for den adspurgte, og der samtidig er tale om en auktionsagtig markedssituation, som de færreste er helt fortrolige med. Der er altså risiko for, at open ended spørgsmål resulterer i tilfældige ikke helt gennemtænkte svar.

Dette har man forsøgt at råde bod på ved at anvende såkaldte "payment cards", hvor den adspurgte bliver bedt om at afkrydse sin betalingsvillighed blandt et på forhånd angivet udvalg af beløb. Hermed får den adspurgte et beløbsmæs-

sigt noget mere konkret udgangspunkt for sit svar, og valgsituationen kommer i lidt højere grad til at minde om en normal markedssituation, hvor den enkelte person skal gøre op med sig selv, om vedkommende ønsker at betale et bestemt beløb for et givet gode. Til gengæld er der en risiko for, at man gennem sammensætningen af valgmulighederne drejer betalingsvillighederne mod et bestemt beløbsniveau, der ikke nødvendigvis er udtryk for den sande betalingsvillighed.

Denne risiko foreligger også, hvis man udformer spørgsmålene som et "bidding game", hvor den adspurgte som udgangspunkt bliver spurgt, om vedkommende vil betale et givet beløb for miljøkvalitetsændringen. Svares der ja, vil beløbet gradvist blive sat op, indtil den maksimale betalingsvillighed nås, og omvendt, hvis der svares nej til udgangsbeløbet.

For at få den hypotetiske valgsituation til at minde så meget som muligt om en velkendt markedssituation, er der udviklet en alternativ gruppe af CV-metoder, hvor de adspurgte kun bliver stillet over for ét - eventuelt to - tilbud, hvortil der kan svares ja eller nej. Disse metoder går under betegnelsen "dichotomous choice" eksperimenter. Når grupper af adspurgte bliver stillet over for forskellige tilbud, bliver resultatet af undersøgelsen en række sandsynligheder for bekræftende svar på disse - altså en sandsynlighedsfordeling for betalingsvilligheder. Under bestemte forudsætninger om fordelingsfunktionens form, kan den gennemsnitlige betalingsvillighed herefter estimeres - jf. Møller (1996) hvor der er gjort nærmere rede for det teoretiske grundlag for metoderne.

Dichotomous choice eksperimenterne er afgjort de mest foretrukne CV-metoder - jf. NOAA (1993) - idet man mener, at nogle af svaghederne ved at bede de adspurgte om selv at angive et beløb herved undgås. Hvorvidt dette er korrekt er dog uvist. Ganske vist synes den opstillede markedssituation at være mere velkendt; men den er fortsat hypotetisk. De adspurgte skal forestille sig, at de skal betale for et gode, de normalt ikke opfatter som markedsomsat. De er derfor ikke vant til at tænke i de baner eksperimentet kræver, og for at dette skal lykkes, kræves det, at de adspurgte både accepterer, at de kan komme til at betale for miljøkvalitetsændringen, samt faktisk tror på, at det eventuelt vil ske.

Gennem brug af CV-metoderne kan man principielt prissætte alle former for miljøkvalitetsændringer, og man kan belyse både brugsværdier og ikke-brugsværdier. Som det fremgår af det foregående, bør der imidlertid stilles meget strenge krav til interviewundersøgelsens udformning - den skal frem for alt være realistisk - for at der kan fæstes lid til resultaterne. Dette indebærer også, at prissætningen fortrinsvis må knyttes til helt konkrete miljøkvalitetsændringer, hvilket gør det vanskeligt at benytte resultaterne i andre sammenhænge. Man kan frem for alt ikke lægge betalingsvillighederne fra flere forskellige un-

dersøgelser sammen, hvis det ikke tydeligt i forbindelse med hver undersøgelse er fremgået, at der også skal betales for de andre påtænkte miljøkvalitetsændringer.

CV-metoderne er ligesom de indirekte prissætningsmetoder temmelig ressourcekrævende at benytte i praksis. Dette begrænser tilsvarende deres anvendelighed i forbindelse med praktisk projektvurdering. Til gengæld er de formentlig den bedste måde, at opnå viden om befolkningens holdninger til de betragtede projekter - særligt hvis der også spørges om andre forhold end betalingsvilligheden.

3.4.7 Prissætning ud fra omkostningerne ved at opfylde givne miljømålsætninger

Det kan i enkelte tilfælde være relevant at prissætte miljøkonsekvenserne ud fra de marginale omkostninger ved at opfylde vedtagne miljømålsætninger. Dette skyldes, at en yderligere belastning af miljøet umiddelbart vil bryde med målsætningen. Dette vil give anledning til kompenserende foranstaltninger, som sikrer den fortsatte overholdelse af målsætningen. De marginale omkostninger - værdien af de forbrugte produktionsfaktorer - som samfundet herved påføres, 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.

Der er imidlertid ikke tale om en egentlig prissætning af miljøkonsekvenserne, men om en såkaldt Avoided Cost analyse. Det undersøges således ikke, hvilke konsekvenser miljøbelastningsændringen har for de forskellige levevilkårsforhold, og der gøres ikke forsøg på at prissætte disse konsekvenser. Behovet for en egentlig prissætning er så at sige gennem vedtagelsen af målsætningen sat ud af kraft. Det er alene relevant at analysere, hvilke omkostninger samfundet påføres ved at overholde målsætningen.

Kun hvis man også ønsker at vurdere, om målsætningen ud fra et velfærdsøkonomisk synspunkt er hensigtsmæssig, er det relevant at prissætte målsætningens konsekvenserne for befolkningens levevilkår og sammenholde værdien af de marginale gevinster herved med de marginale omkostninger ved at opfylde målsætningen. Fra et velfærdsøkonomisk synspunkt er målsætningen kun optimal, hvis værdien af de marginale gevinster er lig med de marginale omkostninger.

Prissætning fra omkostningssiden kan i en dansk sammenhæng være relevant for CO₂-, SO₂- og NO_x-emissioner, for hvilke der foreligger vedtagne målsætninger. Der synes også at være bred enighed om, at befolkningen skal sikres rent drikkevand. Dette taler for, at miljøkonsekvenser med relevans for drikkevandsforsyningen også prissættes ud fra omkostningerne ved at opfylde denne målsætning og fx ikke ud fra en prissætning af sundhedskonsekvenserne ved at forurene drikkevandet.

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 gennemføre 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 forbrugsmulighederne. Problemstillingen vil blive behandlet i Del II.

3.4.8 Sammenfatning

Prissætningen af miljøkonsekvenserne bør koncentreres om konsekvenserne for følgende tre levevilkår for befolkningen:

- Naturens produktivitet som produktionsfaktor
- Risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø
- Udbudet af miljøforbrugsgoder såsom rekreative muligheder og herlighedsværdier

Dette indebærer, at sammenhængen mellem projekternes belastning af miljøet - emissioner, fysisk belastning osv. - og levevilkårene må være velbeskrevet i form af dose/response relationer. Det betyder også, at prissætningen af miljøkonsekvenserne normalt kun vil kunne gennemføres konkret i relation til det enkelte projekt, hvis konsekvenser for levevilkårene sædvanligvis er geografisk og tidsmæssigt helt specifikke.

De forskellige prissætningsmetoder dækker bortset fra Contingent Valuation kun hvert sit begrænsede miljøområde.

Naturens produktivitet som produktionsfaktor

Ændringerne i naturens produktivitet som produktionsfaktor prissættes - når produktivitetskonsekvenserne først er fastlagt - ved brug af de i afsnit 3.3.4 opstillede beregningsprisregler for produktionsfaktoren miljø. Der bør dog tages hensyn til, at brugerne af miljøet kan reagere på miljøbelastningen og i visse tilfælde gennem tilpasning af produktionen kan begrænse det umiddelbare produktivitetsskud, som dette kan beskrives ved hjælp af dose/response relationerne.

Risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme og for at dø

Ændringerne i risikoen for at pådrage sig forskellige sygdomme kan enten prissættes med udgangspunkt i mulighederne for at substituere for risikoændringen - averting expenditures - eller med udgangspunkt i en sammenhæng mellem miljøbelastningen og priserne på visse markedsomsatte goder - den hedon-

niske prisfunktion. Averting expenditures vil dog normalt kun repræsentere et underkantsskøn for den samlede nytteændring af at ændre sygdomsrisikoen, idet værdien af ændringer i det almene velbefindende ikke er omfattet heraf.

Ændringerne i risikoen for at dø kan også i visse tilfælde prissættes ud fra de udgifter, befolkningen faktisk afholder for at reducere denne risiko - køb af redningsbælter eller røgdetektorer samt valg af en mere sikker, men dyrere rejserute er gode eksempler herpå. Har man samtidig kendskab til, hvor mange procent dødsrisikoen reduceres gennem disse køb, kan udgifterne benyttes som en indikator på betalingsvilligheden for at opnå den pågældende reduktion af risikoen. Herved beregnes også prisen på et såkaldt "statistisk liv".

Udbudet af miljøforbrugsgoder såsom rekreative muligheder og herlighedsværdier

Ændringerne i udbudet af miljøforbrugsgoder såsom rekreative muligheder og herlighedsværdier kan enten prissættes med udgangspunkt i et komplementaritetsforhold mellem forbruget af disse goder og visse markedsomsatte goder - Travel Cost metoden - eller med udgangspunkt i den hedoniske prisfunktion.

Det er dog kun brugsværdien af miljøgoderne, som herved belyses. Den del af befolkningen, som ikke bruger de pågældende goder, er måske også villig til at betale for, at udbudet ændres.

Contingent Valuation - interview-baseret prissætning

Alle ændringer i miljøkvaliteten kan principielt prissættes ved brug af de interviewbaserede metoder - Contingent Valuation. Både brugsværdi og ikke-brugsværdi kan belyses. Man bør imidlertid være særdeles omhyggelig med udformningen af interviewene, for at være nogenlunde sikker på, at de adspurgte har forstået problemstillingen og den hypotetiske betalingsituation. Blandt andet fordi metoderne er bygget op omkring en hypotetisk og ikke altid lige realistisk betalingsituation, hersker der fortsat nogen uenighed om resultaternes anvendelighed.

Prissætning fra omkostningssiden

I enkelte tilfælde er det muligt at prissætte miljøkonsekvenserne fra omkostningssiden. Dette forudsætter imidlertid, at der er fastlagt nogle helt klare målsætninger for miljøbelastningen eller -tilstanden. Dette gælder fx CO₂, NO_x og

SO₂-emissionerne, hvor ændringer i disse kan prissættes ud fra de marginale omkostninger ved at overholde målsætningerne. Det gælder muligvis også belastningen med miljøfremmede stoffer, der truer drikkevandet. Hvis det opfattes som en helt uomgængelig målsætning, at grundvandsmagasiner i en størrelsesorden, der svarer til behovet for drikkevand, skal have drikkevandskvalitet, kan sådanne belastningsændringer prissættes ud fra omkostningerne ved at opfylde målsætningen. Det må understreges, at der ikke er tale om en egentlig

prissætning af miljøkonsekvensen - denne får jo netop ikke lov til at slå igenem - men om at opgøre omkostningerne ved at opfylde givne målsætninger. I praksis er det forbundet med store vanskeligheder at opgøre disse omkostninger - jf. Del II.

Alle prissætningsmetoderne er meget ressourcekrævende. Dette gør dem vanskelige af benytte i forbindelse med praktisk projektvurdering, hvor der ofte er begrænsede ressourcer til rådighed. Det må dog erkendes, at de repræsenterer de eneste muligheder for på konsistent vis også at inddrage miljøkonsekvenserne i en velfærdsøkonomiske vurdering.

Der er i Danmark hidtil kun blevet gennemført ganske få praktiske forsøg på at prissætte forskellige miljøkonsekvenser og -goder. En liste over disse forsøg er opstillet i appendiks 3.2.

3.5 Afslutning

Konsekvensbeskrivelsen og den velfærdsøkonomiske prissætning af projektets konsekvenser udgør de to første trin i vurderingen af projektets samfundsmæssige fordelagtighed. Den samlede vurdering heraf fordrer imidlertid, at også en række andre forhold tages i betragtning.

Dette gælder først og fremmest det tidsmæssige aspekt omkring projektets konsekvenser. Disse indtræffer normalt ikke inden for én og samme periode, men strækker sig over hele den anlagte tidshorizont - jf. afsnit 2.5. For at opnå et samlet udtryk for projektets velfærdsøkonomiske fordelagtighed er man altså nødt til at sammenveje værdien af projektets konsekvenser i de enkelte perioder af projektførelsen. Dette sker gennem den såkaldte diskontering, der omtales nærmere i det følgende kapitel 4.

Gennem diskonteringen af projektets tidsmæssigt forskelligt placerede costs og benefits beregnes det såkaldte velfærdsøkonomiske overskud - jf. kapitel 5. Størrelsen af dette er central for vurderingen af projektets velfærdsøkonomiske fordelagtighed. Overskuddet udgør samtidig en særdeles væsentlig del af det samlede vurderingsgrundlag; men det kan ikke stå alene.

Vurderingsgrundlaget bør således også omfatte usikkerhedsmæssige hensyn, etiske og æstetiske hensyn samt organisatoriske hensyn, der også omtales i kapitel 5. Hertil kommer endvidere hensynet til projektets konsekvenser for forskellige befolkningsgrupper i samfundet - dvs. indkomstfordelingshensynet. Dette inddrages i vurderingen gennem den såkaldte budgetøkonomiske analyse - jf. kapitel 6.

APPENDIKS 3.1

Anvendelsen af faktorpriser som beregningspriser

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Når det i denne vejledning i projektvurdering, som i høj grad er inspireret af Dasgupta, Marglin & Sen (1972), Little & Mirrlees (1974) og Lesourne (1975), er valgt at se bort fra en række andre vejledningers anbefalinger om at benytte de markedsomsatte økonomiske goders faktorpriser som beregningspriser, skyldes det primært følgende forhold

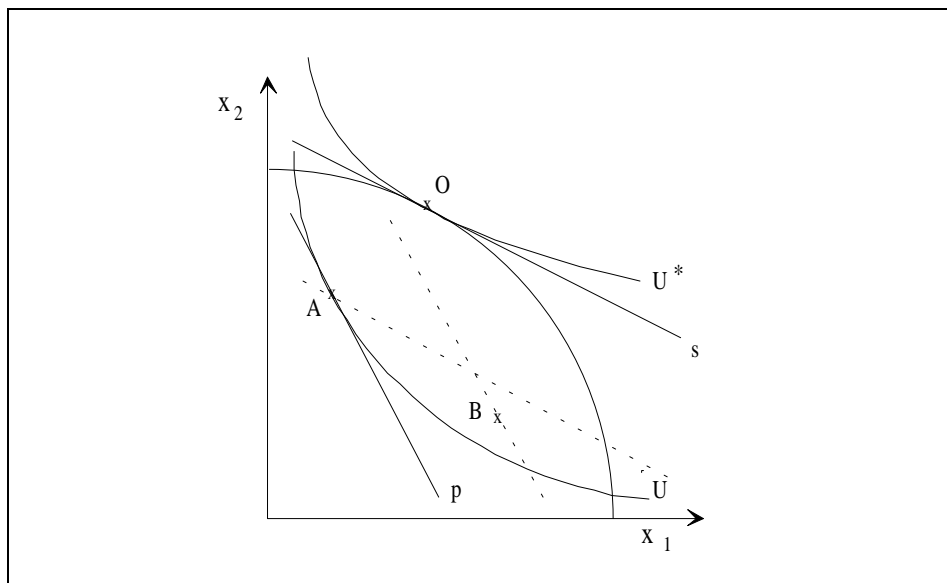
- det er valgt at basere den velfærdsøkonomiske vurdering på et konsistent velfærdsøkonomisk grundlag
- det er valgt at opfatte udgangssituationen for projektets gennemførelse som en inoptimal økonomisk situation og projektet som en aktivitetsændring, der fører økonomien over i en ny inoptimal situation - der tages altså hensyn til second best problemet
- resultaterne fra prissætningen af miljøkonsekvenserne, der i udstrakt grad er baseret på befolkningens betalingsvillighed for ændringer i miljøkvaliteten, lader sig dårligt sammenligne med faktorpriserne på markedsomsatte goder.

Velfærdsøkonomisk teori udgør grundlaget for Cost Benefit Analyse. Det er derfor, der i denne vejledning benyttes benævnelsen velfærdsøkonomisk vurdering. Anvendelsen af dette teoretiske grundlag resulterer som omtalt i, at betalingsvilligheden for de enkelte økonomiske goder kan benyttes som indikatorer på befolkningens marginale nytte heraf - dvs. som beregningspriser. Faktorpriserne er ikke udtryk for betalingsvilligheden for forbrugsgoderne - bortset fra i en situation uden afgifter og subsidier. Derfor kan de ikke benyttes som udgangspunkt for beregningsprisindestillingen. Det kan køberpriserne derimod, som det er anbefalet i denne vejledning.

Det angives undertiden som argument for anvendelsen af faktorpriserne som beregningspriser for produktionsfaktorer og andre produktionsgoder, at disse afspejler de egentlige ligevægtspriser under fuldkommen konkurrence - der benyttes en argumentation svarende til den i afsnit 3.2.2 beskrevne. Dette argument er ikke holdbart. Den udbredte anvendelse af afgifter og subsidier har påvirket ressourceallokeringen i økonomien og dermed de relative priser. De faktiske relative faktorpriser svarer altså ikke til de relative priser i en fuldkommen konkurrence ligevægt. Det kan i øvrigt også føre til misvisende resultater, hvis man benytter relative priser fra en optimal situation ved vurderingen af projekter, der gennemføres med udgangspunkt i en inoptimal situation - second best problemet. Problemstillingen er anskueliggjort i figur A.3.1.

Det ses, at et projekt, der indebærer en ændring i forbrugsmulighederne fra situation A til situation B, vil resultere i en velstandsforbedring - situation B ligger på en højere indifferenskurve end A. Dette vil også blive resultatet, såfremt

projektets konsekvenser for forbruget af x_1 og x_2 vurderes ved brug af de aktuelle relative priser p . Derimod vil man nå til det modsatte resultat, hvis forbrugskonsekvenserne prissættes i overensstemmelse med de relative skyggepriser s i optimumssituationen O .



Figur A.3.1 Second-best problemet

Det er endelig vigtigt at være opmærksom på, at prissætningen af projektets miljøkonsekvenser, uanset hvilken metode der benyttes - jf. afsnit 3.4 - baseres på befolkningens betalingsvillighed for ændringer i miljøkvaliteten. Denne betalingsvillighed er parallel til befolkningens betalingsvillighed for ændringer i forbruget af markedsomsatte forbrugsgoder, som denne kommer til udtryk i godernes køberpriser. Der vil derfor opstå en inkonsistens, hvis man anvender faktorpriserne på de markedsomsatte goder som beregningspriser og i forbindelse med den velfærdsøkonomiske vurdering sammenholder dem med de afdækkede betalingsvilligheder for miljøkonsekvenserne.

APPENDIKS 3.2

**Danske forsøg på at fastsætte beregningspriser
for forskellige miljøgoder**

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

 Danske forsøg på at fastsætte beregningspriser for forskellige miljøgoder

Miljøgode	Kildehenvisning	Metode
Støj	Hjorth-Andersen (1976) Vejdirektoratet (1992)	Hedoniske priser Hedoniske priser
Materialeskader luftforurening	Fenger, Jensen & Madsen (1984)	Produktivitetseffekt
Ozonskader på høstudbytte	Fenger (1995)	Produktivitetseffekt
Energirelateret luftforurening	Møllgaard (1993) ELSAM (1996)	Omkostningssiden Produktivitetseffekt
SO ₂ , NO _x , næringsstoffer, spildevand og bly	Jensen et. al. (1995)	Omkostningssiden
CO ₂ , SO ₂ og NO _x	Munksgaard & Pedersen (1997)	Omkostningssiden
Trafikuheld	Vejdirektoratet (1992) Kidholm (1995)	Costs of Illness Contingent Valuation
Friluftsliv på Amager	Linddal & Jensen (1991)	Contingent Valuation
Mols Bjerge	Dubgaard (1995)	Contingent Valuation
Skovbesøg	Christensen (1984) Dubgaard (1998)	Travel Costs Contingent Valuation
Barsebäck	Jordal-Jørgensen (1995a)	Contingent Valuation
Visuelle effekter og støj fra vindmøller	Jordal-Jørgensen (1995b)	Contingent Valuation
Miljøforbedringer generelt	Jensen et. al. (1995)	Contingent Valuation

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

KAPITEL 4

Det tidsmæssige aspekt - diskontering

I dette kapitel skal der gøres rede for følgende forhold:

- Det basale diskonteringsprincip - nutidsværdiberegning og annuisering
- Beslutningskriterier
- Begrundelserne for at diskontere og valget af kalkulationsrente
- Forrentningsfaktoren - skyggeprisen på kapital
- Diskontering af ikke-prissatte konsekvenser
- Hensynet til fremtidige generationer

4.1 Det basale diskonteringsprincip - nutidsværdiberegning og annuisering

Alle projekter har normalt en tidsmæssig dimension - dvs. at projekternes konsekvenser, såvel de økonomiske som de miljømæssige, normalt strækker sig over en årrække svarende til den tidshorisont, der er anlagt for konsekvensopgørelsen og vurderingen. Dette forhold giver anledning til et specifikt prissætningsproblem - nemlig hvorledes konsekvenser, der indtræffer på forskellige tidspunkter, skal afvejes mod hinanden.

Inden for traditionel projektvurdering foretages afvejningen - den såkaldte diskontering - ved brug af en såkaldt diskonteringsfaktor eller kalkulationsrente, som er udtryk for den rate, hvormed værdien af konsekvenserne reduceres jo længere ude i fremtiden, de forventes at indtræffe.

Den samlede værdi af projektets konsekvenser opgjort for hele den anlagte tidshorisont udtrykkes ved dets nutidsværdi - dvs. værdien af alle projektets nutidige og fremtidige konsekvenser opgjort ved projektets start. Nutidsværdien beregnes som

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

- hvor
- N = nutidsværdien
 - B_t = værdien af gevinsterne i periode t
 - C_t = værdien af omkostningerne i periode t
 - r = kalkulationsrenten
 - T = tidshorisonten

Alternativt kan projektets værdi udtrykkes ved en konstant årlig strøm af nettogevinsten ($B - C$) der fremkommer ved en såkaldt annuisering af nutidsværdien N , dvs.

$$N = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} = \sum_{t=0}^T \frac{B-C}{(1+r)^t} \Rightarrow B-C = N \cdot a(r, T)$$

hvor

$$a(r, T) = \frac{r \cdot (1+r)^T}{(1+r)^{T+1} - 1}$$

er den såkaldte annuitetsfaktor. Annuiseringen af omkostningerne er nødvendig, hvis man fx ønsker at opgøre de årlige omkostninger ved at opnå en årlig reduktion af en bestemt form for miljøbelastning.

4.2 Beslutningskriterier

Hensigten med at beregne projektets nutidsværdi eller at udtrykke værdien af dets nettogevinst i form af en annuitet er at sammenfatte værdien af projektets konsekvenser over hele dets tidshorizont i ét tal. Vurderingen af, om projektet skal gennemføres, baseres efterfølgende på værdien af dette tal. Man arbejder således med følgende beslutningskriterier:

- Projektets nutidsværdi eller værdien af dets annuiserede nettogevinst skal være positiv, for at det vil være velfærdsøkonomisk fordelagtigt at gennemføre projektet
- Ved valg mellem flere projekter rangordnes projekterne efter deres nutidsværdi pr. Investeret kr. Eller efter deres annuiserede nettogevinst

Benyttes nutidsværdien som beslutningskriterium i forbindelse med valg mellem flere projekter, er det som omtalt i afsnit 2.5 væsentligt, at projekterne vurderes over den samme tidshorizont.

Som det fremgår af diskonteringsformlen - jf. afsnit 4.1 - afhænger resultatet af disse beregninger, hvor projektets tidsmæssigt forskelligt placerede gevinster og omkostninger sammenejes i én repræsentativ værdi - nutidsværdi eller annuitet - i meget høj grad af kalkulationsrenten, r 's, størrelse. I det følgende afsnit skal der derfor gives en række begrundelser for at diskontere, ligesom kriterierne for valg af kalkulationsrente opstilles.

4.3 Begrundelserne for at diskontere og valget af kalkulationsrente

Spørgsmålet om valg af kalkulationsrente har været analyseret og drøftet gennem en meget lang årrække - for en oversigt se Lind (1982) eller Møller (1984).

Der er dog efterhånden opnået en vis konsensus - i hvert fald blandt økonomer - vedrørende svaret på spørgsmålet - se fx Arrow et.al.(1996).

Man bør som udgangspunkt benytte en kalkulationsrente, der afspejler befolkningens tidspræferencer. Ligesom prissætningen af forskellige goder i en given periode baseres på befolkningens præferencer - jf. kapitel 3 - så bør også den relative værdi af forbrug afholdt i forskellige perioder baseres herpå. Samtidig bør man imidlertid være opmærksom på, at ved at investere i et givet projekt går samfundet, hvis der er knappe investeringsressourcer, glip af alternative afkastmuligheder. Værdien af disse bør indgå i nutidsværdiberegningen. Dette sker ved opskrive projektets investeringsbeløb med en forrentningsfaktor eller skyggepris på kapital, der angiver nutidsværdien af én kr. investeret til den alternative afkastrate. Herved fremkommer projektets samlede nutidsværdi som nutidsværdien af nettogevinsten i hver periode fratrukket nutidsværdien af de alternative afkastmuligheder. I det følgende skal hovedtrækkene af argumentationen for denne løsning på kalkulationsrenteproblematikken omtales nærmere.

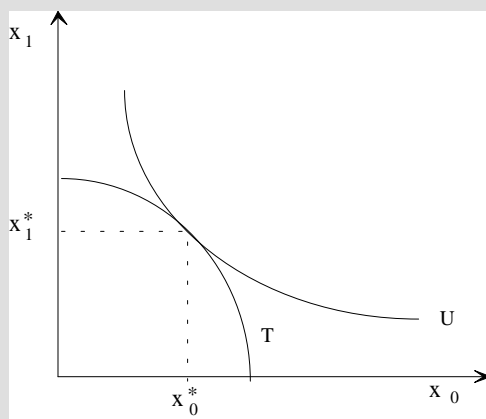
Udgangspunktet for diskussionen har været, at der på den ene side kan argumenteres for, at diskonteringen bør baseres på befolkningens tidspræferencer - dvs. hvor meget større vægt, befolkningen tillægger et givet forbrug i år i forhold til det samme forbrug til næste år. På den anden side kan der argumenteres for, at projektet mindst bør give et afkast svarende til det marginale afkast ved alternative investeringsmuligheder. Derfor bør diskonteringen foretages med en kalkulationsrente, der svarer til denne marginale afkastrate.

Problemstillingen er anskueliggjort i figur 4.3.1. Indifferenskurven, U , viser de sammensætninger af forbrug x_0 og x_1 i periode 0 og 1, som giver befolkningen samme velstand. Hældningen på U angiver i hvert punkt tidspræferenceraten, svarende til hvor meget forbruget i periode 1 skal stige for at opveje en nedgang i forbrugsmulighederne i periode 0. Transformationskurven, T , viser produktionsmulighederne i periode 0 og 1. Hældningen på T angiver i hvert punkt den marginale afkastrate, svarende til hvor meget forbruget i periode 1 kan forøges ved at afgive forbrugsmuligheder i periode 0. Afgivelsen af forbrugsmuligheder sker gennem opsparing og investering.

Det ses, at den optimale sammensætning af forbruget i de to perioder er i punktet (x_0^*, x_1^*) , hvor indifferenskurven og transformationskurven tangerer hinanden - i dette punkt opnås det højeste samlede velstandsniveau i de to perioder. I optimumspunktet gælder det også, at tidspræferenceraten er lig med den marginale afkastrate. Der opspares og investeres, indtil det marginale afkast netop kan kompensere for velstandstabet i periode 0 ved at sænket forbruget yderligere.

Er forbruget som udgangspunkt sammensat optimalt over tiden, giver valget af kalkulationsrente altså ikke anledning til problemer, idet tidspræferencerenten er lig med den marginale afkastrate. Normalt kan man imidlertid ikke antage, at samfundet befinder sig i et optimalt udviklingsforløb, og derfor vil den marginale afkastrate være forskellig fra tidspræferenceraten.

I denne situation bør tidspræferenceraten benyttes som kalkulationsrente, og der bør tages højde for værdien af de alternative afkastmuligheder for investeringerne ved brug af en såkaldt forrentningsfaktor på kapital eller investerings-skyggepris. I det følgende beskrives fastsættelsen af kalkulationsrenten ud fra befolkningens tidspræferencer, og i afsnit 4.4 behandles fastsættelsen af forrentningsfaktoren på kapital.



Figur 4.3.1 Tidspræferencer og afkastmuligheder

Grundlaget for fastsættelsen af kalkulationsrenten er ligesom for beregningspriseres vedkommende velfærdsfunktionen - jf. afsnit 3.2.

$$W = \sum_{i=1}^n U_i(x_i) \quad \text{for } i = 1; n$$

hvor $U_i(x_i)$ er individ i 's nytte af forbruget x_i .

Hvis der ses bort fra fordelingen af forbruget på individer og i stedet fokuseres på et repræsentativt individ samt på fordelingen af forbruget over tid, fås velfærden som

$$W = \sum_{t=0}^T U(x_t)$$

Velfærdsændringen bestemmes herefter som

$$W = \sum_{t=0}^T D_t \cdot \frac{\delta U(x)}{\delta x} \cdot dx_t$$

hvor D_t er udtryk for den vægt, forbrug i periode t tillægges. Normalt antages $D_0 = 1$.

Udviklingen i D_t er bestemt af individets tidspørefærence, der kan udtrykkes som forholdet mellem den marginale nytte af forbrug i periode t og den marginale nytte af forbrug i periode $t+1$, dvs.

$$\frac{D_t}{D_{t+1}} = \frac{U'(x_t)}{U'(x_{t+1})} = 1 + r \Rightarrow$$

$$U'(x_t) = U'(x_{t+1}) \cdot (1 + r)$$

Kalkulationsrenten, r , er altså udtryk for den rate, hvormed den marginale nytte af forbrug ændres over tid

$$r = \frac{\frac{dU'}{dt}}{dU'}$$

Nutidsværdien af velfærdsændringen kan herefter i tilfældet med kontinuert tid opskrives som

$$W_N = \int_0^T e^{-\rho \cdot t} \cdot U'(x_t) \cdot dx_t$$

hvor, ρ , er den såkaldte "rene tidspørefærencerente". Heraf fås

$$r = \frac{\frac{d(W_N)}{dt}}{W_N} = \frac{\frac{d(e^{-\rho \cdot t} \cdot U')}{dt}}{e^{-\rho \cdot t} \cdot U'}$$

$$= \frac{-\rho \cdot e^{-\rho \cdot t} \cdot U' + e^{-\rho \cdot t} \cdot \frac{dU'}{dt}}{e^{-\rho \cdot t} \cdot U'} = -\rho + \frac{\frac{dU'}{dt}}{U'}$$

$$= -\rho + \frac{\frac{dU'}{dx}}{\frac{U'}{dx}} \cdot \frac{dx}{x} = -\rho - \epsilon_{U'} \cdot g$$

Kalkulationsrenten kan beregnes som summen af "den rene tidspræference-rente", ρ , og produktet af elasticiteten for den marginale nytte af forbrug, ϵ_U og væksten i forbruget, g . Af udledningen fremgår også begrundelsen for at forbrug i forskellige perioder tillægges forskellig værdi, og at diskonteringen dermed er relevant.

- Den rene tidspræference må anses for et psykologisk fænomen forbundet med utålmodighed og usikkerhed - det er bedre at erhverve en forbrugsmulighed nu end engang i fremtiden, hvor man måske ikke får lov til at nyde den. Det er imidlertid spørgsmålet, om den rene tidspræference også er relevant på samfundsniveau - jf. afsnit 4.6. Den synes således især at være knyttet til det enkelte individ, der har en begrænset levetid.
- En forventet vækst i forbrugsmulighederne gør det mere attraktivt at opnå en forbrugsgevinst nu frem for i fremtiden, idet den marginale nytte af forbrug må antages at være faldende. Dette argument synes også at være relevant på samfundsniveau, idet der kan argumenteres for, at forbrugsændringer for rigere generationer bør tillægges mindre vægt end for fattigere. Til gengæld er det væsentligt, at rigdommen eller velfærden opgøres på grundlag af forbrugsmulighederne for såvel markedsomsatte som ikke-markedsomsatte goder - herunder miljøgoder - jf. afsnit 4.4.

I praksis kan det være særdeles vanskeligt af fastsætte kalkulationsrenten med udgangspunkt i den opstillede formel. Både den rene tidspræference-rente og elasticiteten for den marginale nytte af forbrug er størrelser, som kun kan estimeres med usikkerhed. Forventningerne til væksten i forbruget er også usikre.

Derfor benytter man undertiden den effektive reale obligationsrente efter skat eller bankernes gennemsnitlige reale udlånsrente efter skat som indikatorer på kalkulationsrenten. Disse renter er udtryk for den betaling, som befolkningen skal erlægge for at fremskynde forbruget, og dermed også for hvor meget større vægt den tillægger nutidigt forbrug frem for fremtidigt. Den effektive reale obligationsrente efter skat har i perioden 1991 - 1997 ligget på 1 - 4 pct., og bankernes gennemsnitlige reale udlånsrente efter skat har i samme periode ligget på 3 - 4 pct. Det anbefales derfor som udgangspunkt at benytte en kalkulationsrente på 3 pct. For at vurdere nutidsværdiberegningens følsomhed over for valget af kalkulationsrente anbefales det også at gennemføre beregninger med en kalkulationsrente på 1 og 5 pct.

Kalkulationsrenten bør altså fastsættes med udgangspunkt i velfærdsfunktionen og de hertil knyttede tidspræferencer. Det har imidlertid været diskuteret, hvorledes de alternative afkastmuligheder for investeringerne i et givet projekt i så fald bør håndteres i forbindelse med projektvurderingen.

4.4 Forrentningsfaktoren - skyggeprisen på kapital

I en virksomhedsøkonomisk kalkule tages der højde for de alternative afkastmuligheder ved direkte at benytte den alternative afkastrate som diskonteringsfaktor. Når et projekt har en negativ nutidsværdi, er det udtryk for, at det har en afkastrate, der er mindre end alternativprojektets, og det bør derfor forkastes. Metoden kan også benyttes til at afgøre, om et givet projekt kan forrente en lånefinansieringsmulighed. Dette sker ved at benytte lånerenten som diskonteringsfaktor.

Det er imidlertid ikke hensigtsmæssigt at anvende den alternative afkastrate som kalkulationsrente i en velfærdsøkonomisk analyse. Her er det den tidspræferencebaserede kalkulationsrente, der bør benyttes. Denne rente er først og fremmest i overensstemmelse med analysens velfærdsøkonomiske grundlag, og når tidspræferencerenten benyttes, er det også lettere at håndtere situationer, hvor ikke hele investeringsbeløbet alternativt bliver investeret, eller hvor alternativafkastet ikke fuldt ud bliver geninvesteret periode for periode - jf. Møller (1989).

De alternative afkastmuligheder indarbejdes i den velfærdsøkonomiske analyse ved at beregne nutidsværdien af de forbrugsmuligheder, som projektets investeringsbeløb alternativt afkaster. Beregningen kan gennemføres konkret, hvis de alternative forbrugs- og investeringsmuligheder er kendt.

Er de ikke det, kan nutidsværdien af de alternative afkastmuligheder udtrykkes ved den såkaldte forrentningsfaktor på kapital.

Forrentningsfaktoren på kapital, f_K , er lig med nutidsværdien af én krone investeret til afkastraten før skat og afskrivninger, q , og med levetiden, T , hvor investeringen antages at være fuldt afskrevet. Den beregnes som

$$f_K = \sum_{t=1}^T \frac{q}{(1+r)^t} = \frac{q}{r} \cdot \left(1 - \frac{1}{(1+r)^T}\right)$$

hvor

q = den alternative afkastrate beregnet efter velfærdsøkonomiske principper

r = den tidspræferencebestemte kalkulationsrente

T = tidshorisonten

Nutidsværdien, f_K , benævnes her forrentningsfaktoren; men undertiden benyttes også betegnelsen skyggeprisen på kapital. Her foretrækkes den neutrale for-

rentningsfaktorbetegnelse, fordi skyggeprisbetegnelsen giver associationer om en pris på kapital ved optimal udnyttelse af samfundets realkapital.

Den del af projektets investeringsbeløb, der alternativt ville være blevet investeret, skal således multipliceres med forrentningsfaktoren for at opnå et udtryk for værdien af alternativinvesteringernes forbrugsafkast. For at dette udtryk skal være sammenligneligt med værdien af projektets øvrige omkostninger og gevinster, må afkastraten selvsagt være opgjort i overensstemmelse med velfærdsøkonomiske principper - afkastet bør opgøres for såvel markedsomsatte som ikke-markedsomsatte konsekvenser, og disse bør værdisættes i beregningspriser.

Den opstillede formel for f_K forudsætter

- at afkastet, q , forbruges periode for periode
- at der ikke er noget afkast i investeringsperioden - periode 0
- at alternativinvesteringens fysiske levetid er T perioder, og at dens værdi ved udgangen af periode T derfor er 0.

Der kan selvfølgelig opstilles andre formler for f_K , hvor disse forudsætninger er ændret - hele eller dele af afkastet forudsættes geninvesteret, der opnås afkast i periode 0, afkastet varierer over tidshorizonten, alternativinvesteringen har en terminalværdi ved udgangen af periode T osv. Hertil kommer muligheden for ved diskonteringen at skelne mellem de dele af investeringsbeløbet, som hhv. trækkes bort fra forbrug og fra alternative investeringsmuligheder.

Disse forhold understreger fleksibiliteten i den skildrede diskonteringsmetode, hvor selve diskonteringen sker ved brug af den tidspræferencebestemte kalkulationsrente, og hvor værdien af de mistede alternative investeringsmuligheder enten opgøres konkret eller beregnes ved brug af en passende forrentningsfaktor. Nutidsværdiberegningen kan herefter formuleres på følgende måde

$$N = -a \cdot I_0 - (1-a) \cdot I_0 \cdot f_K + \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t}$$

hvor a er den andel af investeringsbeløbet i periode 0, I_0 , der alternativt ville være blevet forbrugt, og f_K er forrentningsfaktoren, der kan beregnes ved brug af formlen

$$f_K = \frac{q}{r} \cdot \left(1 - \frac{1}{(1+r)^T}\right)$$

I denne formel står q for den alternative afkastrate og r for kalkulationsrenten.

I praksis må det anses for endog overordentligt vanskeligt at bestemme den alternative afkastrate i overensstemmelse med velfærdsøkonomiske principper. Som indikator på afkastraten benytter man derfor undertiden den reale afkastgrad før skat, som virksomhederne kan opnå på deres investerede kapital. Det er afkastet før skat, der bør benyttes, fordi dette er udtryk for det samlede afkast, som samfundet kan opnå på dets investeringer. Skatten tjener alene til af omfordele forrentningen mellem kapitalejerne og resten af befolkningen. Som en anden indikator på den alternative afkastrate kan benyttes virksomhedernes reale lånerente. Afkastraten må mindst være lig med denne rente for at investeringerne skal kunne betale sig.

I perioden 1991 - 1996 har den reale afkastgrad af virksomhedernes kapital ligget på 6,5 - 8,5 pct. Den reale lånerente har som omtalt i afsnit 4.3 ligget på 3 - 4 pct. Det anbefales derfor at benytte en afkastrate på 7 pct. som udgangspunkt for fastsættelsen af forrentningsfaktoren. Denne kombineres med kalkulationsrenten på 3 pct. - jf. afsnit 4.3. Til brug for følsomhedsberegningerne benyttes afkastrater på hhv. 5 og 9 pct.

4.5 Diskontering af ikke-prissatte konsekvenser

De opstillede formler for beregning af nutidsværdien af det velfærdsøkonomiske overskud forudsætter, at det betragtede projekts konsekvenser - herunder også miljøkonsekvenserne - er værdisat i beregningspriser. Det er således værdien af ændringerne i forbrugsmulighederne periode for periode, der diskonteres. Dette hænger selvfølgelig snævert sammen med, at såvel beregningspristsættelsen som diskonteringen bygger på det samme velfærdsgrundlag.

I forbindelse med projektvurdering er det imidlertid oftest således, at en stor del af miljøkonsekvenserne ikke er værdisat. Dette gælder således altid Cost Effectiveness Analyser - jf. afsnit 7.1 - hvor en række forskellige miljøforanstaltningers omkostningseffektivitet undersøges. I sådanne analyser kan de økonomiske omkostninger periode for periode opgøres i beregningspriser, hvorefter de kan diskonteres til en nutidsværdi eller annuiseres. Miljøeffekten derimod værdisættes ikke, men angives periode for periode i en passende enhed. Spørgsmålet er nu, om der også er behov for at diskontere miljøeffekten, og under hvilke forudsætninger dette i givet fald er forsvarligt?

Hvis den betragtede miljøeffekt for en række alternative foranstaltningmuligheder opnås i samme periode, eller hvis fordelingen af effekterne over den betragtede periode er ens, er der ikke behov for at diskontere. Typiske eksempler er en række forskellige jordrensningemetoder, der alle føre til, at en bestemt forurennet grund er tilfredsstillende rensset inden for et givet tidsrum, eller en række foranstaltninger, der alle fører til en fast årlig reduktion i udledningerne af et givet stof - ikke nødvendigvis den samme reduktion for alle foranstaltning-

ger. I det første tilfælde kan omkostningseffektiviteterne uden problemer udtrykkes ved nutidsværdien af de forskellige metoders omkostninger, og i det andet tilfælde er det naturligt for hver foranstaltning at udtrykke effektiviteten som forholdet mellem årlig emissionsreduktion og årlig (annuiseret) omkostning.

I disse tilfælde er der altså ikke behov for at diskontere miljøkonsekvenserne; men så snart de forskellige foranstaltningers konsekvenser varierer på forskellig måde over årene, opstår der problemer. Hvordan skal én foranstaltnings emissionsreduktion om 10 år sammenlignes med en anden foranstaltning ganske vist noget mindre, men også noget tidligere reduktion? Eller hvordan skal en årlig reduktion, der kun forløber over en begrænset årrække - fx CO₂-binding ved skovrejsning - sammenlignes med en måske noget mindre årlig reduktion, der til gengæld er varig - fx en foranstaltning, der fører til energibesparelser? Sådanne sammenligninger synes at kræve diskontering af emissionsreduktionerne; men spørgsmålet er, om dette overhovedet vil være forsvarligt, og hvis diskontering anses for forsvarlig, hvilken kalkulationsrente der i så fald skal benyttes.

Et projekts miljøkonsekvenser kan i realiteten opgøres på fire niveauer - jf. afsnit 3.4 - afhængigt af hvor mange led i sammenhængen mellem miljøbelastning og værdien af den endelige miljøkvalitetsændring der er kendt. De fire niveauer er:

1. Belastningsændring - emissioner, fysisk påvirkning etc.
2. Koncentrationsændringer - immissioner
3. Tilstandsændringer - miljøets kvalitet som hhv. produktionsfaktor og forbrugsgode
4. Værdien af tilstandsændringerne - herunder værdien af tilpasningen til tilstandsændringerne

Som et godt eksempel på de fire niveauer i konsekvensopgørelsen kan nævnes beskrivelsen af de forskellige konsekvenser med relevans for drivhuseffekt- og klimaændringsproblemstillingen. Et projekts klimakonsekvenser kan beskrives som (1) en ændring i CO₂-udslippet/bindningen, (2) en ændring i CO₂-koncentrationen, (3) en ændring i klimaet og de klimarelaterede miljøforhold samt de hermed forbundne ændringer i befolkningens levevilkår - dvs. miljøets og andre goders kvalitet som produktionsfaktorer og forbrugsgoder, og (4) som værdien af de klimaskabte ændringer i befolkningens levevilkår.

Hvis samtlige dose/response-sammenhænge er kendt, og de endelige miljøtilstandsændringer samt reaktionerne herpå er prissat, da kan værdien af miljøkonsekvenserne som nævnt diskonteres på tilsvarende vis som konsekvenserne

for de markedsomsatte forbrugsmuligheder. Hvis derimod kun et eller flere af de tre første niveauer er beskrevet, afhænger det fuldstændigt af dose/-response-sammenhængenes funktionelle form og af sammenhængen mellem tilstandsændringen og værdien heraf, om det er muligt direkte at diskontere konsekvensopgørelsen på et af de tre første niveauer.

Kan alle sammenhænge beskrives ved lineære funktioner, da vil diskontering med den sædvanlige kalkulationsrente være fuldt forsvarlig - det relative forhold mellem nutidsværdien af de forskellige foranstaltningers miljøkonsekvenser vil være det samme, uanset om nutidsværdien opgøres for værdien af de endelige miljøkvalitetsændringer eller for belastningsændringerne.

Er dose/response-sammenhænge og sammenhængen mellem kvalitetsændringen og værdien heraf derimod ikke lineære, vil det ikke nødvendigvis være korrekt at diskontere belastningsændringerne med samme kalkulationsrente som værdien af forbrugsmulighedsændringerne. Dette vises i en drivhusgas-sammenhæng i Richards (1993).

Pointen kan anskueliggøres gennem følgende simple regnestykke: Antag, at der skal vælges mellem to foranstaltninger, hvoraf den ene indebærer en emissionsreduktion på 1 i år 0 og den anden en emissionsreduktion på 1,3 i år 10. Nutidsværdien af omkostningerne ved de to foranstaltninger er ens.

Hvis emissionreduktionerne direkte diskonteres med kalkulationsrenten 3 pct. bliver nutidsværdien heraf hhv. 1 og 0,97. Man bør altså umiddelbart foretrække den første foranstaltning.

Tager man imidlertid også hensyn til, at koncentrationen af det skadelige stof over den kommende 10-års periode forventes at stige fra 5 til 7, kan man udmærket nå til det modsatte resultat. Hvis skadesfunktionen kan formuleres som $D_t = Gt^2$, hvor D er værdien af skaden, og G er koncentrationen af det skadelige stof, kan skadesreduktionen ved de to foranstaltninger opgøres som hhv. $5^2 - 4^2 = 9$ og $7^2 - 5,7^2 = 16,5$. Nutidsværdien af disse to skadesreduktioner er hhv. 9 og 12 - dvs. den anden foranstaltning, hvor emissionsreduktionen udskydes, bør foretrækkes.

De gennemførte beregninger anskueliggør, at man skal være forsigtig med at diskontere miljøkonsekvenser, så længe disse ikke er prissat. Direkte diskontering af konsekvenserne bør som udgangspunkt kun gennemføres, hvis sammenhænge mellem belastning, koncentration, miljøkvalitetsændring og ændringen i miljøkvalitetens værdi kan antages at være lineære. I alle andre tilfælde bør man i første omgang afholde sig herfra og nøjes med at beskrive tidsfordelingen af de enkelte foranstaltningers miljøkonsekvenser.

En sådan beskrivelse er i mange tilfælde tilstrækkelig til at kunne vælge mellem eller rangordne foranstaltningerne. Miljøkonsekvenserne har således ofte samme tidsmæssige fordeling, hvilket gør diskontering overflødig. I de resterende tilfælde må vurderingen af de forskellige foranstaltningers miljømæssige fordelagtighed baseres på en række forhold såsom gennemsnitlig miljøkonsekvens, varigheden af konsekvensen, miljøtilstandens udvikling uafhængigt af foranstaltningen, mulighederne for at kombinere foranstaltningen med andre foranstaltninger osv. Så længe miljøkonsekvenserne ikke er prissat, er det dog ikke muligt at give et klart svar på, om en stor positiv miljøeffekt i fremtiden bør foretrækkes for en noget mindre i dag, selvom den kan opnås til de samme omkostninger.

4.6 Hensynet til fremtidige generationer

Det er undertiden blevet fremført, at diskonteringen indebærer

- at der i realiteten i vurderingen ses bort fra konsekvenser - herunder miljømæssige - der ligger tilstrækkeligt langt ude i fremtiden
- at der ikke tages tilstrækkeligt hensyn til fremtidige generationers forbrugsmuligheder.

Hvis diskonteringen gennemføres fornuftigt, ligger problemet imidlertid ikke her. Det vedrører snarere selve valget af konsekvenser, der inddrages i vurderingen, og den måde, hvorpå de prissættes.

De mest absurde konsekvenser af en uovervejet diskontering - som fx, at uddyddelsen af elefanten om 50 år er uden betydning i forhold til, hvis det skete nu - kan relativt let undgås. En sådan konsekvens anses nemlig normalt i sig selv for uacceptabel, og en vurdering heraf med dertil hørende diskontering er derfor irrelevant. Dette gælder selvsagt alle uacceptable miljøkonsekvenser, uanset, hvornår de finder sted.

I andre tilfælde, hvor vurdering og prissætning anses for relevant, kan det måske fortsat være vanskeligt at acceptere, at blot fordi en miljøforringelse finder sted om 50 år, så skal den veje mindre i vurderingen, end én der indtræffer i dag. Der er imidlertid to forhold, som trods alt taler herfor.

For det første er en af de væsentligste begrundelser for diskonteringen, at befolkningen i fremtiden forventes at være bedre stillet - i velfærdsøkonomisk henseende vel at mærke og ikke blot i nationaløkonomisk. Hvis befolkningen i fremtiden forventes at være velstandsmæssigt bedre stillet, har den lettere ved at håndtere miljøforringelsen enten ved at modvirke den eller at leve med den.

For det andet, hvis miljøgoderne i fremtiden forventes at blive mere knappe, stiger deres relative beregningspriser. Dette modvirker det umiddelbart urimelige i, at en miljøforringelse, der indtræffer under fremtidige forringede miljøforhold, ved diskonteringen bliver tillagt mindre værdi.

Det gælder altså, at diskonteringen har en fornuftig begrundelse

- hvis der er tale om diskontering af konsekvenser, om hvilke det er bredt accepteret, at de indgår i prioriteringsovervejelserne og dermed tillægges endelige priser
- hvis befolkningen i fremtiden forventes at være bedre stillet i velfærdsøkonomisk forstand
- hvis der ved prissætningen af konsekvenserne periode for periode er taget højde for, at deres relative beregningspris kan være ændret som følge af ændringer i den relative knaphed på goderne.

Tilbage står spørgsmålet vedrørende hensynet til fremtidens generationer. Indebærer diskonteringen, at konsekvenserne for disse bliver tillagt for lille vægt?

Allerførst må det slås fast, at den nulevende generation i sagens natur ikke har kendskab til de fremtidige generationers præferencer. Hensynet til disse generationer må altså i sidste ende baseres på den nulevende generations egne præferencer. Dette gælder særligt den relative vægtning af konsekvenser inden for samme periode - dvs., at de ved vurderingen benyttede relative beregningspriser må afspejle den nulevende generations præferencer. Dette indebærer dog ikke nødvendigvis, at den nulevende generations tidsmæssige præferencer over for konsekvenser, der berører den selv, også bør benyttes over for valg på tværs af generationer.

Problemet vedrører først og fremmest "den rene tidspræference". Det forekommer nemlig rimeligt, at ligesom det enkelte individ tillægger det mindre vægt at opnå en forbrugsmulighed på et senere tidspunkt, hvis den velfærdsøkonomiske situation på dette tidspunkt er bedre, så må det også tillægges mindre vægt, når en mere velstillet generation opnår et gode, end når en mindre velstillet gør det. Det samme kan imidlertid ikke siges om den rene tidspræference. Denne er primært knyttet til det enkelte individ, som pga. usikkerhed om levealder og ren utålmodighed alt andet lige foretrækker at opnå goderne så tidligt som muligt. Dette psykologisk betingede forhold synes ikke at være relevant på samfundsniveau i valget mellem goder på tværs af generationer. Der kan derfor argumenteres for, at den rene tidspræference er i sådanne valg bør sættes til nul.

En sådan beslutning giver imidlertid anledning til problemer, såfremt man efterfølgende i et samfund med udtømmelige ressourcer vil forsøge at opstille et optimalt udviklingsforløb for forbrugsmulighederne. Er der blot mulighed for den mindste velfærdsøkonomiske vækst i samfundet, indebærer en ren tidspræferencerente på nul, at forbruget for fremtidens generationer bør stige mod et maksimum på bekostning af den nulevende generations forbrugsmuligheder. Det er over en længere årrække bedre at opspare og investere end at forbruge. Det omvendte er tilfældet, hvis den rene tidspræferencerente er positiv. I dette tilfælde er det optimalt at lade forbruget i fremtiden falde mod nul. Lavt forbrug for fremtidens generationer tillægges stort set ingen vægt - jf. Dasgupta & Heal (1979) kapitel 10. Ingen af disse resultater kan fra et etisk synspunkt siges at være tilfredsstillende.

Det er imidlertid ikke diskonteringen med den rene tidspræferencerente som sådan, der er problemet, men derimod selve den velfærdsfunktion, som søges maksimeret. Denne formuleres som omtalt i afsnit 4.3 som

$$W = \int_0^{\infty} e^{-\rho \cdot t} \cdot U(x_t) \cdot dx_t$$

og søges W herefter maksimeret med hhv. $\rho = 0$ og $\rho > 0$, når de omtalte utilfredsstillende resultater.

Vælger man i stedet at lægge et etisk dikteret bånd på udviklingen i forbruget, x_t - som fx at forbruget, givet de udtømmelige ressourcer, skal være størst muligt og konstant over tiden - fås et andet optimalitetskriterium, $x_t = x_{max}$. Ved bestemmelsen af dette udviklingsforløb er diskonteringen irrelevant, og spørgsmålet om den rene tidspræferencerentes størrelse giver derfor ikke anledning til problemer m.h.t. fordelingen mellem generationer. Det kan også vises, hvordan en bæredygtig udnyttelse af en udtømmelig ressource - dvs. at fremtidens generationer ikke stilles dårligere, selvom ressourcen udtømmes - sikres ved, at den indtjente ressourceperiode for periode investeres i fysisk kapital, der kan substituere den udtømmelige ressource - jf. Solow (1974) og Hartwick (1977).

Det kan altså konkluderes, at det ikke er diskonteringen i sig selv, som indebærer en svigtende hensyntagen til de fremtidige generationer. Skævvridningen kan faktisk gå begge veje - jf. diskussionen af den rene tidspræferencerentes størrelse. En sådan svigten hænger i højere grad sammen med en manglende beskrivelse og vurdering af de forhold, som disse generationer vil blive underlagt, hvis den betragtede udvikling eller ændringerne heri bliver realiseret. Frem for at ændre diskonteringsproceduren bør hensynet til de fremtidige generationer eksplicit bygges ind i de velfærdsøkonomiske ændringer, som over-

vejes. Sker dette ved fx at lægge bånd på, hvilke konsekvenser for fremtidige generationer der er acceptable, giver diskonteringen ikke anledning til fordelingsproblemer generationerne imellem.

4.7 Sammenfatning

Der er i de foregående afsnit givet følgende anbefalinger vedrørende diskonteringen:

Kalkulationsrenten

Diskonteringen bør gennemføres ved brug af en kalkulationsrente, der afspejler befolkningens tidsmæssige præferencer. Som udgangspunkt anbefales det at benytte en kalkulationsrente på 3 pct. Det anbefales at gennemføre følsomhedsberegninger med kalkulationsrenter på 1 og 5 pct.

Forrentningsfaktoren

For at vurdere nutidsværdien af de alternative afkastmuligheder, som mistes ved at benytte de begrænsede investeringsressourcer i forbindelse med det pågældende projekt, forhøjes projektets investeringsbeløb med en forrentningsfaktor på kapital. Forrentningsfaktoren f_K kan beregnes ved brug af følgende formel

$$f_K = \frac{q}{r} \cdot \left(1 - \frac{1}{(1+r)^T}\right)$$

hvor T angiver den anlagte tidshorisont, og hvor den alternative afkastrate q som udgangspunkt sættes til 7 pct. og kalkulationsrenten r til 3 pct. Det anbefales at gennemføre følsomhedsberegninger med afkastrater på 5 pct. og 9 pct. samt kalkulationsrenter på 1 pct. og 5 pct.

Diskontering af ændringer i miljøbelastningen

Der bør udvises varsomhed med hensyn til diskontering af ændringer i miljøbelastningen. Kun hvis det med rimelighed kan antages, at der er en lineær sammenhæng mellem belastningsændringen og værdien af den hermed forbundne ændring i miljøkvaliteten, kan en sådan diskontering gennemføres uden problemer.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

KAPITEL 5

Det samlede velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag

5.1 Det velfærdsøkonomiske overskud

De centrale elementer i den velfærdsøkonomiske projektvurderingsmetode er blevet omtalt i de foregående kapitler 1 - 4.

- Problemformuleringen
- Konsekvensbeskrivelsen
- Beregningsprisfastsættelsen
- Diskonteringen

Kombinationen af disse elementer fører direkte frem mod målet for den velfærdsøkonomiske kalkule - nemlig beregningen af det såkaldte velfærdsøkonomiske overskud, W . Det velfærdsøkonomiske overskud er udtryk for den i beregningspriser opgjorte nutidsværdi af projektets konsekvenser. Konsekvenser, der repræsenterer en forøgelse af forbrugsmulighederne i samfundet, betegnes gevinster, B (*benefits*), mens konsekvenser, der repræsenterer en reduktion af forbrugsmulighederne, betegnes omkostninger, C (*costs*).

Det velfærdsøkonomiske overskud beregnes i overensstemmelse med fremstillingen i kapitel 4 som

$$W = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t - f_K \cdot I_t}{(1+r)^t}$$

W = det velfærdsøkonomiske overskud

T = den valgte tidshorisont

B_t = den i beregningspriser opgjorte værdi af projektets gevinster i periode t

C_t = den i beregningspriser opgjorte værdi af projektets omkostninger i periode t

I_t = den i beregningspriser opgjorte værdi af de i forbindelse med projektet afholdte reale investeringer i periode t

f_K = forrentningsfaktoren på kapital beregnet for den anlagte tidshorisont T med en alternativ real afkastrate på q og en kalkulationsrente på r

r = kalkulationsrenten

Reglerne for fastsættelsen af beregningspriserne er beskrevet i kapitel 3, og reglerne for fastsættelsen af r og f_k er beskrevet i kapitel 4.

Vurderingen af, om projektet skal gennemføres, baseres herefter på værdien af det velfærdsøkonomiske overskud. Man arbejder således med følgende beslutningskriterier - jf. afsnit 4.2:

- Projektets nutidsværdi eller værdien af dets annuierede nettogevinster skal være positiv, for at det vil være velfærdsøkonomisk fordelagtigt at gennemføre projektet
- Ved valg mellem flere projekter rangordnes projekterne efter deres nutidsværdi pr. Investeret kr. Eller efter værdien af deres annuierede nettogevinster.

Benyttes nutidsværdien som beslutningskriterium i forbindelse med valg mellem flere projekter, er det som omtalt i afsnit 2.5 væsentligt, at projekterne vurderes over den samme tidshorizont.

Det er imidlertid ikke hensigtsmæssigt udelukkende at basere vurderingen af projektets fordelagtighed på den velfærdsøkonomiske analyse. Ganske vist er det velfærdsøkonomiske overskud principielt udtryk for, om befolkningen samlet set efter gennemførelsen af projektet vil opleve en forøgelse eller reduktion af velstanden; men også andre forhold end denne er vigtige for den samlede vurdering af projektet. Følgende forhold bør således også tages i betragtning:

- Indkomstfordelingskonsekvenser
- Usikkerhed
- Etik og æstetik

Indkomstfordelingskonsekvenserne er for det første væsentlige for vurderingen af de forskellige indkomstgruppers udtrykte betalingsvillighed - velhavende kan alt andet lige udtrykke større betalingsvillighed end fattige, selvom deres nytte af projektet er den samme. For det andet er det af hensyn til den videre beslutningstagen væsentligt at have information, om hvem der hhv. vil vinde og tabe på projektet - hvem vil hhv. støtte det og være modstandere af det. Opførelsen og vurderingen af indkomstfordelingskonsekvenserne omtales i kapitel 6 vedrørende den budgetøkonomiske vurdering.

Det er derfor kun de to andre forhold, som relativt kortfattet omtales i det følgende. Emnerne er betydningsfulde - ikke mindst i relation til miljøproblestillinger - men de er omfattende, og det er vanskeligt at give helt klare retningslinier for, hvorledes de bør indarbejdes i projektvurderingen.

5.2 Usikkerhed

5.2.1 Kilderne til usikkerhed

Opgørelsen af projektets reale konsekvenser og fastsættelsen af beregningspriserne vil altid i større eller mindre omfang være forbundet med usikkerhed. Der er således tale om en a priori vurdering af projektets fordelagtighed, og en sådan kan i sagens natur kun baseres på planer og forventninger.

Projektets økonomiske konsekvenser - udbud af markedsomsatte forbrugsgoder samt forbrug af produktionsfaktorer, råstoffer, producerede produktionsgoder og råvarer - vil normalt, afhængigt af hvor mange erfaringer man har med tilsvarende projekter, kunne opgøres med rimelig sikkerhed. Der vil derimod ofte være betydelig usikkerhed forbundet med beskrivelsen af projektets miljøkonsekvenser. Usikkerheden er måske ikke så meget knyttet til projektets belastning af miljøet, som til miljøets reaktioner herpå og til de hermed forbundne konsekvenser for befolkningens levevilkår - jf. afsnit 3.4.1.

Tilsvarende kan beregningspriserne for de økonomiske konsekvenser oftest fastsættes med rimelig sikkerhed. Beregningsprisfastsættelsen foretages med udgangspunkt i de økonomiske goders markedspriser, som er observerbare. Det er dog et problem, hvis man har formodninger om, at de relative beregningspriser vil ændre sig over projektperioden - fx at den relative pris på visse energiprodukter vil stige over perioden. I denne situation er man nødt til at basere beregningerne på forventninger til prisudviklingen med dertil hørende usikkerhed.

Beregningspriserne for miljøkonsekvenserne er som omtalt i afsnit 3.4 særdeles vanskelige at fastsætte i praksis. I mange tilfælde må man enten på grund af datamangel eller på grund af manglende ressourcer til dataindsamlingen afstå herfra, og under alle omstændigheder vil beregningsprisfastsættelsen sjældent dække alle relevante miljøkonsekvenser. I de tilfælde, hvor beregningsprisfastsættelsen kan lade sig gøre, og man er villig til at ofre de fornødne ressourcer på dataindsamlingen, vil prisfastsættelsen under alle omstændigheder være omgærdet med stor usikkerhed.

I afsnit 4.7 blev det anbefalet som udgangspunkt i nutidsværdiberegningerne at anvende en kalkulationsrente på 3 pct. og en alternativ afkastrate på 7 pct. Det blev også anbefalet at gennemføre følsomhedsberegninger med kalkulationsrenter på 1 pct. og 5 pct. samt alternative afkastrater på 5 og 9 pct. Disse anbefalinger afspejler den betydelige usikkerhed, der er forbundet med fastsættelsen af disse renter. Det er vanskeligt at opnå et mere præcist skøn for befolkningens tidspræferencer - kalkulationsrenten - og afkastraterne på økonomiske investeringer er så varierende, at det er vanskeligt at tale om en repræsentativ afkastrate.

Man kan i praksis forsøge at håndtere disse usikkerhedsproblemstillinger på forskellig måde. Man kan på den ene side undersøge, hvorledes det velfærdsøkonomiske overskud påvirkes af forskellige antagelser om de reale konsekvenser og beregningspriserne - de såkaldte følsomhedsberegninger. Hermed undersøges, hvor robust det oprindelige resultat er over for ændringer i forudsætningerne. På den anden side kan man også forsøge at tage hensyn til usikkerhedselementet i forbindelse med selve beslutningsprocessen. Graden af usikkerhed og forsigtighedshensynet bliver vurderingskriterier på linie med det velfærdsøkonomiske overskud.

5.2.2 Følsomhedsberegninger

Beregningen af det velfærdsøkonomiske overskud må som udgangspunkt ske ved brug af de forventede gennemsnitlige konsekvenser og priser. Normalt vil disse forventninger svare til det "bedst mulige skøn".

Udfaldsmulighederne for de enkelte typer af konsekvenser og beregningspriser kan sjældent beskrives ved egentlige sandsynlighedsfordelinger. I de få tilfælde, hvor det er praktisk muligt at knytte sådanne fordelinger til de enkelte konsekvenser og beregningspriser, er det muligt ved brug af den såkaldte Monte Carlo metode at beregne en sandsynlighedsfordeling for det velfærdsøkonomiske overskud. Fordelingen fremkommer som resultatet af en lang række gennemregninger af overskuddet med udgangspunkt i udfaldsrummene for konsekvenser og priser. Der kan også ved disse beregninger tages højde for eventuelle afhængighedsforhold mellem konsekvenserne eller mellem konsekvenser og priser - fx vil den efterspurgte mængde af et gode normalt falde, når prisen herpå stiger.

I praksis er det imidlertid oftest kun muligt at gennemføre såkaldte følsomhedsberegninger for at danne sig et billede af, hvor følsomt det beregnede velfærdsøkonomiske overskud er over for ændringer i beregningsforudsætningerne. En følsomhedsanalyse kan bygges op omkring følgende trin:

- En udgangsberegning på grundlag af de forventede mængdemæssige konsekvenser og de forventede relative priser.
- En beregning på grundlag af de forventede mængdemæssige konsekvenser og de gældende relative priser.
- En række beregninger hvor mængdemæssige konsekvenser og priser, som har væsentlig betydning for beregningernes resultat, ændres - herunder kalkulationsrenten.
- En beregning af "best case" og "worst case", hvor henholdsvis de bedst tænkelige de værst tænkelige konsekvenser og priser benyttes.

Gældende relative priser

Udgangsberegningen baseres på forventningerne til udviklingen i de relative priser. Hermed kommer resultatet af beregningen i høj grad til at afhænge af disse forventninger - fx afhænger det velfærdsøkonomiske overskud af mange energiprojekter af, hvilke forudsætninger der gøres med hensyn til energiprisudviklingen.

For at belyse i hvor høj grad projektets rentabilitet afhænger af disse prisforudsætninger, kan det være nyttigt at undersøge, om projektet overhovedet er fordelagtigt under de nugældende prisforhold. Man har muligvis kun en nogenlunde begrundet forventning, om at priserne vil udvikle sig i en bestemt retning - dette gælder typisk energipriserne. Ved at undersøge, om projektet også er fordelagtigt under de nugældende prisforhold, opnår man en rimelig sikkerhed for, at det kan betale sig at gennemføre projektet, selvom priserne skulle vise sig at ændre sig knapt så meget som først antaget.

Hvis projektet ikke er fordelagtigt under de nugældende prisforhold, kan man undersøge, hvor meget priserne på centrale produkter skal ændre sig, for at det bliver rentabelt at gennemføre projektet - jf. det følgende.

Mængdemæssige konsekvenser og priser der har væsentlig betydning

Det vil normalt være rimeligt let at overskue, hvilke mængdemæssige konsekvenser og priser der især har betydning for størrelsen af det velfærdsøkonomiske overskud. Som en del af bestræbelserne på at belyse udfaldsmulighederne for overskuddet, er det derfor væsentligt at undersøge, hvor meget disse konsekvenser og priser skal ændre sig, før projektet ophører med at være fordelagtigt.

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, kalkulationsrenten, de forventede energipriser og de anslåede miljøeffekter. Hertil kommer i visse tilfælde prisen på en for projektet central råvare - fx handelsgødning - eller prisen på et centralt produkt - fx en eksportafgrøde.

Ved at ændre på disse centrale mængder og 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.

Best case og worst case

Følsomhedsberegningerne kan endelig udvides til også at omfatte opgørelser af det velfærdsøkonomiske overskud under forudsætning af, at hhv. de bedst tænkelige og værst tænkelige reale konsekvenser og priser indtræffer, samt med anvendelse af hhv. de lavest og højest tænkelige værdier af kalkulationsrenten og forrentningsfaktoren - dvs. at den højest tænkelige værdi af gevin-

sterne sammenkædes med den lavest tænkelige værdi af omkostningerne og den lavest tænkelige værdi af gevinsterne sammenkædes med den højest tænkelige værdi af omkostningerne. Sådanne opgørelser vil give et indtryk af spændvidden i projektoverskuddets udfaldsmuligheder. Hertil kommer ikke mindst information om, hvor galt det kan gå.

5.2.3 Beslutningskriterier under usikkerhed

Man kan som omtalt stå over for to forskellige grader af usikkerhed - dvs. projektets udfaldsmuligheder kan foreligge som:

- En række udfaldsmuligheder *uden* tilknyttede sandsynligheder - "ren usikkerhed"
- En række udfaldsmuligheder *med* tilknyttede sandsynligheder - "risiko"

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 reelt 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:

- *La Place-kriteriet* - vælg det projekt, hvor et simpelt gennemsnit af de mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Hurwicz' kriterium* - vælg det projekt, hvor det vejede 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.
- *Mini-max fortrydelseskriteriet* - vælg det projekt, hvor forskellen mellem det største mulige velfærdsøkonomiske overskud i forskellige mulige samfundsmæssige tilstande og projektets overskud i disse tilstande er mindst muligt.

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 villighed til at tage chancer og subjektive tro på, hvorledes udfaldsmulighederne reelt fordeler sig.

Risiko

Hvis der derimod for hvert projekt foreligger information om sandsynlighederne for de forskellige udfaldsmuligheder, er det muligt at benytte en række andre beslutningskriterier - fx

- *Gennemsnitsoverskuddet* - vælg det projekt, som forventes at give det største gennemsnitlige velfærdsøkonomiske overskud.
- *Det varianskorrigerede gennemsnitsoverskud* - vælg det projekt, som forventes at give den bedste kombination af gennemsnitligt velfærdsøkonomisk overskud og varians for overskuddet.

Det førstnævnte kriterium synes at være det mest nærliggende at anvende, fordi det stort set svarer til at vælge det projekt, for hvilket det "bedste gæt" på overskuddet er størst. Ved dette kriterium tages der imidlertid ikke hensyn til, at projekterne kan være forbundet med forskellige grader af risiko - udtrykt ved variansen på de forventede afkast. 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.

Alt afhængigt af den konkrete projektvurderingssituation - usikkerhed eller risiko - kan det være hensigtsmæssigt at foretage den endelige beslutning med udgangspunkt i et af de omtalte beslutningskriterier. Det er imidlertid også væsentligt at tage hensyn til, om de enkelte projekter lægger bindinger på fremtidige valgmuligheder, og 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.

5.2.4 Risikovurdering

Den velfærdsøkonomiske projektvurdering kan i de tilfælde, hvor det er relevant, udmærket omfatte en egentlig risikovurdering - sådan som denne i dag gennemføres i forbindelse med brugen af miljøfarlige stoffer, miljøgodkendelse af virksomheder, miljøkonsekvensvurderinger osv. En sådan risikovurdering må således anses for at udgøre en integreret del af opgørelsen af projektets miljøkonsekvenser.

Selve fremgangsmåden ved gennemførelsen af risikovurderingen skal ikke omtales her - hvorledes man identificerer de potentielle skader, hvorledes man opgør størrelsen eller omfanget af skaderne, og hvorledes man afgør, hvor store skader der er acceptable - idet den afhænger af, hvilken påvirkning af miljøet der er tale om. Der kan i øvrigt henvises til Shrader-Frechette (1991) hvor spørgsmålet, om hvorledes samfundet - beslutningstagere og den øvrige be-

folkning - rationelt forholder sig til risiko, behandles indgående. Anvendelsen af forsigtighedsprincippet i forbindelse med risikovurderingen er belyst i Miljøstyrelsen (1998).

5.3 Etik og æstetik

5.3.1 Miljøets funktioner og værdier

Den velfærdsøkonomiske analyse dækker ikke alle relevante forhold vedrørende interaktionen mellem de samfundsmæssige aktiviteter - fx miljøprojekter - og miljøet opfattet bredt som omfattende det/de globale økosystemer. Dette kan illustreres ved hhv. at betragte miljøets funktioner og dets værdier, jf. Gustafsson (1998).

Miljøets funktioner omfatter:

- Reguleringsfunktioner - opretholdelse af en vis økologisk balance under indflydelse af alle de fysiske, kemiske og biologiske påvirkninger, miljøet udsættes for.
- Arealanvendelsesfunktioner - plads for menneskers og andre levende organismers udfoldelse.
- Produktionsfunktioner - mulighed for udnyttelse af udtømmelige og fornybare ressourcer.
- Informationsfunktioner - understøtter en række kulturelle fænomener såsom kunst, æstetik og religion samt bevarer den historiske arv.

De angivne funktioner repræsenterer forskellige former for værdier, der af Gustafsson (1998) grupperes på følgende måde:

- Økologisk værdi - omfattende både værdien af de levende organismers bidrag til bevaring af levevilkårene på kloden og den etiske samt æstetiske værdi af deres eksistens.
- Social værdi - omfattende værdien af at opretholde en vis sundhedstilstand for de levende organismer samt værdien af de potentielle, men endnu ikke opdagede muligheder for livsudfoldelse.
- Økonomisk værdi - omfattende de værdier, som gennem politisk vedtaget regulering og afslørede præferencer implicit eller eksplicit tillægges visse af miljøets funktioner.

De forskellige værdier er knyttet til enkelte eller flere af de angivne miljøfunktioner, således at regulerings- og informationsfunktionerne må antages primært at have økologisk og social værdi, mens arealanvendelses- og produktionsfunktionerne primært har social og økonomisk værdi.

Det er vanskeligt inden for denne meget brede systematisering af miljøfunktioner og værdier helt præcist at afgøre, hvilke forhold der er omfattet af den velfærdsøkonomiske analyse. Denne synes dog overvejende at udtrykke økonomiske og sociale værdier knyttet til arealanvendelses- og produktionsfunktionerne. Enkelte af informationsfunktionerne er også muligvis omfattet, ligesom eksistensværdiaspektet af de økologiske værdier principielt også søges inddraget i analysen.

Tilbage står imidlertid på den ene side en fornemmelse af, at den velfærdsøkonomiske analyse primært er rettet mod de funktioner, der direkte har betydning for menneskenes levevilkår, og at den overvejende koncentrerer sig om økonomiske værdier. På den anden side er det spørgsmålet om de andre funktioner og værdier er særligt relevante for analysen, så længe vi befinder os på projektniveauet, og der dermed kun er tale om marginale ændringer i visse dele af miljøkvaliteten. Således berøres mange af reguleringsfunktionerne formentlig ikke heraf, og flere af de økologiske værdier er derfor også irrelevante for analysen.

5.3.2 *Nytte og rettigheder*

Man kan alternativt opdele miljøværdierne ud fra hvem, der udtrykker dem eller er bærere af dem - jf. Pearce & Turner (1990). Dette fører til en skelnen mellem:

- Værdier udtrykt ved eller baseret på individuelle præferencer.
- Værdier udtrykt gennem sociale præferencer - dvs. Udbredte holdninger til og tro på, hvad der bør gælde.
- Naturens indre værdi.

En sådan opdeling af værdierne har givet anledning til to hovedpositioner i relation til miljøetiske spørgsmål - nemlig nyttepositionen eller den teleologiske (formålsrettede) position og rettighedspositionen eller den deontologiske (pligtbaserede) position, jf. Pearce & Turner (1990). Den velfærdsøkonomiske analyse lægger sig tæt op af den førstnævnte.

Nyttepositionen

Denne miljøetiske position kan udformes på flere niveauer. Udgangspunktet for dem alle er, at det udelukkende er konsekvenserne af de menneskelige aktiviteter, der bør indgå i de etiske vurderinger.

På det mest begrænsede niveau skal de miljøetiske vurderinger alene baseres på den nulevende befolknings præferencer. Der kan på dette niveau både tages hensyn til brugsværdier og ikke-brugsværdier.

På et lidt mere udvidet niveau anerkendes også fremtidige generationers præferencer som en del af vurderingsgrundlaget. Problemet er selvfølgelig, at det kan diskuteres, hvordan man skal tage hensyn til disse præferencer. De er for det første ikke kendt, og for det andet er der trods alt tale om personer, som ikke er født endnu - "mulige mennesker" - og det er ikke indlysende, at deres mulige præferencer bør tillægges samme betydning som nulevende personers.

På det mest udvidede niveau fører nyttepositionen til, at alle levende væsener, der kan føle lyst og smerte, bør "høres". Dette synspunkt fører bl.a. til, at også dyrevelfærden bør inddrages i analysen. Problemet er blot, hvordan man tager hensyn til dyrs nytte. Man kan ganske vist normalt se, om et dyr har det godt eller skidt, men hvor godt eller hvor skidt synes vanskeligere at bedømme, og selvom det kan lade sig gøre at udvikle en indikator for dyrs nytte, hvorledes skal denne så vurderes i forhold til menneskers nytte.

Der er ikke tvivl om, at nyttemæssige overvejelser har betydning for de miljøetiske vurderinger; men det er spørgsmålet, om nyttepositionen er dækkende for alle de hensyn, som bør indgå heri. Dette vil de fleste formentlig svare nej til - bl.a. med henvisning til én eller flere af følgende grunde:

- Ud over de individuelle præferencer, som i vid udstrækning kan udtrykkes gennem betalingsvilligheden, må man også anerkende tilstedeværelsen af, hvad man kunne kalde, sociale præferencer, interesser eller holdninger. Disse kan normalt kun udtrykkes kvalitativt; men de kommer alligevel til udtryk i lovgivning og andre former for regulering af aktiviteterne i samfundet. Denne regulering afspejler formentlig både videnskabelige, historiske, etiske og økonomiske overvejelser.
- Nyttepositionen anerkender i en vis forstand muligheden for at substituere mellem forskellige goder og konsekvenser. Der er imidlertid mange eksempler fra miljøområdet og det kulturelle område, hvor en sådan mulighed ikke er almindeligt anerkendt - tænk fx på "uerstattelige" kunstværker, historiske mindesmærker, naturarealer og levende organismer, der lever her.
- Der er en lang tradition for at behandle etiske problemstillinger med udgangspunkt i opfattelser af pligter og rettigheder. Denne pligt- og rettighedsetik er også i høj grad blevet overført til miljøområdet - jf. det følgende.

Rettighedspositionen

Denne position hviler i udstrakt grad på, at det enkelte menneske har visse rettigheder, som de andre mennesker må anerkende, hvilket omvendt også indebærer, at det enkelte menneske har visse pligter over for de andre. Det er denne opfattelse, som overføres på fremtidige generationer, naturen og økosystemerne. Også rettighedspositionen er blevet udformet på flere niveauer - jf. Kneese &

Schulze (1985) og Pearce & Turner (1990). Se også Nash (1989) for en skildring af, hvorledes opfattelsen af naturens rettigheder har udviklet sig gennem tiderne.

Det mindst begrænsede niveau repræsenteres af en opfattelse af menneskene som naturens vogtere. Menneskene har pligt til at anerkende visse rettigheder hos eller til at tage hensyn til fremtidige generationer og en række levende væsener, der anses for at være i besiddelse af en form for bevidsthed. Om så sådanne væsener kan siges at have rettigheder over for menneskene i samme forstand, som menneskene har det indbyrdes over for hinanden, er et åbent spørgsmål. Menneskene kan jo vanskeligt siges i normal forstand at have rettigheder over for levende væsener, som de dårligt nok kan kommunikere med.

På et mere begrænset niveau finder man den økocentriske position, i følge hvilken alle økosystemerne og deres dele har ret til at eksistere og fungere. Mennesket har derfor pligt til at bevare dem intakt. Kneese & Schulze (1985) citerer forstmanden Leopold for følgende: "A thing is right when it tends to preserve the integrity, stability and beauty of the biotic community. It is wrong when it tends otherwise".

Det mest begrænsede niveau repræsenteres af den dybdeøkologiske position. Alle dele af naturen - bevidste som ubevidste - menes at besidde en værdi i sig selv eller en indre værdi, som indebærer lige ret for alle til at eksistere. Det er her et problem mere præcist at præcisere, hvad indre værdi er, og på dette grundlag konkretisere, hvilke konsekvenser dennes eventuelle eksistens har for de etiske overvejelser. Der synes dog åbenbart, at denne opfattelse sætter meget snævre grænser for menneskenes udfoldelsesmuligheder.

Rettighedstankegangen repræsenterer uden tvivl et væsentligt element i de miljøetiske overvejelser; men ligesom nyttepositionen er den ikke uden problemer. Hvad betyder egentlig ret, pligt, fortjeneste osv., når talen er om naturen og dens mange dele. Disse begreber er ikke engang afklaret, når der er tale om relationer mellem mennesker. Der kan sjældent gives entydige etiske korrekte løsninger på interessekonflikter mellem mennesker - det bliver ikke lettere, når konflikterne står mellem menneskene og naturen.

Det må derfor afslutningsvis konstateres, at selvom der hersker udbredt enighed om, at også miljøetiske hensyn bør inddrages i projektvurderingen, er det bestemt ikke afklaret, hvori disse hensyn konkret består, efter hvilket etiske principper de bør vurderes, og om de meningsfuldt kan integreres i den velfærdsøkonomiske analyse.

Dette indebærer dog ikke, at sådanne hensyn bør lades ude af betragtning. Det er altid nødvendigt og hensigtsmæssigt at spørge, om der til de betragtede projekter er knyttet forhold, som bør inddrages i vurderingen, ud over dem der

er dækket af den velfærdsøkonomiske analyse - er der tale om en hensigtsmæssig anvendelse af samfundets ressourcer (allokeringshensynet) - og den budgetøkonomiske analyse - er projektets indkomstfordelingskonsekvenser rimelige (fordelingshensynet). Hermed bliver det muligt at fremdrage eventuelle andre hensyn og dermed undgå beslutninger, der er uacceptable i forhold til disse - også selvom det er vanskeligt på forhånd at afgøre, hvorledes fx miljøetiske hensyn helt konkret bør indarbejdes i vurderingen.

5.4 Sammenfatning

Det samlede velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag kan sammenfattes på følgende måde:

1. Det velfærdsøkonomiske overskud

Det velfærdsøkonomiske overskud W beregnes som

$$W = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t - f_K \cdot I_t}{(1+r)^t}$$

W = det velfærdsøkonomiske overskud

T = den valgte tidshorisont

B_t = den i beregningspriser opgjorte værdi af projektets gevinster i periode t

C_t = den i beregningspriser opgjorte værdi af projektets omkostninger i periode t

I_t = den i beregningspriser opgjorte værdi af de i forbindelse med projektet afholdte reale investeringer i periode t

f_K = forrentningsfaktoren på kapital beregnet for den anlagte tidshorisont T med en alternativ realafkastrate på q og en kalkulationsrente på r

r = kalkulationsrenten

Reglerne for fastsættelsen af beregningspriserne er beskrevet i kapitel 3, og reglerne for fastsættelsen af r og f_K er beskrevet i afsnit 4.3 og 4.4.

Vurderingen af, om projektet skal gennemføres, baseres herefter på værdien af det velfærdsøkonomiske overskud. Man arbejder således med følgende beslutningskriterier:

- Projektets nutidsværdi eller værdien af dets annuiterede nettogevinster skal være positiv for, at det vil være velfærdsøkonomisk fordelagtigt at gennemføre projektet

- Ved valg mellem flere projekter rangordnes projekterne efter deres nutidsværdi pr. investeret kr. eller efter værdien af deres annuierede nettogevinster.

2. Følsomhedsberegninger

Der gennemføres såkaldte følsomhedsberegninger for at give et billede af, hvor følsomt det beregnede velfærdsøkonomiske overskud er over for ændringer i beregningsforudsætningerne. En følsomhedsanalyse kan bygges op omkring følgende trin:

- En udgangsberegning på grundlag af de forventede mængdemæssige konsekvenser og de forventede relative priser.
- En beregning på grundlag af de forventede mængdemæssige konsekvenser og de gældende relative priser.
- En række beregninger hvor mængdemæssige konsekvenser og priser, som har væsentlig betydning for beregningernes resultat, ændres - herunder kalkulationsrenten.
- En beregning af "best case" og "worst case", hvor henholdsvis de bedst tænkelige de værst tænkelige konsekvenser og priser benyttes.

3. Beslutningskriterier under usikkerhed og risiko

Det beregnede velfærdsøkonomiske overskud er omgærdet med usikkerhed eller risiko - jf. følsomhedsberegningerne. Afhængigt af om usikkerheden alene kan beskrives i form af en række udfaldsmuligheder - ren usikkerhed - eller om der kan knyttes sandsynligheder til de enkelte udfaldsmuligheder - risiko - kan et af følgende beslutningskriterier benyttes.

Ren usikkerhed

- *La Place-kriteriet* - vælg det projekt, hvor et simpelt gennemsnit af de mulige velfærdsøkonomiske overskud er størst muligt.
- *Hurwicz' kriterium* - vælg det projekt, hvor det vejede 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.
- *Mini-max fortrydelseskriteriet* - vælg det projekt, hvor forskellen mellem det størst mulige velfærdsøkonomiske overskud i forskellige mulige samfundsmæssige tilstande og projektets overskud i disse tilstande er mindst muligt.

Risiko

- Gennemsnitsoverskuddet - vælg det projekt, som forventes at give det største gennemsnitlige velfærdsøkonomiske overskud.
- Det varianskorrigerede gennemsnitsoverskud - vælg det projekt, som forventes at give den bedste kombination af gennemsnitligt velfærdsøkonomisk overskud og varians for overskuddet.

4. *Etiske overvejelser*

Det bør altid undersøges, om der til de betragtede projekter er knyttet forhold, som bør inddrages i vurderingen, ud over dem der er dækket af den velfærdsøkonomiske analyse. Dette kan ske ved at undersøge, i hvor høj grad projekterne berører miljøets funktioner og værdier. Hermed bliver det muligt at undgå beslutninger, der er uacceptable i forhold til disse.

Det er vanskeligt på forhånd at afgøre, hvorledes miljøetiske hensyn helt konkret kan indarbejdes i vurderingen. Som udgangspunkt kan man dog forsøge at beskrive projekternes konsekvenser for såvel menneskers - nulevende og fremtidige - som dyrs nytte, samt vurdere om projekterne strider mod menneskers og dyrs rettigheder. Det må dog konstateres, at selvom der hersker udbredt enighed om, at også miljøetiske hensyn bør inddrages i projektvurderingen, er det ikke afklaret, hvori disse hensyn konkret består, efter hvilke etiske principper de bør vurderes, og om de meningsfuldt kan integreres i den velfærdsøkonomiske analyse.

KAPITEL 6

Budgetøkonomisk vurdering - fordelingskonsekvenser

Med den budgetøkonomiske vurdering tilstræbes det at beskrive, hvorledes forskellige indkomstgrupper, offentlige institutioner, erhverv, befolkningsgrupper etc. berøres af projektet. Dette sker af to grunde

- for eventuelt at korrigere det opgjorte velfærdsøkonomiske overskud for forskelle i den marginale nytte af indkomst mellem indkomstgrupper
- for at belyse eventuelle modstridende økonomiske interesser mellem de forskellige parter, der berøres af projektet.

Som omtalt i afsnit 3.1 tillægges i følge det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag alle personers præferencer lige stor vægt. Dette indebærer imidlertid ikke, at rige personers betalingsvillighed også skal tillægges samme vægt som fattiges. Rige personers marginale nytte af indkomst eller forbrug må nemlig antages at være lavere end fattiges, således at den betalingsvillighed, personer med høje indkomster udtrykker, må tillægges en lavere vægt end den normalt lavere betalingsvillighed, personer med lave indkomster udtrykker. Der er derfor et klart behov for at belyse, hvorledes projektets velfærdsøkonomiske fordele og ulemper bliver fordelt på indkomstgrupper. I praksis kan dette imidlertid vise sig at være særdeles vanskeligt.

Af hensyn til den videre politiske beslutningsproces er det væsentligt at belyse, hvilke konsekvenser projektet har for forskellige institutioner, erhverv og befolkningsgrupper i samfundet - fx staten, kommunerne, landbruget, bygge- og anlægsbranchen osv. Hermed analyseres nemlig, hvem der vinder og taber på projektet, og dermed hvem der vil være potentielle tilhængere og modstandere heraf. Det bliver også muligt at opgøre behovet for eventuel kompensation til taberne.

Det er særdeles vigtigt at belyse indkomstfordelingsaspektet, fordi der udmærket kan opstå konflikter mellem, hvad der på den ene side viser sig at være velfærdsøkonomisk mest hensigtsmæssigt, og hvad 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 og det budgetøkonomiske hensyn.

I det følgende omtales først selve opgørelsen af fordelingskonsekvenserne, og dernæst beskrives kort, hvorledes de såkaldte indkomstfordelingsvægte, der er

udtryk for forskellige indkomstgruppers marginale nytte af indkomst, principielt kan udledes. De praktiske muligheder for at fastsætte indkomstfordelingsvægtene må dog anses for små. Da det også er vanskeligt i praksis at opgøre, hvorledes forskellige indkomstgrupper berøres af projektet, lægges hovedvægten i fremstillingen på opgørelsen af de budgetøkonomiske konsekvenser for offentlige institutioner, erhverv, virksomheder, særlige befolkningsgrupper etc.

6.1 Opgørelsen af de budgetøkonomiske konsekvenser

Projektets konsekvenser for indkomstfordelingen afhænger af

- hvorledes projektet finansieres
- eventuelle støtteordninger
- hvilke erhverv der berøres af projektet
- projektets eventuelle beskæftigelseseffekter
- afgifts- og subsidieforhold vedrørende projektets input og output
- skattereglerne i samfundet
- hvorvidt der betales kompensation til eventuelle tabere ved projektet

Finansiering

Det vil normalt være klart, hvem der umiddelbart betaler for projektet i såvel anlægs- som driftsfasen. Der kan fx være tale om en offentlig myndighed eller en privat virksomhed. Den umiddelbare betaler vil imidlertid ofte søge at få sine udgifter dækket gennem forøgelse af sine indtægter.

Er der tale om en offentlig myndighed vil denne enten kunne hæve skatterne og afgifterne, optage lån eller eventuelt, når det er muligt, indføre brugerbetaling. Lånoptagelsen vil dog også i sidste ende ligesom skatterne og afgifterne belaste skatteyderne, når der skal skaffes indtægter til dækning af renter og afdrag på lånet. I mange tilfælde kan man imidlertid antage, at den offentlige myndigheds udgifter til projektet afholdes inden for et givet budget, således at skatteborgerne ikke belastes yderligere af projektet.

Er der tale om en privat virksomhed, vil projektet umiddelbart indebære 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.

Støtteordninger

Tilstedeværelsen af en række forskellige støtteordninger kan have stor betydning for, hvorledes de forskellige institutioner, erhverv og befolkningsgrupper påvirkes af de forskellige projekter. Støtteordningerne kan i visse tilfælde ligefrem være styrende for, hvilke projekter der vælges. Fx vil primærkommunerne som udgangspunkt vælge projektløsninger, hvortil amterne eller staten yder støtte, og private virksomheder vil vælge de projekter, der under hensyntagen til eventuel offentlig støtte vil koste dem mindst.

I praksis vil det normalt være relativt let at opgøre de enkelte projekters støttemæssige konsekvenser.

Involverede erhverv

Projektet kan have økonomiske konsekvenser for en række erhverv, der på forskellig måde berøres heraf. Erhvervene kan blive berørt af projektet på følgende måder:

- Gennemfører projektet og leverer input hertil
- Får ændret produktionsmulighederne
- Oplever en ændret efterspørgsel efter deres produkter

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 den budgetøkonomiske analyse.

Produktionsmulighederne for enkelte virksomheder og erhverv kan også blive påvirket af projektet med heraf følgende økonomiske konsekvenser. Projektet kan fx blive gennemført på og betalt af en given virksomhed - særlige renseforanstaltninger, omlægning af produktionen i mere miljøvenlig retning, produktion af genbrugsprodukter osv. Dette vil få økonomiske konsekvenser for virksomheden, og opgørelsen af disse er et væsentligt led i den budgetøkonomiske analyse.

Ændringen af produktionsmulighederne kan også ramme flere virksomheder eller hele erhverv. Et godt eksempel herpå er inddragelsen af landbrugsarealer i forbindelse med naturgenopretningsprojekter. De landmænd, der bliver omfattet heraf, kommer til at lide et økonomisk tab, som det er vigtigt at opgøre - både af hensyn til beskrivelsen af projektets indkomstfordelingseffekter, men også af hensyn til fastsættelsen af eventuel kompensation, jf. nedenfor. Andre

eksempler på projektrelaterede ændringer i produktionsmulighederne for bestemte erhverv er forbedret vandmiljøkvalitet og dermed forbedrede vilkår for fiskeriet, forbedret luftkvalitet og dermed reducerede udgifter til udbedring af materialeskader samt transporttidsreduktioner som følge af infrastrukturprojekter.

Endelig kan visse erhverv som følge af et givet projekt opleve en ændret efterspørgsel efter deres produkter. Et eksempel herpå er turisterhvervet, der generelt eller blot lokalt kan opleve en ændring i turiststrømmen som følge af miljøforbedringer. Der kan både være tale om en stigning og et fald i turiststrømmen, afhængigt af om miljøforbedringen tiltrækker yderligere turister eller gennem restriktioner på brugen af miljøet holder turisterne borte. Hvis der ikke blot er tale om at flytte et givet antal turister fra en del af landet til en anden, er der tale om en påvirkning af turisterhvervets økonomiske vilkår, som bør omfattes af den budgetøkonomiske analyse. Det kan dog i praksis være vanskeligt at vurdere omfanget af sådanne efterspørgselsændringer – se i øvrigt det praktiske eksempel i kapitel 11.

Beskæftigelseseffekter

I afsnit 3.3.2 omtales, hvorledes beregningsprisen på arbejdskraft afhænger af, om projektet antages at indebære en egentlig stigning i beskæftigelsen - det totale antal arbejdsløse i samfundet falder - eller om der blot er tale om at trække arbejdskraft bort fra anden beskæftigelse. Dette spørgsmål 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.

Disse indkomstændringer bør, i de tilfælde hvor det er relevant, være omfattet af beskrivelsen af projektets budgetøkonomiske konsekvenser.

Afgifts- og subsidieforhold

Nogle af de produkter, der indgår i projektet enten som input eller output, kan være belagt med særlige afgifter eller subsidier. Næsten alle varer og tjenester er momsbelagte. Projektet kan derfor have konsekvenser for såvel statens afgiftsprovenu som for dens udgifter til subsidier.

Opgørelsen af projektets afgifts- og subsidiemæssige konsekvenser er imidlertid ikke problemfri. Det er ganske vist normalt let at opgøre værdien af de afgifter og subsidier, der er knyttet til projektets produkter og forbrug af varer og

tjenester. Men ofte indebærer projektet også, at ressourcer trækkes bort fra anden anvendelse, hvorved statens afgiftsprovenu og subsidieudgifter yderligere påvirkes. Disse konsekvenser kan det være vanskeligt at skønne mere præcist over.

Man kan imidlertid skønne over de mistede afgifter og sparede subsidier ved benytte samme fremgangsmåde, som blev foreslået til opgørelse af de undgåede miljøkonsekvenser - jf. afsnit 2.3.3. Ved at summere projektets direkte arbejdskraftforbrug med det forbrug, som direkte og indirekte er knyttet til produktionen af projektets input, opnås et skøn for, hvor megen arbejdskraft, der i alt trækkes bort fra anden anvendelse - det antages her, at projektet ikke har reelle beskæftigelseskonsekvenser. Ved hjælp af nationalregnskabets input/output-system kan værdien af de mistede afgiftsindtægter og sparede subsidieudgifter herefter beregnes.

Resultatet af denne beregning afspejler de gennemsnitlige afgifts- og subsidieforhold i samfundet. I den udstrækning de afgifter og subsidier, som er knyttet til projektets produkter og forbrug af varer og tjenester, adskiller sig fra de gennemsnitlige forhold, vil der herefter kunne beregnes afgifts- og subsidiekonsekvenser for staten.

Skatteregler

Når private personers, virksomheders eller erhvervs indkomster ændres som følge af projektet, vil også statens og kommunernes skatteprovenu berøres 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 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 skatteprovenuet.

Kompensation

I forbindelse med visse projekter ydes der kompensation til de personer, virksomheder eller erhverv, som rammes negativt af projektet. Et eksempel herpå er kompensationen til lodsejere, hvis arealer inddrages i forbindelse med naturgenopretningsprojekter. I praksis er disse kompensationsbeløb sjældent van-

skelige at opgøre, og det er væsentligt, at de omfattes af den budgetøkonomiske analyse.

Er der ikke taget beslutninger om eventuelle kompensationers størrelse, kan beskrivelsen af projektets budgetøkonomiske konsekvenser omvendt danne udgangspunkt for fastsættelsen heraf.

Projektets budgetøkonomiske konsekvenser skal som udgangspunkt opgøres som de indkomstændringer, de involverede parter rent faktisk oplever. Der er altså tale om en pengestrømsanalyse. Dette indebærer, at konsekvenserne for erhvervene skal opgøres i de priser, virksomhederne faktisk modtager og skal betale for projektets varer og tjenester - dvs. priserne fratrukket afgifter og til-lagt subsidier. Beregningspriserne, som bliver anvendt i forbindelse med den velfærdsøkonomiske analyse er altså ikke relevante for den budgetøkonomiske vurdering, når denne udelukkende omfatter de indkomstmæssige konsekvenser for offentlige institutioner, erhverv, virksomheder og befolkningsgrupper såsom husholdninger, enkelte producenter og udlandet.

Som omtalt kan indkomstkonskvenserne i praksis normalt kun opgøres for disse grupper. Denne opgørelse har alene til formål at belyse, hvem der vinder og taber på projektet. En sådan information kan være vigtig i forbindelse med den videre beslutningstagen.

Hvis man derimod ønsker at korrigere det opgjorte velfærdsøkonomiske overskud - befolkningens samlede betalingsvillighed - for de forskellige indkomstgruppers varierende betalingssevne, er det også nødvendigt at fordele overskuddet på indkomstgrupper. Dette vil imidlertid ofte i praksis vise sig at være meget vanskeligt. I de tilfælde, hvor det er muligt, kan overskuddet fordelt på indkomstgrupper principielt efterfølgende sammenejes med fordelingsvægte til et indkomstfordelingskorrigeret velfærdsøkonomisk overskud. Principperne for fastsættelsen af indkomstfordelingsvægtene omtales kort i det følgende.

6.2 Indkomstfordelingsvægte

Da det som omtalt er urimeligt at antage, at forbrugsmuligheder, der tilfalder en velhavende person, giver anledning til den samme marginale nytteændring, som de tilsvarende forbrugsmuligheder, der tilfalder en fattig person, er der en indlysende grund til at korrigere projektets indkomstkonskvenser for de forskellige indkomstgrupper i samfundet med indkomstfordelingsvægte, som afspejler gruppernes marginale nytter af indkomst. Det samme resultat kan opnås ved at korrigere indkomstgruppernes udtrykte betalingsvilligheder for projektets konsekvenser med indkomstfordelingsvægtene.

Nødvendigheden af at korrigere enten indkomstfordelingskonsekvenserne eller betalingsvillighederne med indkomstfordelingsvægte fremgår også af det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag. Dette blev i afsnit 3.1 sammenfattet i en velfærdsfunktion, hvor velfærden, W , er en funktion af de enkelte individer i 's nytter, $U_i(x_i)$, hvor x_i er det enkelte individs forbrug.

$$W = \sum_{i=1}^n U_i(x_i) \quad \text{for } i = 1; n$$

Herefter kan ændringen i velfærden, dW , som følge af ændringer i individernes forbrugsmuligheder opskrives som

$$dW = \sum_{i=1}^n \frac{\delta U_i(x_i)}{\delta x_i} \cdot dx_i = \sum_{i=1}^n \frac{\delta U_i(y_i)}{\delta y_i} \cdot p \cdot dx_i$$

hvor det er antaget, at individerne hver især maksimerer deres nytte, U_i , under budgetrestriktionen $y_i = p \cdot x_i$. Med denne antagelse kan de givne relative køberpriser, p , korrigeret med individernes marginale nytte af indkomst, $\delta U(y_i)/\delta y_i$ benyttes som indikatorer på de relative marginale nytter af goderne.

For at nå frem til det korrekte velfærdsøkonomiske mål for ændringen i velfærden bør de enkelte individers marginale betalingsvilligheder for de med projektet forbundne ændringer i deres forbrugsmuligheder altså korrigeres med individernes marginale nytter af indkomst. Disse marginale nytter udgør altså de relevante indkomstfordelingsvægte i den velfærdsøkonomiske kalkule.

Det er meget vanskeligt i praksis at fastsætte de enkelte individers marginale nytte af indkomst. Undertiden gør man imidlertid den antagelse, at den følger formelen

$$MU_i = \left(\frac{\bar{y}}{y_i} \right)^{\varepsilon_{U_i}}$$

hvor, \bar{y} , er gennemsnitsindkomsten i samfundet, ε_{U_i} , er elasticiteten for den marginale nytte af indkomst, og y_i er individ i 's indkomst. Elasticiteten for den marginale nytte af indkomst indgår som omtalt i afsnit 4.3 også i formelen for tidspræferencerenten. Benyttes de angivne formler, bliver der altså konsistens mellem fastsættelsen af den tidspræferencebestemte kalkulationsrente og fordelingsvægtene.

Formlen løser imidlertid ikke det praktiske problem med at fastsætte fordelingsvægtene - ϵ_U er således ikke umiddelbart observerbar. I nogle tilfælde antager man derfor blot, at den antager en værdi i intervallet 1 - 2.

Et andet praktisk problem knytter sig opgørelsen af projektets indkomstfordelingskonsekvenser fordelt på indkomstgrupper for ikke at sige på individniveau. Dette er nødvendigt for at kunne gennemføre den angivne indkomstfordelingsrelaterede korrektion af det velfærdsøkonomiske overskud.

6.3 Sammenfatning - fordelingskemaet

Den budgetøkonomiske vurdering har til hensigt at beskrive, hvilke indkomstmæssige konsekvenser projektet har for forskellige offentlige institutioner, befolkningsgrupper, erhverv og virksomheder samt for udlandet. Der er altså tale om en beskrivelse af de til projektet knyttede betalingsstrømme.

De budgetøkonomiske konsekvenser er primært resultatet af følgende forhold.

- Finansiering - lån, brugerbetaling, skatter etc.
- Eventuelle støtteordninger
- Ændrede produktionsmuligheder, omkostningsforhold og efterspørgselsforhold i de erhverv, der berøres af projektet
- Projektets eventuelle beskæftigelseseffekter
- Afgifts- og subsidieforhold vedrørende projektets input og output
- Skattereglerne i samfundet
- Betaling af kompensation til eventuelle tabere ved projektet

De indkomstmæssige konsekvenser for erhverv og virksomheder skal opgøres i de priser, virksomhederne faktisk modtager og skal betale for projektets varer og tjenester - dvs. priserne fratrukket afgifter og tillagt subsidier.

Det bedste overblik over de budgetøkonomiske konsekvenser skabes ved at sammenfatte disse i et fordelingskema. Et sådant skema kan se ud som vist i figur 6.3.1.

KAPITEL 6 - BUDGETØKONOMISK VURDERING - FORDELINGSKONSEKVENSER

	Staten	Kommuner	Virksomheder	Erhverv	Husholdninger	Udland
Anlæg og drift						
Produktions- og omkostningsforhold						
- produktionsændringer						
- omkostningsændringer						
- efterspørgselsændringer						
Lån, afdrag og renter						
Brugerbetaling						
Støtteordninger						
Beskæftigelseeffekten						
Afgifter og subsidier						
Skatter						
Kompensationer						
I alt						

Figur 6.3.1 Fordelingsskema

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Del II

Omkostningseffektiv opfyldelse af en given målsætning og vurdering af strukturelle ændringer - herunder styringsmæssige indgreb

Indledning

Det fremsættes ofte som et ønske fra samfundets side, at man ønsker "mest muligt miljø for pengene". Et sådant ønske skal normalt ses på baggrund af en miljømæssig målsætning, som ønskes opfyldt på den billigste måde. Der kan være tale om flere situationer:

En virksomhed ønsker at begrænse sin miljøbelastning til et vist niveau på den billigste måde - der kan fx være tale om en industrivirksomhed, der har fået påbud om at begrænse udledningen af visse miljøskadelige stoffer, eller om en landmand, der har fået påbud om at begrænse pesticidforbruget.

En offentlig myndighed har fået en bestemt bevilling til miljøforbedringer og ønsker at bruge bevillingen mest hensigtsmæssigt - der kan fx være tale om en myndighed, som har fået et vist beløb til naturgenopretningsprojekter, og nu ønsker at bruge pengene på de projekter, som ud fra forskellige hensyn må anses for at være de bedste.

De politiske beslutningstagere har vedtaget en målsætning for omfanget af en bestemt miljøbelastning og ønsker at opfylde målsætningen på den samfundsmæssigt mest hensigtsmæssige måde - der kan fx være tale om at begrænse næringsstofbelastningen i vore indre farvande, om at begrænse mængden af deponeret affald eller om at begrænse CO₂-udslippet, og i alle tilfælde på en måde, som belaster samfundet mindst muligt.

De angivne situationer repræsenterer miljømålsætninger, hvis opfyldelse potentielt kan påvirke stadig større dele af samfundet. Parallelt hermed stiger vanskelighederne ved at pege på den mest hensigtsmæssige løsning.

Er det alene en virksomhed, som ønsker at finde den billigste løsning, kan virksomheden typisk vælge mellem en række tekniske løsninger knyttet til produktionsforholdene på virksomheden - rensning, ændret råvarevalg, andet produktionsudstyr etc. - eller den kan ændre produktomfanget og/eller - sammensætningen. Alle disse løsningsmuligheder kan normalt formuleres som projekter, og man kan i så fald finde frem til det billigste ved brug af den i Del I opstillede projektvurderingsmetode.

Når en offentlig institution skal anvende en given bevilling på den mest hensigtsmæssige måde, stiller problemstillingen sig lidt anderledes; men løsningen kan i mange tilfælde stadig findes ved brug af projektvurderingsmetoden fra Del I. Det gælder således om at udforme et eller flere projekter, der i videst mulig udstrækning inden for det givne budget bidrager til forbedring af miljøkvaliteten. Dette kan gøres ved at opgøre omkostninger og miljøkonsekvenser for

de enkelte potentielle projekter og derefter rangordne dem på grundlag af deres miljøkonsekvenser pr. kr. De højest rangerede projekter, som kan holdes inden for budgettet, bør gennemføres.

Situationen stiller sig derimod ganske anderledes, når der på samfundsniveau er tale om at opfylde politisk vedtagne miljømålsætninger på den billigste måde. Opfyldelsen af målsætningerne kan nemlig ske på mange forskellige måder:

- Reducere de samfundsmæssige aktiviteter - hhv. Produktions-, investerings- og forbrugsomfang
- Ændre sammensætningen af de samfundsmæssige aktiviteter - hhv. produktions- og efterspørgselssammensætningen
- Ændre produktionsforholdene i samfundet - hhv. rensningsteknologi, produktionsteknologi, råvareomfang og -sammensætning, distributionsforhold
- Ændre affaldshåndteringen i samfundet - hhv. affaldsomfanget, -sammensætningen og -behandlingen

De angivne aktivitetsændringer er selvsagt indbyrdes meget snævert forbundne, og opstillingen skal da også alene tjene til at anskueliggøre de mange muligheder for at løse samfundets miljøproblemer og opfylde de vedtagne miljømålsætninger. På tilsvarende vis står der en række policy-instrumenter til rådighed, som kan tages i anvendelse med henblik på at gennemføre aktivitetsændringerne og herunder skabe de nødvendige incitamenter hertil. Der tænkes her på:

- Økonomiske styringsmidler - afgifter, skatter, tilskud, varesubsidier, omsættelige forureningstilladelser
- Administrative styringsmidler - love, påbud, grænseværdier, godkendelser, aftaler, information
- Fysisk planlægning - infrastrukturprojekter, energiforsyningssystemer, arealanvendelse

Opgaven går herefter ud på for hver miljømålsætning at udforme den for samfundet billigste strategi, der fører til opfyldelse af målsætningen. Strategien kan både omfatte anvendelsen af flere forskellige styringsmidler og gennemførelsen af konkrete projekter. Problemet er at finde frem til den billigste strategi. Dette kan selvsagt ikke gøres alene ved brug den beskrevne projektvurderingsmetode.

Når der her og i de andre situationer tales om "den billigste løsning" eller "mest miljø for pengene" er det ofte uklart, hvad menes der med den billigste måde. Der skelnes ikke klart mellem budgetøkonomi, velfærdsøkonomi og nationaløkonomi - jf. indledningen til Del I.

For virksomheder og offentlige institutioner er det relevant at belyse såvel de budgetøkonomiske som de velfærdsøkonomiske omkostninger - helt svarende til, at både den budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske analyse er vigtige i forbindelse med projektvurderingen. Virksomheden bør ganske vist vælge den løsning af sit miljøproblem, som er forbundet med færrest velfærdsøkonomiske omkostninger, og den offentlige institution bør vælge de projekter, som fører til mest miljøkvalitet pr. velfærdsøkonomisk omkostning; men i begge tilfælde er også den budgetøkonomiske kalkule vigtig. I det ene tilfælde for at sikre, at hvad der er hensigtsmæssigt for virksomheden, også er det for samfundet, og hvis dette ikke er tilfældet, benytte analysen som udgangspunkt for tiltag over for virksomheden, der sikrer, at denne vælger den velfærdsøkonomisk rigtige løsning. I det andet tilfælde er det vigtigt at opgøre projekternes budgetøkonomiske omkostninger, fordi den offentlige institutions bevilling netop sætter grænserne for, hvor store omkostningerne må være.

Udformningen af den for samfundet mest hensigtsmæssige strategi for opfyldelsen af en given miljømålsætning bør også ske på et velfærdsøkonomisk grundlag. Normalt koncentrerer man sig imidlertid om de overvejede indgrebs nationaløkonomiske og budgetøkonomiske virkninger. Dette hænger formentlig først og fremmest sammen med, at information om disse virkninger under alle omstændigheder er interessant. Hvordan vil de forskellige styringsmæssige og planlægningsmæssige indgreb påvirke beskæftigelsen, betalingsbalancen, de offentlige budgetter etc., og hvor meget vil de forskellige befolkningsgrupper blive berørt af indgrebene? Den overvejende interesse for de nationaløkonomiske og de budgetøkonomiske virkninger hænger imidlertid også sammen med de betydelige vanskeligheder, som er knyttet til gennemførelsen af velfærdsøkonomiske analyser af konsekvenserne af styringsmæssige indgreb og andre såkaldte strukturelle ændringer i samfundet.

I det følgende skal det først i kapitel 7 beskrives, hvorledes man med udgangspunkt i opgørelsen af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved en række miljøprojekter, der alle bidrager til opfyldelsen af den samme miljømålsætning, kan opbygge en egentlig omkostningskurve for den ønskede miljøforbedring. I kapitel 8 skal der herefter på den ene side gøres rede for, hvorledes velfærdsøkonomiske analyser af strukturelle ændringer principielt bør gennemføres, og på den anden side for de praktiske muligheder for og problemer med at gennemføre sådanne analyser.

Fremstillingen i kapitel 7 har karakter af en egentlig vejledning i opstillingen af omkostningskurver, mens fremstillingen i kapitel 8 primært har karakter af en introduktion til problemstillingen. Der er et klart behov for yderligere forskning, for at kunne opstille egentlige praktiske retningslinier for velfærdsøkonomiske analyser af strukturelle ændringer.

KAPITEL 7

Omkostningskurven for miljøforbedringer

7.1 Cost Effectiveness Analyse

Spørgsmålet om at løse et givet miljøproblem eller opfylde en given miljømålsætning på den mest omkostningseffektive måde besvares ved at gennemføre en såkaldt Cost Effectiveness Analyse (CEA). Hensigten med CEA'en er for hver af løsningsmulighederne hhv. at opgøre dennes bidrag til opfyldelsen af målsætningen og de med løsningen forbundne omkostninger, hvorefter den løsning, som giver størst miljøeffekt pr. kr., vælges.

CEA er som udgangspunkt rettet mod én enkelt type miljøeffekt - fx reduktion af CO₂-emissionerne eller N-udvaskningen - og opgørelsen af den enkelte løsningsmuligheds/projekts konsekvenser for omfanget af den beregnede miljøeffekt volder normalt ikke de store problemer. Det er imidlertid et problem, at analysen kun rettes mod én miljøeffekt, idet de betragtede projekter oftest også har andre miljøkonsekvenser, som herved risikerer at blive overset. Hvis man i en sådan situation udelukkende, som CEA'en lægger op til, vælger løsningen ud fra de betragtede projekters omkostningseffektivitet, risikerer man at vælge en løsning, der påfører samfundet andre uheldige miljøkonsekvenser.

De forskellige løsningsmuligheders omkostninger kan både opgøres på et budgetøkonomisk og et velfærdsøkonomisk grundlag. En virksomhed vil i sagens natur anlægge en budgetøkonomisk vinkel på omkostningsberegningerne - den ønsker at løse sine miljøproblemer med færrest mulige udgifter for virksomheden til følge. Fra et samfundsmæssigt synspunkt vil løsningsmulighedernes velfærdsøkonomiske omkostninger imidlertid også være væsentlige.

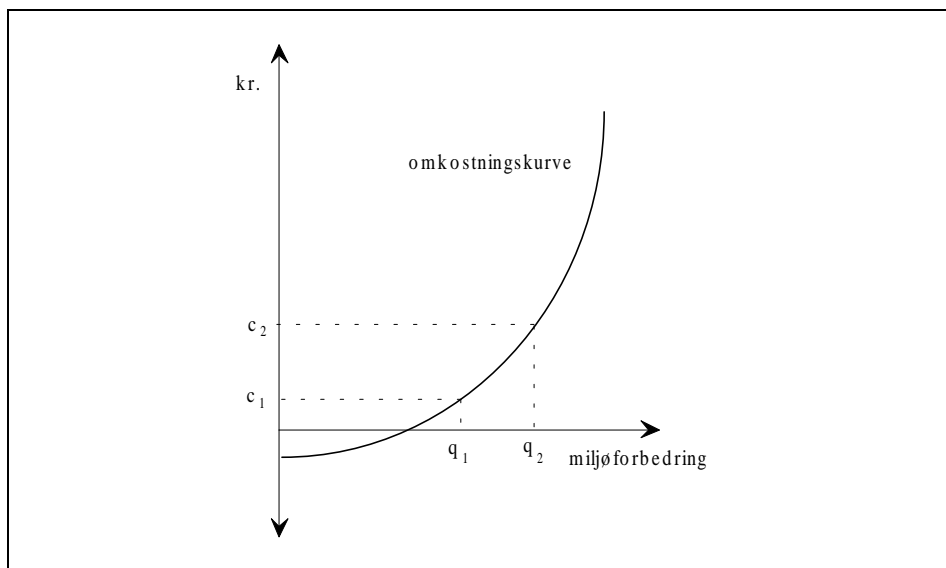
Det vil altid være et problem, at der kun betragtes én type miljøeffekt i CEA'en, når omkostningerne opgøres på budgetøkonomiske vilkår. Hvis omkostningerne opgøres efter velfærdsøkonomiske principper, er det derimod muligt at inddrage de betragtede projekters øvrige miljøkonsekvenser i analysen, idet disse principielt kan indregnes blandt omkostningerne. Positive miljøkonsekvenser kan regnes som negative omkostninger og negative miljøkonsekvenser som yderligere omkostninger ud over de økonomiske. For at benytte denne fremgangsmåde er det imidlertid nødvendigt at prissætte miljøkonsekvenserne, og dette er der, som omtalt i afsnit 3.4, en del praktiske problemer forbundet med. Reelt vil gennemførelsen af en CEA, hvor omkostningerne opgøres efter velfærdsøkonomiske principper, svare til at gennemføre en fuldstændig velfærdsøkonomisk analyse, som denne blev beskrevet i Del I.

I det følgende skal disse problemstillinger ikke forfølges nærmere. Opstillingen af en egentlig omkostningskurve for opfyldelsen af en given miljømålsætning følger principielt de samme principper, hvadenten omkostningerne opgøres budgetøkonomisk eller velfærdsøkonomisk. Det er imidlertid væsentligt at gøre sig denne skelnen klart, når omkostningskurven præsenteres og benyttes i forbindelse med praktisk prioritering - dvs. præcisere

- om der er tale om budgetøkonomiske omkostninger eller om velfærdsøkonomiske
- om værdien af de øvrige miljøkonsekvenser er omfattet af de opgjorte velfærdsøkonomiske omkostninger.

7.2 Metoder til opbygning af omkostningskurven

Ved en omkostningskurve for opfyldelsen af en given miljømålsætning forstås en kurve, der for stigende grader af miljøforbedring viser de hermed forbundne omkostninger. I figur 7.2.1 er vist et eksempel på en sådan kurve.



Figur 7.2.1 Omkostningskurve

Det ses, at sættes miljømålsætningen til q_1 , kan de hermed forbundne omkostninger opgøres til c_1 , mens den lidt mere ambitiøse målsætning q_2 kræver, at der afholdes omkostninger svarende til c_2 . Mere beskedne miljømålsætninger kan i dette tilfælde ligefrem opfyldes med negative omkostninger til følge. Dette er udtryk for, at samfundets ressourcer ikke anvendes efficient i udgangssituationen.

Omkostningerne kan både opgøres som totale og marginale omkostninger. Normalt vil man vælge at angive de marginale omkostninger. Hermed bliver det muligt direkte at aflæse, hvor meget det vil koste at skærpe målsætningen yderligere. Den marginale omkostning kan herefter for hver målsætningsniveau sammenholdes med de miljømæssige fordele ved yderligere at skærpe målsætningen. Hermed bliver det muligt at vurdere, om det overhovedet er rimeligt at foretage en sådan skærpelse. De totale omkostninger ved at opfylde en given målsætning kan i øvrigt altid opgøres som arealet "under" den marginale omkostningskurve.

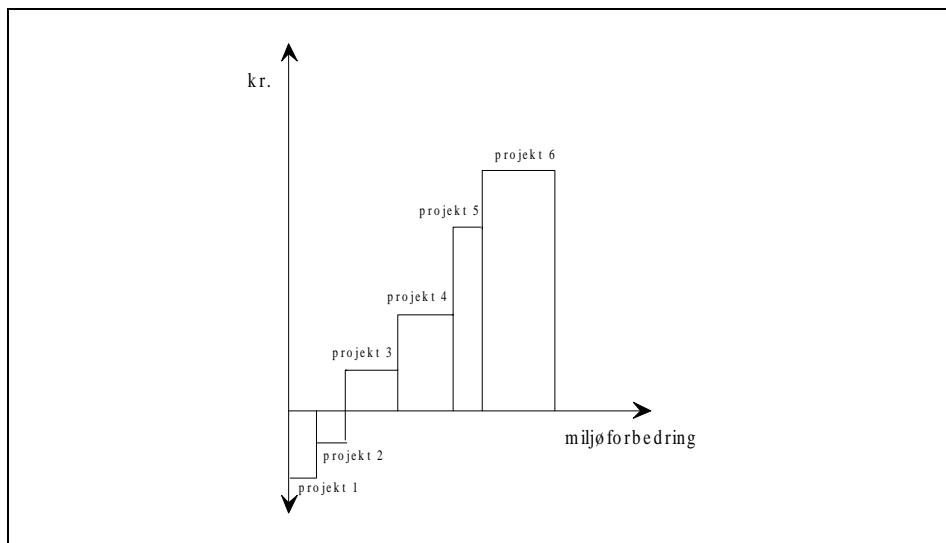
Udgangspunktet for opstillingen af omkostningskurven er i praksis en beskrivelse af de mange mulige foranstaltninger og projekter, som kan bidrage til, at den ønskede miljøforbedring opnås. For hver foranstaltning og projekt opgøres miljøeffekten og omkostningerne. Omkostningsfunktionen kan herefter konstrueres på forskellig måde:

- Simpel rangordning
- Rangordning hvor der tages hensyn til gensidigt udelukkende projekter
- Betinget rangordning
- Simulering af forskellige kombinationer af foranstaltninger - rangordning af scenarier
- Omkostningsminimering gennem løsning af et programmeringsproblem

7.2.1 Simpel rangordning

Ved simpel rangordning beregnes for hvert projekt dets omkostninger pr. opnået miljøgevinst. Projekterne kan efterfølgende rangordnes efter deres omkostningseffektivitet - altså størrelsen af omkostningerne pr. miljøgevinst. Projektet med størst omkostningseffektivitet - laveste omkostninger pr. miljøgevinst - rangordnes selvsagt som nummer 1, projektet med næststørst omkostningseffektivitet som nummer 2, og så fremdeles. Resultatet af rangordningen kan illustreres ved en trappeformet kurve som vist i figur 7.2.2.

Hvert "trin" på kurven er konstrueret således, at bredden angiver, hvor stor miljøgevinst der opnås ved at gennemføre det pågældende projekt, og højden angiver, størrelsen af projektets omkostninger pr. miljøgevinst. Arealet af hver "projektsøjle" angiver således de samlede omkostninger ved projektet.



Figur 7.2.2 Simple rangordning - trapeomkostningskurve

Trapeomkostningskurven skal kun opfattes som et allerførste bud på den egentlige omkostningskurves udseende. Kurven omfatter alle de projekter, som man har valgt at analysere, og den giver et billede af, hvorledes de i omkostningsmæssig henseende er placeret i forhold til hinanden. Den udgør således det helt nødvendige grundlag for det videre arbejde med at opstille omkostningsfunktionen.

7.2.2 Rangordning hvor der tages hensyn til gensidigt udelukkende projekter

Ved udførelsen af den simple rangordning er der ikke taget højde for, at nogle af projekterne muligvis gensidigt udelukker hinanden. Man kan fx ikke reducere SO_2 -emissionerne fra et kraftværk ved både at gå over til naturgasfyring og ved at etablere svovlrensning. Indføringen af naturgassen overflødiggør i sig selv svovlrensningen.

Dette betyder dog ikke, at beregningen af de gensidigt udelukkende projekters omkostningseffektivitet er overflødig. Beregningen er nødvendig for at kunne afgøre, hvilket af de gensidigt udelukkende projekter der er mest omkostningseffektivt. Det er herefter dette, som bør indgå i konstruktionen af omkostningskurven.

Ved at se bort fra de dyreste af de gensidigt udelukkende projekter kan der herefter konstrueres en revideret trapeomkostningskurve, som i højere grad end den, der blev resultatet af den simple rangordning, svarer til den egentlige omkostningskurve. Et eksempel på opstillingen af en sådan kurve for begrænsningen af drivhusgasemissionerne findes i Miljøstyrelsen (1997).

7.2.3 Betinget rangordning

Ud over at nogle af de betragtede projekter kan være gensidigt udelukkende, kan der også være andre afhængighedsforhold mellem projekterne. Dette vil vise sig i opgørelsen af projekternes konsekvenser, hvor konsekvenserne af det enkelte projekt i visse tilfælde afhænger af, hvilke andre projekter der gennemføres - fx vil den potentielle emissionsreduktion ved SO₂-rensning på kraftværkerne ikke blive så stor i en situation, hvor der også gennemføres el-besparende foranstaltninger, som i en situation uden sådanne foranstaltninger.

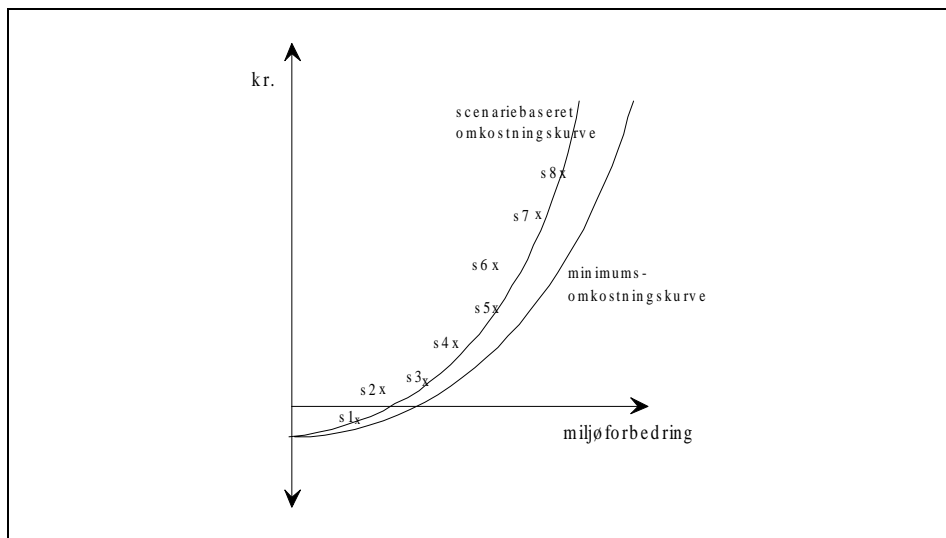
Der kan tages højde for en del af denne indbyrdes afhængighed ved at konstruere omkostningskurven på basis af en såkaldt betinget rangordning. Dette sker ved først at vælge den simple rangordnings mest omkostningseffektive projekt. Dernæst omvurderes de resterende projekter under hensyntagen til, at det mest effektive projekt antages at være gennemført. Det mest omkostningseffektive projekt i denne nye situation indsættes herefter som projekt nummer 2 i trappeomkostningskurven. Projekt nummer 3 findes på tilsvarende måde efter en omvurdering af de resterende projekter under forudsætning af, at projekt nummer 1 og 2 gennemføres - og så fremdeles.

Hvorvidt den reviderede trappeomkostningsfunktion baseret på betinget rangordning af projekterne vil ligge over eller under den simple rangordnings omkostningsfunktion, afhænger af, i hvilken udstrækning projekterne understøtter hinanden. Det er vanskeligt i praksis at tage højde for alle indbyrdes afhængighedsforhold mellem projekterne; men ved at gennemføre den betingede rangordning vil man normalt være nået et væsentligt stykke i retning af den "sande" omkostningsfunktion, som viser minimumsomkostningerne ved at opnå forskellige niveauer af miljøforbedringer - jf. afsnit 7.2.5.

7.2.4 Simulering af forskellige kombinationer af foranstaltninger - rangordning af scenarier

Afhængighedsforholdene mellem de forskellige potentielle projekter og foranstaltninger kan måske endnu bedre opfanges ved at udforme egentlige scenarier bestående af flere projekter og foranstaltninger og herefter opgøre omkostninger og miljøgevinster forbundet med det enkelte scenarie. Ved udformningen af scenarier kan man forsøge at kombinere de mest "lovende" positive samspilsforhold mellem projekterne.

Man kan efterfølgende rangordne de simulerede scenarier efter omkostningseffektivitet, og en omkostningskurve kan indtegnes i koordinatsystemet som "indhyldningskurven" for de beregnede omkostningseffektiviteter - jf. figur 7.2.3.



Figur 7.2.3 Omkostningskurve baseret på scenarieberegninger

Fremgangsmåden med at konstruere omkostningskurven ud fra scenarieberegninger er i vid udstrækning blevet benyttet på energiområdet - se fx Risø (1990) - men fremgangsmåden er også blevet benyttet på landbrugsområdet - jf. Paaby et. al. (1996). Den scenariebaserede omkostningskurve repræsenterer en forbedring i forhold til den betingede rangordning; men den lider fortsat under en række svagheder.

- Det kan ikke af den konstruerede kurve aflæses, hvilken kombination af foranstaltninger det enkelte punkt på kurven repræsenterer.
- Det kan være vanskeligt i praksis at konstruere scenarierne, så de fremtræder realistisk.
- Kurven er ikke udtryk for den absolut mest omkostningseffektive måde at opnå miljøgevinsten på.

Den første svaghed vedrørende omkostningskurvens uigennemsigthed kan i nogen grad afhjælpes ved at opretholde en tæt forbindelse mellem scenarieformuleringen og konsekvensopgørelsen samt ved eksplicit som i figur 7.2.3 at angive de enkelte scenariers placering på kurven.

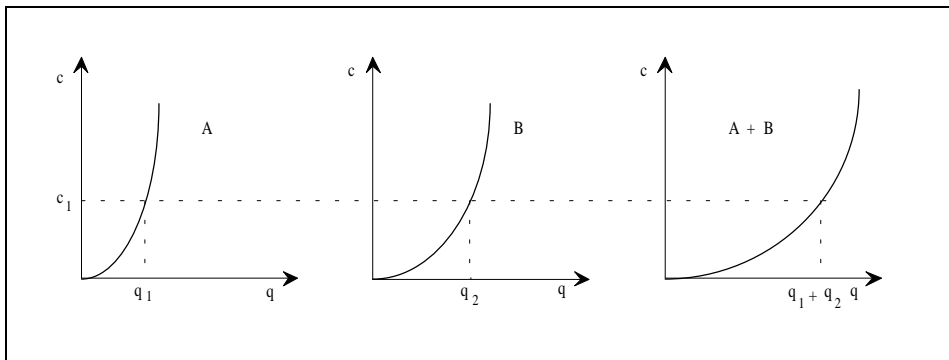
Den anden svaghed vedrørende vanskelighederne ved at konstruere realistiske scenarier hænger sammen med, at de samfundsmæssige aktiviteter er underkastet en række tekniske, adfærdsmæssige og lovmæssige bindinger, som det er vanskeligt at have fuldt overblik over. Man kan udmærket forestille sig meget gennemgribende omstruktureringer på fx energi-, landbrugs- og trafikområdet,

som vil indebære betydelige miljøgevinster; men som i lyset af de omfattende investeringer, der allerede er foretaget, den adfærd befolkningen udviser, og de fordelingsmæssige konsekvenser, som bliver resultatet heraf, ikke er realistiske inden for en overskuelig fremtid. Det er altså ved scenarieformuleringen særdeles vigtigt at være opmærksom på disse bindinger.

Den tredje svaghed, som skyldes, at den konstruerede omkostningskurve ikke nødvendigvis afspejler de minimale omkostninger ved at opnå forskellige niveauer af miljøgevinster - man har ikke fået formuleret de bedst mulige scenarier - kan selvsagt kun afhjælpes ved at basere scenarieudformningen på en egentlig optimeringsprocedure.

7.2.5 Omkostningsminimering gennem løsning af et programmeringsproblem

En ønsket miljøgevinst opnås med afholdelse af de færrest mulige omkostninger, når projekterne eller foranstaltningerne sammensættes på en sådan måde, at de marginale omkostninger ved hver foranstaltning er ens, samtidig med at summen af de enkelte foranstaltningers gevinster svarer til den ønskede samlede gevinst. En sådan løsning repræsenterer ét punkt på den marginale omkostningskurve - jf. figur 7.2.4. Ved at gennemføre den ene foranstaltning A kan der med den marginale omkostning c_1 opnås miljøgevinsten q_1 , og med samme omkostning kan der ved at gennemføre den anden foranstaltning B opnås gevinsten q_2 . Andre punkter på omkostningskurven opnås på tilsvarende vis ved for andre miljøgevinstniveauer at minimere de hermed forbundne omkostninger.



Figur 7.2.4 Omkostningsminimering

En egentlig omkostningsminimering kan imidlertid ikke ligesom den simple eller betingede rangordning foretages på grundlag af en endelig række af velafgrænsede projekter og foranstaltninger. Man må i realiteten for hver foranstaltningstype opstille separate omkostningsfunktioner, der for hver potentiel miljøgevinst viser omkostningerne ved at opnå gevinsten ved brug af netop denne foranstaltningstype. På energiområdet kan der fx med henblik på at reducere

SO₂-emissionerne være tale om at opstille omkostningsfunktioner for udbygning af naturgasforsyningen, for forskellige grader af røgrænsning, for isoleringen af bygninger osv. På landbrugsområdet kan der med henblik på at reducere næringsstofbelastningen i et bestemt farvandsområde tilsvarende være tale om opstille omkostningsfunktioner - omkostningerne opgøres som tab af jordrente - for reduktion af handelsgødningforbruget, for omlægning af afgrødevalget, for udvidelse af de braklagte arealer, for skærpelse af kravene til husdyr pr. arealenhed osv.

Den skitserede omkostningsminimeringsprocedure må principielt anses for den ideelle måde at konstruere omkostningsfunktionen på. Der er dog en række praktiske problemer forbundet hermed:

- Det er i sig selv vanskeligt at opstille omkostningsfunktioner for de forskellige foranstaltningstyper.
- Omkostningsminimeringen bliver aldrig bedre, end den betragtede mængde foranstaltningstyper giver mulighed for. Man kan således ikke være sikker på, at alle relevante typer er omfattet af analysen; men dette er selvsagt et generelt problem ved samfundsmæssig prioritering.
- Nogle af de beregnede løsninger kan vise sig at være urealistiske. Der vil typisk være tale om, at løsningen trækker for store veksler på én bestemt foranstaltningstype - fx at meget store arealer bør braklægges, hvilket vil fjerne mange landbrugeres levegrundlag - at tekniske bindinger på produktionen brydes - fx sædskifterestriktioner i landbruget - eller at løsningen strider mod, hvad befolkningen ønsker - fx at personbiltrafikken skal reduceres. Man kan forsøge at undgå de urealistiske løsninger ved at lægge bindinger på omfanget og kombinationen af de forskellige foranstaltningstyper; men de praktiske vanskeligheder hermed er betydelige.

Man har ikke herhjemme på miljøområdet i særlig høj grad forsøgt at opstille omkostningsfunktioner baseret på egentlig omkostningsminimering. På landbrugsområdet foreligger den såkaldte "KVL model", ved hjælp af hvilken det principielt er muligt at finde frem til omkostningsminimerende løsninger på at reducere kvælstofudvaskningen fra landbruget i forskelligt omfang - jf. Hasler (1998). På energiområdet er der opbygget den såkaldte EMOP-model, der er en statisk input-/output-model, ved hjælp af hvilken man bl.a. kan opgøre konsekvenserne for BFI, hvis man ønsker at opfylde givne målsætninger for CO₂-, SO₂- og NO_x-emissionerne på den mest omkostningseffektive måde, dvs. med mindst muligt BFI-tab - jf. Munksgaard & Pedersen (1997). På europæisk plan kan der henvises til RAINS-modellen, som giver mulighed for at finde den omkostningsminimerende løsning på luftforureningsproblemer forskellige steder i Europa - jf. Alcamo et. al. (1990).

7.3 Sammenfatning

Det er i dette kapitel vist, hvorledes resultaterne fra vurderingen af enkeltprojekter eller andre foranstaltninger kan kombineres i en omkostningskurve, der angiver, hvad det vil koste at opfylde givne miljømålsætninger.

En simpel omkostningskurve for forbedringen af miljøkvaliteten kan opstilles ved at benytte følgende fremgangsmåde:

- Opstil en simpel rangordning efter omkostningseffektivitet af de mulige forbedringsforanstaltninger.
- Korrigér rangordningen for gensidigt udelukkende foranstaltninger ved kun at lade det mest omkostningseffektive blandt disse indgå i rangordningen.
- Opstil den endelige omkostningskurve som en betinget rangordning, hvor den enkelte foranstaltnings omkostningseffektivitet er opgjort under hensyntagen til, at de mere omkostningseffektive foranstaltninger allerede er gennemført.

Den simple omkostningskurve kan eventuelt udbygges ved at simulere konsekvenserne af forskellige kombinationer af foranstaltninger. Hermed bliver det muligt at rangordne egentlige miljøforbedringsscenarier. Endelig kan den sande omkostningskurve opstilles ved at løse et egentligt programmeringsproblem formuleret som minimering af omkostningerne under en række bibetingelser. Det stiller dog store krav til data at benytte denne fremgangsmåde.

Det har ved opstillingen af omkostningsfunktionen været forudsat, at hverken det enkelte projekt eller kombinationen af projekter vil påvirke de relative priser i samfundet. Omkostningerne ved de enkelte projekter har derfor kunnet opgøres efter i de Del I opstillede principper, som forudsætter, at de relative priser forbliver upåvirket af projekterne.

Situationen stiller sig imidlertid anderledes, hvis enten et af projekterne eller kombinationen af flere projekter indebærer så store aktivitetsændringer i samfundet, at de relative markedspriser må forventes at blive påvirket heraf. Sådanne aktivitetsændringer benævnes normalt strukturelle ændringer i modsætning til de hidtil behandlede marginale ændringer. Er der tale om strukturelle aktivitetsændringer, kan man ikke opgøre omkostningerne ved direkte at anvende den opstillede projektvurderingsmetode. Man må i vurderingen af projekterne også tage højde for, at priserne påvirkes af aktivitetsændringerne. Denne problemstilling behandles i det følgende kapitel 8.

Cost Effectiveness Analysen og den hertil knyttede opbygning af en omkostningsfunktion har endvidere alene omfattet projekter og andre nøje specificere-

de ændringer i de samfundsmæssige aktiviteter. Det er ikke specificeret, hvorledes aktivitetsændringerne konkret tænkes tilvejebragt. Der er som omtalt mange muligheder - en beslutning fra de offentlige myndigheders side om at gennemføre et projekt, love eller påbud til den private sektor om at ændre visse aktiviteter, økonomiske styringsmæssige indgreb såsom tilskud og afgifter etc.

Anvendelsen af administrative og økonomiske styringsmidler giver anledning til særlige vurderingsproblemer. For det første er det nødvendigt at beskrive, hvilke aktivitetsændringer der må forventes at indtræffe som følge af indgrebene, og for det andet indebærer i hvert fald brugen af økonomiske styringsmidler i sig selv, at de relative priser i samfundet påvirkes. Disse problemstillinger vil også blive taget op i kapitel 8, hvor mulighederne for at anvende økonomiske modeller i forbindelse med opgørelsen af omkostningerne ved styringsmæssige indgreb diskuteres.

Omkostningsopgørelser i tilknytning til strukturelle ændringer og styringsmæssige indgreb er helt centrale i forbindelse med opbygningen af egentlige miljøstrategier - fx for affaldsbehandling, næringsstofbelastning, pesticidbelastning, naturgenopretning, bygningsbevaring etc. Sådanne strategier bør opbygges således, at den opstillede miljømålsætning opnås ved afholdelse af færrest mulige omkostninger. Dette kan ske gennem anvendelse af mange forskellige indgrebsmuligheder omfattende såvel fysisk planlægning af projekter som styringsmæssige indgreb. Det er derfor vigtigt at vurdere de praktiske muligheder for at sammensætte en sådan omkostningseffektiv kombination af indgreb.

KAPITEL 8

Vurdering af strukturelle ændringer

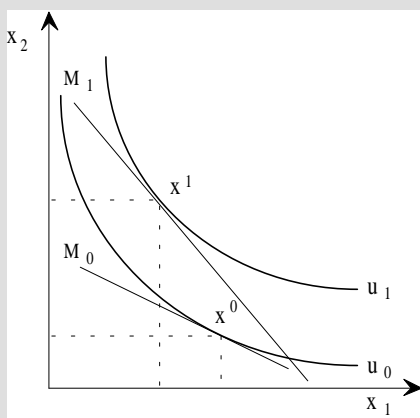
I dette kapitel redegøres der for vurderingen af strukturelle aktivitetsændringer - dvs. aktivitetsændringer, der medfører, at de relative priser i samfundet må forventes at blive påvirket af ændringerne. Der kan både være tale om aktivitetsændringer knyttet til meget store projekter med virkeligt mærkbare konsekvenser for samfundsøkonomien og om forskellige styringsmæssige indgreb, der påvirker produktions- og efterspørgselsforholdene i samfundet - fx miljøkrav der påvirker virksomhedernes omkostninger, afgifter der direkte ændrer de relative priser og oplysningskampagner, der indvirker på befolkningens præferencer og adfærd og dermed også på de relative betalingsvilligheder/priser .

Først beskrives i afsnit 8.1 de teoretiske velstandsændringsmål, som må tages i brug i forbindelse med en velfærdsøkonomisk vurdering af strukturelle ændringer. Herefter vurderes i afsnit 8.2 de praktiske muligheder for at gennemføre en velfærdsøkonomisk vurdering af sådanne ændringer. Der er i begge afsnit tale om at vurdere kendte konsekvenser af givne indgreb - det forudsættes altså, at der er gennemført konsekvensanalyser, som beskriver indgrebenes økonomiske og miljømæssige konsekvenser. I afsnit 8.3 diskuteres endelig de praktiske muligheder for at sammenstille resultaterne af disse vurderinger til egentlige velfærdsøkonomisk hensigtsmæssige miljøstrategier, hvor både fysiske planlægningsinstrumenter - herunder projekter - og forskellige administrative og økonomiske styringsmidler tages i brug.

8.1 De teoretiske velstandsændringsmål - Compensation Variation og Equivalent Variation

8.1.1 Definition af CV og EV

Problemet vedrørende målingen af velstandsændringen ved en strukturel aktivitetsændring kan illustreres ved at betragte følgende situation. I udgangssituationen x^0 råder det repræsentative individ over indkomsten M_0 , de relative priser kan udtrykkes ved prisvektoren p_0 , og individets nytte er u_0 , idet det antages, at individet nyttemaksimerer - jf. figur 8.1.1, hvor hældningen på indkomstrestruktionen M_0 svarer til de relative priser p_0 på goderne x_1 og x_2 . Den strukturelle ændring, hvor indkomsten ændres til M_1 , og de relative priser til p_1 , bringer individet fra udgangssituationen, x^0 , til situationen x^1 , hvorved nytten ændres til u_1 . Problemet er nu, hvorledes nytteændringen $u_1 - u_0$ måles i praksis - dvs. om den kan udtrykkes som en betalingsvillighed for at opnå forbrugsmulighederne x_1 frem for x_0 ?



Figur 8.1.1 Strukturel aktivitetsændring

Svaret på dette spørgsmål er bekræftende. Frem for at formulere individets prioriteringsovervejelser som et spørgsmål om at maksimere nytten på baggrund af et sæt relative priser og en indkomstrestriktion, kan overvejelserne formuleres som et spørgsmål om at minimere udgiften, M , med henblik på at opnå nytteniveauet u^* givet de relative priser p . Løsningen af dette udgiftsminimeringsproblem fører for forskellige nytteniveauer og relative priser - fx u_0 og u_1 samt p_0 og p_1 i figur 8.1.1 - til, at der kan opstilles en såkaldt udgiftsfunktion

$$M = e(p, u)$$

der altså udtrykker, hvor meget individet maksimalt ved forskellige relative prissæt er villig til at betale for at opnå bestemte nytteniveauer.

Ved hjælp af udgiftsfunktionen kan en given nytteændring $du = u(x^1) - u(x^0)$ nu måles ved den udgiftsændring (eller indkomstændring) dM , der skal til for at opnå nytteændringen. Der kan opstilles to velfærdsøkonomiske velstandsændringsmål svarende til to mål for den nødvendige udgiftsændring.

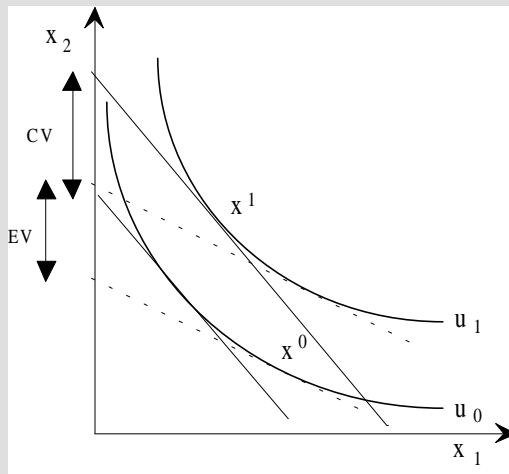
$$dM_1 = e(p_1, u(x^1)) - e(p_1, u(x^0)) = e(p_0, u(x^0)) - e(p_1, u(x^0)) = CV$$

$$dM_2 = e(p_0, u(x^1)) - e(p_0, u(x^0)) = e(p_0, u(x^1)) - e(p_1, u(x^1)) = EV$$

Det første velstandsændringsmål dM_1 angiver, hvor stor indkomstforøgelse der ved de nye relative priser p_1 vil give individet den samme nyttegevinst som ændringen i forbrugsmulighederne fra x^0 til x^1 . Dette velstandsændringsmål benævnes Compensation Variation, CV.

Det andet velstandsændringsmål dM_2 angiver, hvor stor indkomstforøgelse der ved de oprindelige relative priser p_0 vil give individet den samme nyttegevinst som ændringen i forbrugsmulighederne fra x^0 til x^1 . Dette velstandsændringsmål benævnes Equivalent Variation, EV .

Det er ændringen i de relative priser som følge af aktivitetsændringen fra x^0 til x^1 , der giver anledning til, at der kan opstilles to forskellige velstandsændringsmål, og da de ikke nødvendigvis fører til samme resultat, er det et problem, hvilket af dem man bør vælge. Denne problemstilling kan analyseres ved brug af indifferenskurver. CV- og EV-begreberne er således illustreret på figur 8.1.2.



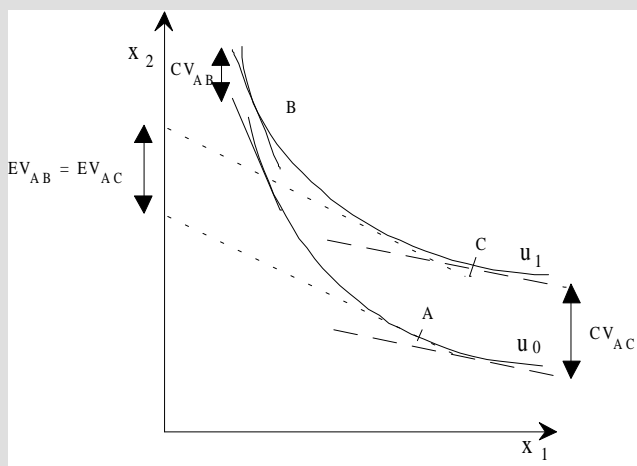
Figur 8.1.2 Compensation Variation og Equivalent Variation

Det ses, at CV kan illustreres som det beløb, individet maksimalt er villig til at betale for at opnå den betragtede ændring fra x^0 til x^1 . Thi, i situationen x^1 kan individet, der nu har opnået nytteniveauet u_1 , afgive indkomsten CV og alligevel bibeholde et nytteniveau u_0 svarende til udgangssituationens.

EV angiver derimod det beløb, individet minimalt vil acceptere i erstatning for ikke at opnå den betragtede ændring fra x^0 til x^1 . Denne ville have bragt vedkommende fra nytteniveauet u_0 til u_1 , og for at opnå dette, må individet i stedet modtage EV.

Det ses også af figuren, at CV og EV ikke er lige store, og spørgsmålet er nu, hvilket af de to velstandsændringsmål man bør foretrække. Dette er analyseret i figur 8.1.3, hvor den relative fordelagtighed af to forskellige ændringer fra situation A til hhv. B og C betragtes. Det ses, at ændringerne vurderet ud fra den nytteændring, som de giver anledning til, er lige gode - de medfører begge, at

individet opnår en nyttegevinst på $u_1 - u_0$. Måles nytteændringen ved EV opnås samme resultat - $EV_{AB} = EV_{AC}$ - mens det ses, at dette ikke er tilfældet, hvis nytteændringen måles ved CV - $CV_{AB} \neq CV_{AC}$. Equivalent Variation et altså i modsætning til Compensation Variation rangordensbevarende og må derfor foretrækkes som velstandsændringsmål.



Figur 8.1.3 EV bevarer i modsætning til CV rangordningen

Spørgsmålet er nu, i hvor høj grad der er mulighed for at anvende de opstillede teoretiske velstandsændringsmål i praksis. Hverken EV eller CV kan umiddelbart observeres; men man kan muligvis spørge de af aktivitetsændringen berørte individer om deres erstatningskrav eller betalingsvilligheder. Det er dette, man gør, når contingent valuation metoderne benyttes ved prissætningen af miljøkonsekvenser - jf. afsnit 3.4.6.

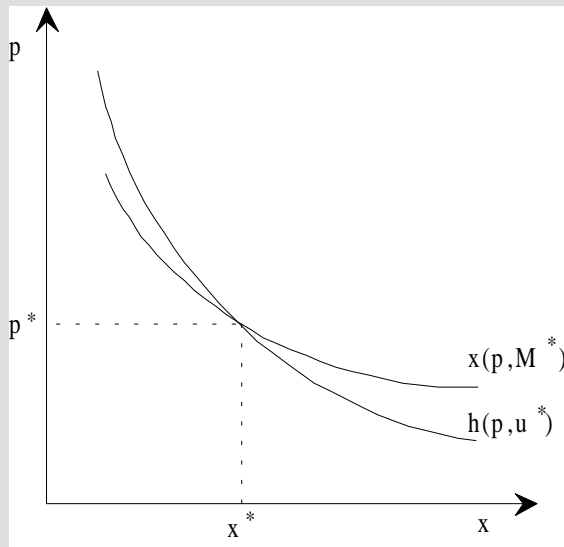
I praksis foretrækker man imidlertid normalt at opgøre EV og CV ud fra eventuelt estimerede efterspørgselsfunktioner efter de goder, hvis udbud påvirkes af aktivitetsændringen. Tankegangen bag denne fremgangsmåde beskrives i det følgende.

8.1.2 Den kompenserede efterspørgselsfunktion og Consumer's Surplus

For at beskrive hvorledes en estimeret efterspørgselsfunktion kan benyttes i forbindelse med opgørelsen af EV og CV, er det nødvendigt først at definere den såkaldte kompenserede efterspørgselsfunktion, $h(p, u^*)$. Denne defineres som den efterspørgsel af et givet gode, der ved forskellige priser på godet vil blive resultatet, hvis individets nytte holdes konstant. Den kompenserede efterspørgselsfunktion kan udledes ud fra udgiftsfunktionen $M = e(p, u^*)$ ved partielt at differentiere denne med hensyn til prisen p for fastholdt nytteniveau u^* .

$$h(p, u^*) = \frac{\delta e(p, u^*)}{\delta p} = \frac{\delta(x \cdot p)}{\delta p} = x$$

Den kompen­serede efterspørgselsfunktion $h(p, u^*)$ er vist i figur 8.1.4. Den ad­skiller sig fra den normale efterspørgselsfunktion $x(p, M^*)$, der også er vist i figu­ren, ved at have en stej­lere hældning end denne. Dette skyldes, at den kompen­serede efterspørgselsfunktion alene afspejler substitutionseffekten ved en rela­tiv prisændring. Når et normalt gode bliver billigere i forhold til andre goder, vil individet efterspørge mere heraf, også selvom man inddrager den ind­komstgevinst, der opnås ved prisreduktionen - købekraften af individets givne indkomst M^* stiger. Den normale efterspørgselsfunktion afspejler derimod også denne indkomsteffekt, der fører til, at efterspørgslen efter godet stiger mere, end substitutionseffekten alene tilsiger.



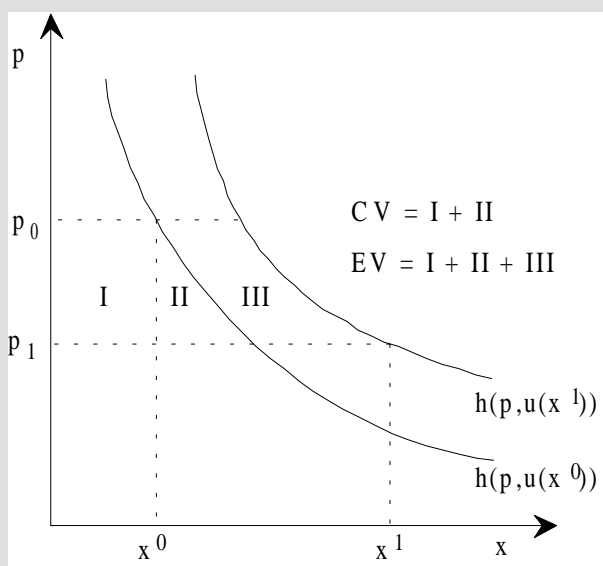
Figur 8.1.4 Den kompen­serede og den normale efterspørgselsfunktion

Equivalent Variation og Compensation Variation kan opgøres, hvis den kompen­serede efterspørgselsfunktion er kendt. Dette skyldes sammenhængen mel­lem denne funktion og udgiftsfunktionen, samt at EV og CV netop defineres med udgangspunkt i udgiftsfunktionen - jf. afsnit 8.1.1.

$$CV = e(p_0, u(x^0)) - e(p_1, u(x^0)) = \int_{p_1}^{p_0} \frac{\delta e(p, u(x^0))}{\delta p} dp = \int_{p_1}^{p_0} h(p, u(x^0)) \cdot dp$$

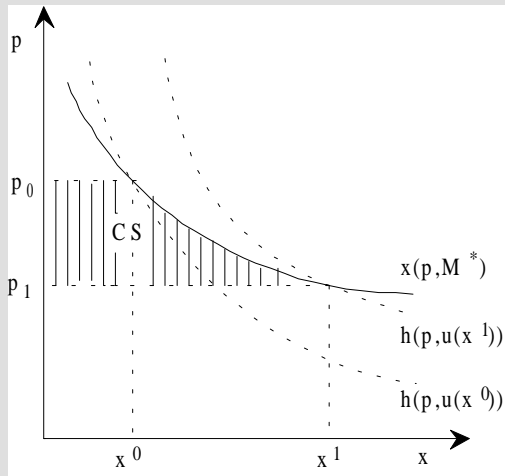
$$EV = e(p_0, u(x^1)) - e(p_1, u(x^1)) = \int_{p_1}^{p_0} \frac{\delta e(p, u(x^1))}{\delta p} dp = \int_{p_1}^{p_0} h(p, u(x^1)) \cdot dp$$

Det ses, at når en aktivitetsændring bringer individet fra situation x^0 til x^1 , hvorved prisen ændres fra p_0 til p_1 , da kan CV og EV opgøres som arealer under den til hhv. udgangssituationen og slutsituationen knyttede kompenserede efterspørgselskurve. Dette er vist i figur 8.1.5.



Figur 8.1.5 Compensation Variation og Equivalent Variation angivet som arealerne under de kompenserede efterspørgselskurver

I praksis vil de kompenserede efterspørgselskurver imidlertid sjældent være kendt, hvorfor man er henvist til at skønne over EV og CV ud fra den normale efterspørgselsfunktion $x(p, M^*)$, der sammen med de kompenserede er angivet på figur 8.1.6.



Figur 8.1.6 Consumer's Surplus som et tilnærmet mål for EV og CV

Det på figuren skraverede areal under den normale efterspørgselskurve benævnes Consumer's Surplus, CS. Det ses, at CS er mindre end EV og større end CV - altså $CV < CS < EV$. Dette mål kan altså, hvis den normale efterspørgselskurve er kendt, benyttes som indikator for velstandsændringen ved en strukturel aktivitetsændring, der indebærer, at forbruget af gode x forøges fra x^0 til x^1 , samtidig med at prisen på godet reduceres fra p_0 til p_1 .

Opgørelsen af de med en strukturel ændring forbundne ændringer i Consumer's Surplus anses normalt for at være noget nær det nærmeste, man i praksis kan komme op til ved opgørelsen af værdien af det velfærdsøkonomiske overskud ved en sådan ændring. Det er imidlertid sjældent, at der gøres forsøg på at foretage en sådan opgørelse. Dertil er oplysningerne om efterspørgselsforholdene normalt for sparsomme, og det er for ressourcekrævende at fremskaffe de fornødne oplysninger samt gennemføre de fornødne estimeringer af efterspørgselsfunktionerne. Man må således være opmærksom på, at der ved strukturelle ændringer bør gennemføres en generel analyse, hvor priser og mængder for alle goder tilpasser sig til de nye forhold - dette i modsætning til en partiel analyse, hvor kun én mængde og pris ændres. Denne blev for anskuelighedens skyld benyttet til at beskrive og illustrere EV, CV og CS begreberne. En generel analyse kan i praksis reelt kun gennemføres ved brug af en empirisk modelmæssig beskrivelse af de økonomiske sammenhænge i samfundet. De praktiske muligheder herfor omtales i det følgende afsnit 8.2.

Fremstillingen i dette afsnit har vist, at den velfærdsøkonomiske vurdering af strukturelle aktivitetsændringer giver anledning til både teoretiske og ikke

mindst praktiske problemer med at opgøre de nødvendige velstandsændringsmål EV, CV eller CS. Disse problemer er normalt særdeles ressourcekrævende at løse. Dette er nok forklaringen på, at praktisk projektvurdering i langt de fleste tilfælde har fulgt de i Del I opstillede retningslinier for vurderingen af marginale aktivitetsændringer. Selvom der har været tale om betydelige projekter eller om mange mindre projekter, der gennemføres som led i en samlet miljøstrategi, har man valgt at antage, at der trods alt var tale om marginale ændringer. I de tilfælde, hvor denne antagelse af åbenlyse grunde ikke er acceptabel - fx indgreb ved brug af økonomiske styringsmidler, der direkte påvirker de relative priser - har man i stedet for en velfærdsøkonomisk analyse af indgrebets konsekvenser valgt at gennemføre en nationaløkonomisk analyse. Denne og andre praktiske muligheder for økonomisk vurdering af strukturelle ændringer omtales i det følgende afsnit.

8.2 De praktiske muligheder for vurdering af strukturelle ændringer

Myndighedernes muligheder for at påvirke miljøforholdene i samfundet omfatter en bred vifte af foranstaltningstyper.

- Fysisk planlægning i form af såvel små som store projekter - repræsenterer marginale og strukturelle aktivitetsændringer
- Styringsmæssige indgreb omfattende økonomiske styringsmidler - afgifter, omsættelige forureningstilladelser, subsidier - administrative styringsmidler - forbud, godkendelseskrav, grænseværdier, frivillige aftaler, information etc.
- Miljøstrategier omfattende både projekter og styringsmæssige indgreb

Vurderingen af disse mange forskellige foranstaltningsmuligheder kræver først og fremmest en beskrivelse af deres konsekvenser for hhv. miljøkvaliteten og forbrugsmulighederne i samfundet - herunder også for forbruget af samfundets produktionsfaktorer og andre ressourcer. Med hensyn til mulighederne for at beskrive disse konsekvenser stiller situationen sig lidt forskelligt, når der er tale om hhv. fysisk planlægning og styringsmæssige indgreb.

I det første tilfælde kan de besluttende og udførende myndigheder i høj grad gennem udformningen af projekterne styre disses direkte konsekvenser - størrelsen af projektets tjenesteudbud, dets forbrug af inputs og dets miljøbelastning. Dette er ikke i samme grad tilfældet med de styringsmæssige indgreb. Disse sigter nemlig mere direkte mod at påvirke befolkningens adfærd, og for at opgøre indgrebenes konsekvenser er det nødvendigt at kunne beskrive adfærdsreaktionerne herpå. Disse har myndighederne ikke i samme omfang overblik over som over konsekvenserne af den fysiske planlægning.

Det er dog ikke muligt at opstille en fuldstændig skarp skelnen mellem projekter og styringsmæssige indgreb. Mange særligt store projekter vil også give anledning til adfærdsmæssige konsekvenser, som det ikke umiddelbart er muligt at overskue - tænk blot på de store infrastrukturprojekter på trafikområdet, som påvirker trafikmængder, lokalisering, erhvervsudviklingen osv. Der vil derfor også i forbindelse med vurderingen af den fysiske planlægning og de hertil knyttede projekters konsekvenser ofte være behov for først at beskrive deres adfærdsmæssige konsekvenser - særligt når planlægningen giver anledning til omfattende strukturelle ændringer.

I det følgende skal først de praktiske muligheder for at beskrive befolkningens adfærdsmæssige reaktioner på styringsmæssige indgreb og større projekter omtales - jf. afsnit 8.2.1. Omtalen koncentrerer primært om de til rådighed værende adfærdsbeskrivende modeller. Dernæst vurderes i, hvor høj grad modellernes resultater kan anvendes i forbindelse med egentlige velfærdsøkonomiske vurderinger - jf. afsnit 8.2.2. Mange af modellerne er således enten nationaløkonomiske eller sektorøkonomiske modeller. Endelig omtales den såkaldte bottom up/top down diskussion - jf. afsnit 8.2.3. Den i afsnit 7.2 omtalte opbygning af omkostningskurver repræsenterer i nogen grad bottom up indfaldsvinklen til belysningen af de økonomiske konsekvenser af at opretholde bestemte miljømålsætninger, mens modelberegningerne repræsenterer top down indfaldsvinklen.

8.2.1 Adfærdsbeskrivende modeller

Anvendelsen af økonomiske og administrative styringsmidler sigter mod at ændre befolkningens og virksomhedernes adfærd gennem incitament og begrænsninger. Incitamenterne kan både være af økonomisk karakter - de relative priser ændres gennem indførelse af afgifter, subsidier osv. - og af holdningsbearbejdende karakter - informationskampagner o.l. Begrænsningerne er i sagens natur især knyttet til de administrative styringsmidler - forbud, godkendelseskrav, grænseværdier etc. Analysen af styringsmidlernes økonomiske og miljømæssige konsekvenser må derfor som omtalt baseres på en beskrivelse af de økonomiske agenters adfærd og dennes afhængighed af de relative priser i økonomien, af befolkningens præferencer samt af kravene til produktions- og forbrugeradfærden i øvrigt.

Agenternes adfærdsmæssige reaktioner på ændringer i de økonomiske vilkår i bred forstand beskrives formentlig bedst inden for rammerne af egentlige adfærdsbeskrivende modeller. Forskningen herhjemme har derfor i de senere år i høj grad været rettet mod at udvikle sådanne modeller. Udviklingen omfatter både udbygningen af eksisterende modeller og opbygningen af helt nye modeller. I det følgende skal en række af disse modeller omtales ganske kort.

Det er fælles for de fleste af dem, at de især er udviklet med henblik på både at kunne beskrive de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af forskellige styringsmæssige indgreb. Det er valg at skelne mellem

- Nationaløkonomiske modeller
- Modeller for landbrugssektoren
- Modeller for trafiksektoren
- Modeller for energisektoren

Nationaløkonomiske modeller

I tilknytning til miljøøkonomiske problemstillinger arbejdes der i dag med to nationaløkonomiske modeller

- ADAM-modellen med tilknyttede satellitmodeller
- GESMEC-modellen

ADAM-modellen er nu igennem mange år blevet benyttet til at beskrive de nationaløkonomiske konsekvenser af forskellige styringsmæssige indgreb - primært finanspolitiske. Modellen er i de seneste år blevet udbygget med to satellitmodeller, der også gør det muligt at beskrive indgrebenes konsekvenser for emissionerne af nogle få miljøbelastende stoffer. Det drejer sig om den såkaldte EMMA-model og den såkaldte BASIS-model.

EMMA-modellen beskriver erhvervenes og husholdningernes efterspørgsel efter en række forskellige energiprodukter samt de med anvendelsen heraf forbundne emissioner af CO₂, SO₂ og NO_x. Efterspørgslen efter energiprodukterne er estimeret som funktioner af aktivitetsniveauet i sektorerne samt de relative priser på produkterne. Modellen er beskrevet i Andersen et. al. (1998).

BASIS-modellen beskriver bygge- og anlægssektorens efterspørgsel efter forskellige materialer samt de med anvendelsen heraf forbundne emissioner af en række stoffer og affaldsprodukter. Efterspørgslen efter materialerne er estimeret som funktioner af aktivitetsniveauet i sektoren samt de relative priser på materialerne. Modellen er beskrevet i Wier (1996).

GESMEC-modellen er ligesom ADAM-modellen en national model; men den hviler på et andet økonomisk teoretisk grundlag end denne. Der er således tale om en såkaldt generel ligevægtsmodel - Computable General Equilibrium model (CGE) - der beskriver de pris- og mængdemæssige forhold i økonomien i situationer med ligevægt på alle markeder - for en omtale af CGE-modeller se Petersen (1997). ADAM-modellen er derimod en såkaldt makroøkonometrisk model, hvis funktionelle sammenhænge i væsentlig større udstrækning end

CGE-modellens er empirisk estimerede. Samtidig beskriver ADAM-modellen også på kort og mellemlangt sigt de økonomiske forhold i situationer med uligevægt på et eller flere markeder. GESMEC-modellen beskriver erhvervenes og husholdningernes efterspørgsel efter en række energiprodukter samt de med anvendelsen heraf forbundne CO₂-emissioner. Modellen er beskrevet i Frandsen, Hansen & Trier (1996a).

Det vil føre alt for vidt på dette sted at gøre nærmere rede for hhv. ADAM-modelkomplekssets og GESMEC-modellens specifikke økonomiske egenskaber samt for de relative fordele og ulemper ved de to modeller. Fælles for dem er det imidlertid, at de beskriver interaktionen mellem de økonomiske agenter og dermed de indirekte og afledte effekter af forskellige styringsmæssige indgreb. Det er heri den klare fordel ved anvendelsen af modellerne ligger.

Modellerne har imidlertid en række begrænsninger

- ikke alle styringsmæssige indgreb analyseres lige godt
- ingen regional opdeling af de økonomiske aktiviteter og miljøbelastningerne
- beskrivelsen af miljøkonsekvenserne omfatter kun et begrænset antal belastningstyper

De omtalte modeller er mest anvendelige i forbindelse med analyser af indgreb med generelle økonomiske styringsmidler - skatter, afgifter og subsidier. Hvor specifikke styringsmæssige indgreb der kan analyseres, afhænger reelt af modellernes aggregeringsniveau - både med hensyn til sektoropdeling, opdeling af de i produktionen anvendte inputs, opdeling af varer og tjenester til endelig efterspørgsel, opdeling på styringsmidler osv. Med opdelingen på forskellige energiprodukter i EMMA og GESMEC er det blevet muligt at analysere konsekvenserne af specifikke afgifter på disse produkter eller på emissionerne herfra - fx CO₂-afgiften. Tilsvarende er det i BASIS muligt at analysere konsekvenserne af afgifter på specifikke materialer og affaldsprodukter inden for bygge- og anlægssektoren.

Modellerne kan også benyttes til at analysere de nationaløkonomiske virkninger af fysiske planlægningsinitiativer, der har væsentlige konsekvenser for investeringsaktiviteten i samfundet. Dette kan fx have stor betydning i forbindelse med beskrivelsen af de samlede økonomiske og miljømæssige konsekvenser af de miljøstrategier, som bliver resultatet af de i afsnit 7.2 omtalte cost effectiveness analyser.

Derimod er der ikke med de eksisterende modeller i særlig vid udstrækning åbnet mulighed for at beskrive konsekvenserne af brugen af forskellige administrative styringsmidler. Hvad vil det fx betyde for samfundsøkonomien, at der indføres grænseværdier for visse stoffer, at der stilles krav om miljøgodkendel-

se af en lang række virksomheder, at der etableres særlige affaldshåndteringsordninger for organisk affald, at der informeres om energisparemuligheder osv. osv.? Modellerne indeholder ganske enkelt ikke de fornødne policy-håndtag til at kunne håndtere sådanne indgreb. I praksis vil man derfor normalt forsøge at "oversætte" indgrebet til en eksogen ændring i ét eller flere af de økonomiske forhold, som lader sig beskrive inden for modellen - ændring i de relative priser på visse produkter som følge af ændrede produktionsomkostninger, øgede offentlige investeringsudgifter, ændret forbrugstilbøjelighed for visse varer udtrykt ved ændringer i parametrene i forbrugsfunktionerne etc. Sådanne oversættelser er ofte vanskelige at udføre og vil i mange tilfælde kræve undersøgelser af de helt konkrete forhold omkring indgrebet.

I miljømæssig henseende er det en klar svaghed ved de nationale modeller, at de er formuleret på et så relativt højt aggregeringsniveau. De fleste miljøproblemer er i høj grad relateret til helt bestemte produktions- og forbrugsprocesser, som det ikke altid er muligt at beskrive tilstrækkeligt specificeret i modellerne. Miljøproblemerne er også ofte knyttet til bestemte geografiske områder, og da der ikke er indarbejdet en geografisk opløsning i de omtalte modeller, er det ikke muligt at håndtere dette væsentlige miljømæssige aspekt.

Endelig må det erkendes, at det kun er et stærkt begrænset antal miljøbelastende stoffer, som er omfattet af de i modellerne beskrevne økonomiske aktiviteter. Der er bortset fra BASIS-modellens emissioner fra bygge- og anlægssektoren reelt kun tale om energirelaterede emissioner til luften. Landbrugets næringsstof- og pesticidbelastning, miljøbelastningen knyttet til affaldshåndteringen, industriens mange miljøfremmede stoffer etc. indgår ikke i modellerne, og her til kommer, at de økonomiske aktiviteters fysiske belastning af miljøet heller ikke er beskrevet. Disse begrænsninger hænger i nogen udstrækning sammen med det valgte aggregeringsniveau, idet miljøbelastningen ofte er knyttet til helt specifikke aktiviteter, der ikke direkte er beskrevet i modellerne.

Der pågår imidlertid i disse år et omfattende modeludviklingsarbejde, som forsøger at løse nogle af disse problemer. Arbejdet er især koncentreret om udviklingen af meget detaljerede modeller for specifikke økonomiske sektorer. Nogle af resultaterne fra dette arbejde omtales i det følgende.

Modeller for landbrugssektoren

Der er udviklet to modeller, som beskriver aktiviteterne i landbrugssektoren. Indtil videre er der dog kun knyttet miljøbelastninger til aktiviteterne i den ene model. De to modeller er

- KVL-modellen
- ESMARALDA-modellen

KVL-modellen er en lineær programmeringsmodel for landbrugssektoren. For en række bedriftstyper beskriver modellen sektorens produktionssammensætning og ressourceanvendelse som funktion af bl.a. de relative priser på inputs og produkter samt en række bindinger på produktionsmulighederne. For enkelte af modellens bedriftstyper er den med gødningsanvendelsen forbundne kvælstofudvaskning ligeledes beskrevet. Modellen er geografisk opdelt i tre regioner. Den er beskrevet i Stryg et. al. (1991), Stryg et. al. (1995) og Hasler (1998).

Selvom der er tale om en lineær programmeringsmodel, der reelt kun anviser, hvorledes landbrugene med de givne relative priser samt tekniske og lovmæssige begrænsninger på produktionsbetingelserne skal indrette produktionen for at maksimere dækningsbidraget, antages det, at modellens resultater også er repræsentative for den faktiske adfærd i landbrugssektoren. Modellens adfærdsbeskrivelse er altså ikke bygget op omkring estimerede økonomiske sammenhænge. KVL-modellens styrke er dens meget grundige beskrivelse af de tekniske produktionsforhold i landbruget, og den er således velegnet til at belyse konsekvenserne for sektorens økonomi og for kvælstofbelastningen af en række forskellige styringsmæssige indgreb omfattende både økonomiske styringsmidler og administrative reguleringsformer - begrænsninger på brugen af forskellige inputs, regler for gødningshåndtering, husdyrnormer etc. Hertil kommer modellens geografiske opdeling, der er særdeles relevant i relation til næringsstofproblemstillingen. Med KVL-modellens detaljerede beskrivelse af produktionsforholdene i landbrugssektoren vil der også være gode muligheder for at udbygge den til at omfatte andre miljøbelastningsformer end kvælstof - fx fosfor, ammoniak og pesticider. Svagheden ved modellen er, at der endnu ikke er gjort forsøg på at beskrive landbrugssektorens interaktion med resten af økonomien.

ESMARALDA-modellen er en generel ligevægtsmodel for landbrugssektoren, hvor produktionsomfang, produktionssammensætning og inputforbrug - herunder gødningsanvendelse - beskrives som funktion af de relative priser på produkter og inputs. Modellen er beskrevet i Jensen (1996) og i Schou et. al. (1996). ESMARALDA-modellen hviler på det samme teoretiske grundlag som GESMEC-modellen. Der er ikke knyttet en egentlig miljøkonsekvensbeskrivelse til modellen, og der er ikke indarbejdet en geografisk dimension. Modellens beskrivelse af arealanvendelsen og gødningsanvendelsen er imidlertid særdeles relevant for opgørelsen af miljøbelastningen. Indtil videre er modellens styrke især muligheden for at knytte den sammen med en national generel ligevægtsmodel, således at interaktionen mellem landbrugssektoren og den øvrige del af økonomien kan beskrives.

Modeller for trafiksektoren

På trafikområdet er der udviklet en række modeller, ved hjælp af hvilke en række forhold inden for området eller dele heraf kan beskrives - herunder først

og fremmest aktivitetsudviklingen samt i de fleste tilfælde transportmidlernes luftemissioner. Modellerne er kort beskrevet i Kveiborg & Thelle (1997). Der er tale om følgende modeller:

- Referencemodellen
- ALTRANS - ALternative TRANSportsystemer
- PETRA - PErsonTRAFikmodellen

Med udgangspunkt i nogle få eksogent givne nationaløkonomiske størrelser er det muligt ved hjælp af Referencemodellen - jf. Trafikministeriet/COWI (1990) - at beregne det totale trafik- og transportarbejdes fordeling på transportmidler og drivmidler. Ud fra disse resultater er det endvidere muligt at beregne det samlede energiforbrug samt de samlede emissioner af CO₂, CO, NO_x, HC, SO₂, partikler og bly. Modellen kan altså benyttes til at beregne de transport- og miljømæssige konsekvenser af alternative nationaløkonomiske udviklingsforløb.

ALTRANS-modellen - jf. Christensen (1999) - beskriver alene persontrafikken. Modellen er bygget op omkring adfærdsrelationer estimeret ud fra individbase-rede transportdata. Beskrivelsen er landsdækkende. Det er muligt ved hjælp af modellen samt oplysninger om den forventede økonomiske og demografiske udvikling at beskrive konsekvenserne for persontrafikken - bl.a. transportmid-delvalg - af forskellige styringsmæssige og infrastrukturelle indgreb - herunder også ændringer i køreplanerne for den kollektive transport. Konsekvenserne for emissionerne af CO₂, NO_x og SO₂ kan også beskrives.

PETRA-modellen - jf. COWI (1997) - er også landsdækkende, og den beskriver også kun persontrafikken. Modellen er ligesom ALTRANS en individbaseret transportadfærdsmodel, og den beskriver de samme trafikforhold som denne - bl.a. valg af transportmidler, destinationer og rejsefrekvenser. Bilejerskabsval-get beskrives i en detaljeret sub-model, CCM - Car Choice Model. PETRA kan ligesom ALTRANS anvendes til analyser af konsekvenserne for persontrafikken af forskellige økonomiske og demografiske udviklingsforløb samt styringsmæs-sige indgreb.

Foruden disse modeller, som i en vis udstrækning er relateret til de økonomiske forhold i samfundet, findes der også traditionelle trafikmodeller (HTM - Ho-vedstadsTrafikModellen, OTM - Ørestadens TrafikModel og TMM - Trafik- og MiljøModel). Ved hjælp af såkaldte turmatricer samt mere eller mindre ad hoc prægede adfærdsbeskrivelser af rute- og transportvalg beskriver modellerne trafikstrømmene inden for et givet geografisk område. De kan bl.a. benyttes til at analysere de trafikale konsekvenser af overordnede ændringer i infrastrukturu-

ren, trafikstrukturen og i den kollektive trafik. Afhængigt af hvor udbygget modellernes adfærdsbeskrivende del er, kan de også anvendes i forbindelse med vurderingen af andre styringsmæssige indgreb.

Det er karakteristisk for alle de omtalte modeller, at de alene beskriver transport- og miljøkonsekvenserne af forskellige økonomiske udviklingsforløb og styringsmæssige indgreb. Modellerne er således ikke integreret med beskrivelsen af resten af økonomien, i den forstand at det beskrives, hvorledes denne påvirkes af ændringerne på transportområdet.

Modeller for energisektoren

Ud over den overvejende økonomisk baserede beskrivelse af energieferspørgslen og -forsyningen, som foreligger med EMMA satellitmodellen til ADAM, og som er indbygget i GESMEC-modellen - jf. ovenfor - er der også opbygget, hvad man kunne kalde "ingeniørtekniske" modeller, der giver særdeles detaljerede beskrivelser af de energiforbrugende og -transformerende teknologier i samfundet. To eksempler på sådanne modeller er den såkaldte BRUS-model - jf. Morthorst (1993) - og SESAM-model - jf. Illum (1995).

Disse modeller kan især benyttes til at beregne konsekvenserne for energiforbruget og de hermed forbundne emissioner ved at gennemføre en række forskellige teknologiske ændringer - fx energibesparende apparater, vedvarende energiteknologier, isolering osv. Modellerne kan også benyttes i forbindelse med opstillingen af de i afsnit 7.2 omtalte omkostningskurver.

Modellerne er imidlertid ikke adfærdsbeskrivende, hvorfor de er vanskelige at anvende i forbindelse med analyser af styringsmæssige indgreb, der sigter mod adfærdsændringer. Der har bl.a. på denne baggrund været ført en undertiden heftig debat, om hvorvidt disse modeller med deres meget grundige beskrivelse af de teknologiske forhold er bedre egnet til at belyse de samfundsøkonomiske omkostninger ved opfyldelsen af forskellige miljømæssige målsætninger på energiområdet end de adfærdsbeskrivende økonomiske modeller - EMMA og GESMEC. Denne debat vedrørende bottom up contra top down analyser omtales i afsnit 8.2.3.

Der foreligger altså på nuværende tidspunkt både på nationalt plan og for centrale økonomiske sektorer en række adfærdsbeskrivende økonomiske modeller, som muligvis vil kunne benyttes i forbindelse med vurderingen af strukturelle ændringer såsom styringsmæssige indgreb og betydelige infrastrukturforanstaltninger. I det følgende skal det vurderes, i hvor høj grad modeller kan understøtte velfærdsøkonomiske vurderinger af ændringerne.

8.2.2 Velfærdsøkonomisk vurdering af styringsmæssige indgreb

De omtalte nationaløkonomiske modeller - ADAM med satellitmodeller og GESMEC - kan benyttes til at opgøre "de samfundsøkonomiske omkostninger" ved at gennemføre forskellige styringsmæssige indgreb eller ved at opfylde bestemte miljømålsætninger. Et godt eksempel på den sidstnævnte form for analyse er de ved hjælp af GSMEC-modellen gennemførte beregninger af de økonomiske konsekvenser for Danmark af at opfylde den vedtagne CO₂-målsætning - jf. Frandsen, Hansen og Trier (1996).

I forbindelse med sådanne modelbaserede omkostningsopgørelser af styringsmæssige indgreb er det normalt at opgøre "de samfundsøkonomiske omkostninger" i form af en beregnet reduktion i bruttonationalproduktet, BNP - eller eventuelt en beregnet stigning i arbejdsløsheden, selvom denne effekt med de omtalte modelleres udformning vil forsvinde, når økonomien igen har nået en endelig ligevægt. Der er altså reelt tale om at opgøre, hvad man kunne kalde, de nationaløkonomiske omkostninger af indgrebet og ikke de velfærdsøkonomiske. Resultatet af en sådan nationaløkonomisk analyse kan altså ikke umiddelbart sammenlignes med resultaterne af velfærdsøkonomiske analyser, der som omtalt i afsnit 8.1 er rettet mod opgørelsen af EV, CV eller CS. Det er derfor spørgsmålet, om resultaterne overhovedet kan benyttes i forbindelse med velfærdsøkonomiske analyser.

Når der er tale om makroøkonometriske modeller såsom ADAM og satellitmodellerne hertil er svaret formentlig benægtende. Det teoretiske fundament for modellerne og den heraf følgende formulering af disse har for spinkel tilknytning til mikroøkonomisk teori og velfærdsøkonomisk tankegang, til at modellernes resultater kan forbindes hermed.

Situationen er derimod en anden, når der er tale om resultaterne fra brugen af generelle ligevægtsmodeller såsom GESMEC og ESMARALDA. Modeller af denne type er netop opstillet på et neoklassisk økonomisk teoretisk grundlag, hvor forbrugerne antages at sammensætte deres forbrug gennem nyttemaksimering. I modellerne er der derfor også eksplicit formuleret en nyttefunktion. Når denne er kendt, er det muligt direkte at opgøre nytteændringen ved en strukturel ændring, der fører økonomien fra en udgangssituation med relative priser p_0 og forbrugte mængder x^0 til en ny ligevægtssituation karakteriseret ved relative priser p_1 og forbrugte mængder x^1 .

Ønskes et monetært mål for nytteændringen, kan det relevante mål, EV - jf. afsnit 8.1.1 - som vist i Petersen (1997) opgøres på følgende måde, hvis det, hvad der er normalt, antages, at nyttefunktionen er homotetisk - dvs. $e(p, u) = u \cdot e(p, 1)$

$$EV = e(p_0, u(x^1)) - e(p_0, u(x^0)) = u(x^1) \cdot e(p_0, 1) - u(x^0) \cdot e(p_0, 1)$$

Idet det gælder, at $e(p_0, u(x^0)) = M_0 \Rightarrow e(p_0, 1) = \frac{M_0}{u(x^0)}$ fås herefter

$$EV = M_0 \cdot \frac{u(x^1) - u(x^0)}{u(x^0)}$$

Hvis nyttefunktionen herefter antages at have form af en Cobb-Douglas funktion - dvs. $u(x_1, x_2, \dots, x_n) = x_1^a \cdot x_2^b \cdot \dots \cdot x_n^{(1-a-b-\dots)}$ vil det gælde - jf. Varian (1984)

$$x_1(p_1, p_2, \dots, p_n) = \frac{a \cdot M}{p_1}$$

$$x_2(p_1, p_2, \dots, p_n) = \frac{b \cdot M}{p_2} \quad \text{osv.}$$

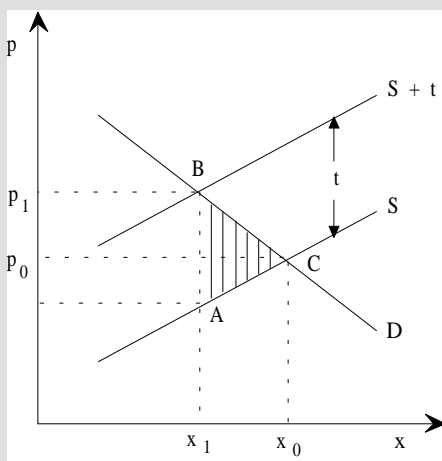
Parametrene $a, b, \dots, (1-a-b-\dots)$ i nyttefunktionen kan i så fald relativt simpelt beregnes ud fra observationer af samhørende mængder x og priser p samt indkomsten M . Når parametrene i nyttefunktionen er kendt, bliver det herefter muligt at beregne EV, som vist ovenfor.

Det må på denne baggrund anses for en fordel i relation til velfærdsøkonomisk analyse, at den benyttede model er formuleret på et neoklassisk grundlag. Dette krav opfyldes som nævnt af de generelle ligevægtsmodeller GESMEC og ESMARALDA; men det er også muligt, at velfærdsøkonomiske analyser vil kunne gennemføres inden for rammerne af nogle af de omtalte adfærdsbeskrivende modeller for trafiksektoren. Trafikanternes adfærd beskrives således også i disse modeller ud fra en antagelse om nyttemaksimerende adfærd, og nyttefunktionen er undertiden formuleret eksplicit.

Fra et teoretisk synspunkt er anvendelsen af en egentlig integreret model absolut at foretrække ved vurderingen af styringsmæssige indgreb og andre strukturelle foranstaltninger - selvfølgelig med de væsentlige forbehold der altid vil være med hensyn til modellens beskrivelse af virkeligheden, jf. afsnit 8.2.3. I mange tilfælde vil man imidlertid ikke have adgang til en relevant model, og man må da gøre brug af andre mere partielle analysemetoder. Et eksempel på en sådan fremgangsmåde er opgørelsen af det velfærdsøkonomiske tab ved at pålægge et produkt en afgift med henblik på af miljømæssige årsager at begrænse produktionen og forbruget heraf.

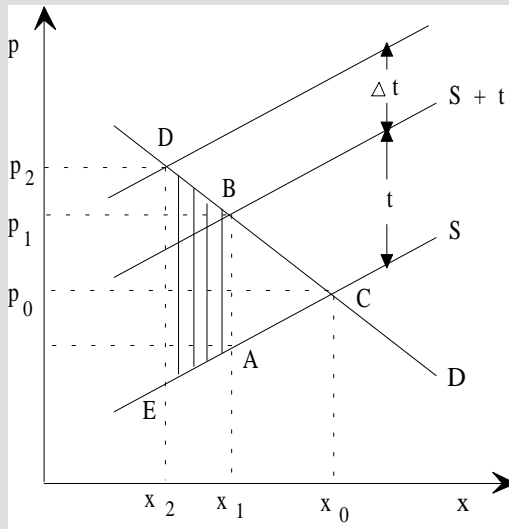
Udbudskurven S og efterspørgselskurven D for produktet x er vist i figur 8.2.1. Der er ligevægt på markedet ved prisen p_0 og en udbudt og efterspurgt mængde på x_0 . Idet efterspørgselskurven er udtryk for befolkningens marginale betalingsvillighed for stadig større mængder af produktet, og udbudskurven er udtryk for de marginale omkostninger ved at producere det, kan det velfærdsøkonomiske overskud ved at forbruge og producere mængden x_0 af godet opgøres som hele det trekantede areal mellem de to kurver. Ved nu at pålægge godet en afgift på t forskubbes udbudskurven fra S til $S + t$, hvorved der indtræder en ny markedsligevægt ved prisen p_1 og mængden x_1 . Det velfærdsøkonomiske tab ved afgiftspåleggelsen ses nu at blive det trekantede areal ABC - det såkaldte "deadweight loss", jf. Varian (1984). Befolkningen mister også umiddelbart et beløb svarende til afgiftsprovenuet $t \cdot x_1$; men dette beløb må antages at blive forbrugt af de offentlige myndigheder til gavn for befolkningen. Skatteprovenuet er altså ikke udtryk for et velfærdsøkonomisk tab.

Det velfærdsøkonomiske tab ved at pålægge produktet afgiften t kan altså i praksis beregnes som $\frac{1}{2} \cdot t \cdot (x_0 - x_1)$ - arealet af ΔABC . Der er selvsagt tale om en meget tilnærmet beregning. For det første er beregningen baseret på brugen af den normale efterspørgselsfunktion, hvor der burde være benyttet den kompenserede funktion - jf. afsnit 8.1.1. For det andet er det antaget, at efterspørgsels- og udbudskurven er lineære i det relevante interval, hvilket formentlig sjældent er tilfældet. Endelig forudsætter beregningen, at man har information om, hvor meget produktion og efterspørgsel påvirkes af afgiften - altså $(x_0 - x_1)$. En sådan information foreligger ikke nødvendigvis.



Figur 8.2.1 Det velfærdsøkonomiske tab ved at indføre en afgift - "deadweight loss"

Med de omtalte forbehold kan metoden også benyttes til at opgøre det velfærdsøkonomiske tab ved en yderligere afgiftsstigning, Δt . Udbudskurven forrykkes yderligere op i diagrammet til $S + t + \Delta t$, og det velfærdsøkonomiske tab kan opgøres som arealet af trapezoiden ABDE - jf. figur 8.2.2.



Figur 8.2.2 Det velfærdsøkonomiske tab ved at indføre en afgiftsstigning

Det velfærdsøkonomiske tab kan i dette tilfælde beregnes som $(t + \frac{1}{2} \cdot \Delta t) \cdot (x_1 - x_2)$, hvor det igen må forudsættes, at det er muligt at give et rimeligt skøn over ændringen i den producerede og efterspurgte mængde ($x_1 - x_2$)

8.2.3 Bottom up og top down analyser

Det har gennem en række år været diskuteret, om de økonomiske konsekvenser - herunder især omkostningerne - ved at opfylde en given miljømålsætning bedst bliver belyst ved at opgøre konsekvenserne af at gennemføre en række konkrete projekter, der samlet fører til målsætningens opfyldelse - bottom up fremgangsmåden - eller ved gennem økonomiske modelberegninger at opgøre konsekvenserne af at gennemføre de for målsætningens opfyldelse nødvendige styringsmæssige indgreb - top down fremgangsmåden. Bottom up fremgangsmåden repræsenteres udmærket af den metode, som i afsnit 7.2 blev skitseret med henblik på opstillingen af en omkostningskurve. Top down fremgangsmåden repræsenteres fx af konsekvensberegninger med GESMEC-modellen med henblik på at belyse konsekvenserne af at indføre CO₂-afgiften. Diskussionen om de to fremgangsmåders relative fordele og ulemper har undertiden været livlig - jf. Mæng (1996a), Frandsen, Hansen & Trier (1996b), Mæng (1996b), Il-

lum (1996), Frandsen, Hansen & Trier (1996c) og Illum (1997). Synspunkterne i diskussionen er senest sammenfattet i Nielsen (1998). I det følgende skal nogle af de væsentligste fremdrages.

Til fordel for bottom up analyserne taler

- at de tager udgangspunkt i en særdeles detaljeret beskrivelse af de konkrete forhold, som ønskes ændret - teknologiske muligheder på produktions- og forbrugssiden samt ændringernes reale konsekvenser for ressourceforbrug, udbud af varer og tjenester og miljøbelastning
- at de afdækker mulighederne for at udnytte samfundets ressourcer mere hensigtsmæssigt - dvs. opnå flere forbrugsmuligheder og bedre miljøkvalitet for de samme ressourcer
- at analyserne direkte sigter mod at opgøre de overvejede ændrings-/projekters velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske konsekvenser.

Bottom up analysernes svagheder omfatter

- resultatet af bottom up analysen - miljøstrategien - vil i nogle tilfælde reelt udgøre en strukturel ændring - fx på grund af betydelige omkostningsændringer - der påvirker de relative priser i samfundet - dette og de hermed forbundne udbuds- og efterspørgselstilpasninger ser man bort fra, idet analysen er partiel, og man anvender konstante priser
- der tages ikke altid stilling til, hvorledes de afdækkede ændringsmuligheder konkret skal opnås - i visse tilfælde kræves der "blot", at de indarbejdes som en del af den fysiske planlægning - fx ændringer i el-forsyningssystemet - mens der i andre tilfælde kræves incitamentskabende styringsmæssige indgreb - fx energibesparelser - som ofte vil have afledte adfærdsmæssige konsekvenser
- de informationsmæssige omkostninger og andre barriereomkostninger knyttet til gennemførelsen af de overvejede ændringer er sjældent omfattet af analysen.

Top down analysernes styrke er knyttet til

- deres forsøg på at beskrive de adfærdsmæssige tilpasninger til de overvejede ændringer - det være sig i forbindelse med udformningen af den fysiske planlægning eller ved økonomiske og administrative styringsmæssige indgreb
- ambitionen om at beskrive samtlige konsekvenser - direkte og indirekte - af de overvejede ændringer - der er tale om en generel analyse i modsætning til den partielle bottom up analyse

- at de direkte tager udgangspunkt i konkrete styringsmæssige indgreb og opgør konsekvenserne af disse - dvs. at de i visse tilfælde er nærmere forbundet med den politiske virkelighed og de konkrete indgrebsmuligheder.

Top down analysernes svagheder omfatter følgende forhold

- de nationale modeller er meget aggregerede, hvorfor det kan være vanskeligt at analysere meget konkrete sektorspecifikke ændringsmuligheder - modellerne er bedst til at håndtere generelle styringsmæssige indgreb
- modellernes beskrivelse af de økonomiske aktiviteters miljøkonsekvenser er gennemgående relativt begrænset
- top down analyserne udformes normalt som nationaløkonomiske analyser, hvilket under en velfærdsøkonomisk synsvinkel må anses for at være en svaghed - kun de generelle ligevægtsmodeller lægger op til at opgøre de velfærdsøkonomiske konsekvenser, og ingen af modellerne beskriver de budgetøkonomiske konsekvenser - dette er som omtalt i kapitel 6 væsentligt af hensyn til beskrivelsen af ændringernes fordelingsmæssige konsekvenser
- i modellernes udformning ligger en antagelse om, at produktionsfaktorerne udnyttes effektivt - dette er i modstrid med bottom up analysernes resultater, og det begrænser under alle omstændigheder mulighederne for at inddrage efficiensgevinster i analyserne.

Bottom up og top down fremgangsmåderne har altså hver deres fordele og svagheder, og det konkluderes i Nielsen (1998): "Kendskab til de forskellige typer modeller, deres styrker og svagheder, kan forhåbentlig bidrage til, at der opnås en konsensus m.h.t., i hvilke situationer man skal benytte hvilke modeller". Når der her tales om modeller, menes der hhv. bottom up og top down modeller. Citatet afspejler udmærket situationen i dag. Der foreligger ikke en sådan konsensus, og det er derfor vanskeligt at give et klart svar på, hvorledes man i praksis udformer de mest hensigtsmæssige strategier for løsningen af nogle af vore miljøproblemer. I det følgende skal der dog peges på nogle muligheder.

8.3 Mulighederne for at opbygge egentlige miljøstrategier

Når der i det følgende tales om at opbygge en miljøstrategi, tænkes der på at sammensætte en kombination af fysiske planlægningsinitiativer og styringsmæssige indgreb, som bidrager til, at en given miljømålsætning opfyldes på den mest hensigtsmæssige måde. Med dette forstås en strategi, som kan gennemføres med de færrest mulige velfærdsøkonomiske omkostninger og uden uacceptable fordelingskonsekvenser.

Der er altså tale om en betydelig mere ambitiøs opgave end at beregne konsekvenserne af et overvejet politisk indgreb. Der er i et sådant tilfælde alene tale om at gennemføre en konsekvensberegning, og der kan udmærket være andre indgreb, som er mere fordelagtige. Ved opbygningen af strategien sigtes derimod direkte mod at finde den fordelagtigste løsning.

Opgaven indebærer, at mange forskellige indgrebsmuligheder skal vurderes i forhold til hinanden. Samtidig vil der normalt være flere forskellige miljøforhold at tage hensyn til, idet de fleste foranstaltninger vil have konsekvenser for flere sider af miljøet. Det er derfor særdeles vigtigt, at konsekvenserne af de forskellige foranstaltningstyper vurderes vha. den samme målestok. Man kan således ikke umiddelbart sammenligne det velfærdsøkonomiske overskud med BNP. Dette skaber et problem, når man forsøger at sammenstille bottom up analyser og top down analyser - i hvert fald de af dem, der ikke er neoklassisk funderet, jf. afsnit 8.2.2.

De væsentligste problemer i forbindelse med udformningen af hensigtsmæssige miljøstrategier synes herudover at være

- hvordan kombinerer man resultaterne fra bottom up og top down analyserne på den mest hensigtsmæssige måde
- det er kun begrænsede dele af de økonomiske aktiviteters belastning af miljøet, som er indarbejdet i de foreliggende miljøøkonomiske modeller
- den teknologiske udvikling kan være vanskelig at håndtere, især fordi den er meget vanskelig at forudse
- det er vanskeligt at beskrive og måske især vurdere konsekvenserne af mere fundamentale ændringer i samfundsstrukturen.

Et fornuftigt resultat af bottom up og top down analyserne ville være en situation, hvor den opstillede miljømålsætning er opfyldt, og de marginale omkostninger ved fysisk planlægningsmæssige foranstaltninger/projekter og styringsmæssige indgreb er de samme. Denne situation kan etableres ved fx at gennemføre netop så mange projekter, at omkostningen pr. miljøgevinst for det dårligste projekt netop svarer til størrelsen på den afgift, der skal til for at opnå resten af den ønskede miljøgevinst. Afgiftens størrelse udtrykker netop den marginale omkostning ved at gennemføre dette indgreb.

I praksis vil det dog normalt være knapt så enkelt. For det første kan det som omtalt i afsnit 8.2.1 være vanskeligt at opgøre de marginale omkostninger af en lang række andre styringsmæssige indgreb end lige netop afgiftsløsningen. For det andet kan det også, hvis de samlet set repræsenterer en strukturel ændring, blive nødvendigt at tage højde for planlægningsforanstaltningernes konsekven-

ser for den øvrige økonomi. Endelig må man være opmærksom på risikoen for dobbeltregning, når man søger at kombinere resultaterne fra bottom up og top down analyserne.

Bottom up analysens opstilling af en omkostningskurve vil nemlig normalt af-dække både de fysiske planlægningsmæssige muligheder og en række andre ændringsmuligheder, som kræver styringsmæssige indgreb. Analysen vil således også kunne give et fingerpeg, om hvor det vil være hensigtsmæssigt at sætte ind med styringsmæssige indgreb. For at undgå dobbeltregning ved at de under bottom up analysen vurderede ændringsmuligheder både indgår blandt de fysiske planlægningsforanstaltninger og blandt de ændringer, som initieres af de øvrige styringsmæssige indgreb, er det væsentligt, at planlægningsforanstaltningerne alene omfatter sådanne ændringer, som udelukkende kan initieres gennem fysisk planlægning. Et eksempel kunne være rumisolering med henblik på energibesparelse. Omkostningseffektiviteten af en sådan foranstaltning kan udmærket være omfattet af bottom up analysen; men da den netop vil blive initieret af en eventuel energiafgift, bør den selvsagt ikke indgå blandt de fysiske planlægningsinitiativer.

Ved udarbejdelsen af en hensigtsmæssig strategi for opfyldelsen af en given miljømålsætning er det væsentligt, at strategiens konsekvenser for de øvrige miljøområder også belyses. Som omtalt i afsnit 7.1 udgør disse konsekvenser også en del af de velfærdsøkonomiske omkostninger og gevinster ved strategien. I forbindelse med bottom up analysen, som i høj grad følger de i Del I opstillede projektvurderingsprincipper, søges projekternes indirekte miljøkonsekvenser i høj grad inddraget i analysen. Der vil dog normalt fortsat udestå et problem med hensyn til prissætningen af konsekvenserne. Denne er som omtalt nødvendig for at opnå et fyldestgørende omkostningsmål.

Situationen er noget anderledes, når det gælder top down analyserne. Disse gennemføres bedst ved brug af de foreliggende miljøøkonomiske modeller - jf. afsnit 8.2.1. - og det er kun meget begrænsede dele af de økonomiske aktiviteter belastning af miljøet, som er indarbejdet heri. Dette er et klart problem, hvis man ønsker at opbygge en hensigtsmæssig miljøstrategi. Det er ikke tilstrækkeligt at opbygge en omkostningseffektiv strategi for opfyldelsen af en given miljømålsætning, hvis man ikke har tilstrækkeligt overblik over, hvilke yderligere miljøkonsekvenser der vil være knyttet hertil. Problemet kan formentlig kun afhjælpes gennem en fortsat udbygning af de miljøøkonomiske modeller - herunder miljørelevant disaggregering af disse - til at omfatte stadig flere typer af miljøkonsekvenser.

Udformning af miljøstrategien bør så vidt muligt tage hensyn til forventningerne til den teknologiske udvikling. Dette sker også både i bottom up og top down

analyserne. I begge analyser indlægges der normalt ved opstillingen af udgangsforløbet forudsætninger om produktivitetstigninger vedrørende udnyttelsen af forskellige ressourcer og undertiden vedrørende rensningseffektiviteter. Disse forudsætninger kan selvsagt formuleres væsentlig mere konkret i de sektorspecifikke bottom up analyser, hvor undersøgelsen af mulighederne for anvendelse af alternative teknologier står mere centralt end i top down analyserne, som normalt gennemføres på et ret aggregeret niveau. Herudover er det muligt i bottom up analyserne at inddrage udviklingsomkostninger og øvrige omkostninger og gevinster ved teknologiske udviklingsmuligheder, som endnu ikke er undersøgt fuldt ud, og som ikke er omfattet af de i udgangsforløbet forudsatte teknologiske ændringer. Under alle omstændigheder er den teknologiske udvikling vanskelig at håndtere, især fordi den er meget vanskelig at forudse. Det er derfor væsentligt ved udformningen af miljøstrategien at bibeholde en stor grad af fleksibilitet, således at fremtidige teknologiske muligheder kan udnyttes uden for store tab i form af bundne ressourcer i forældet teknologi.

Det er karakteristisk for såvel bottom up som top down analyserne, at de i høj grad analyserer ændringsmuligheder, der holder sig inden for den givne samfundsstruktur med dertil hørende organisationer og adfærdsmønstre. Denne begrænsning er ligefrem en nødvendig del af top down analyserne, der er baseret på modelbeskrivelser af samfundsøkonomien. Hvadenten disse modeller er estimeret eller kalibreret, afspejler de i sagens natur de eksisterende strukturer, organisationer og adfærdsmønstre, og det er også dette, der er hensigten med modellerne. De er ikke konstrueret med henblik på at beskrive konsekvenserne af fundamentale ændringer i disse forhold - fx en fuldstændig overgang til økologisk jordbrug.

Det må også anses for endog særdeles vanskeligt at beskrive og måske især vurdere og prissætte konsekvenserne af sådanne fundamentale ændringer i samfundsstrukturen - herunder væsentlige holdnings- og adfærdsskift. Mulighederne herfor må imidlertid ikke overses, især ikke når det drejer sig om opfyldelse af meget store og langsigtede miljøproblemer såsom klimaproblemet.

Der har her kun været tale om at pege på nogle af de muligheder og problemer, der i praksis er knyttet til udformningen af hensigtsmæssige miljøstrategier. Fremstillingen har været koncentreret om mulighederne for at kombinere resultaterne fra bottom up og top down analyserne; men man må også inddrage den meget omfattende litteratur, der foreligger vedrørende økonomisk og administrativ regulering på miljøområdet - Baumol & Oates (1988) og Tietenberg et. al. (1999). Det vil imidlertid føre for vidt også at gøre brug af resultaterne fra denne litteratur i fremstillingen. Denne har under alle omstændigheder anskueliggjort behovet for yderligere forskning og praktisk erfaring i velfærdsøkonomisk analyse af strukturelle miljømæssige foranstaltninger.

Del III

Praktiske eksempler

Indledning

I denne del af vejledningen gennemgås en række praktiske eksempler på anvendelsen af den i del I opstillede projektvurderingsmetode. Eksemplerne vedrører

- Oparbejdning af spildolie
- Genanvendelse af støberiaffaldssand
- Restaureringen af Brede Å
- Skovrejsning - Vollerup Skov
- Brændstofeffektive personbiler

Det er tilstræbt, at eksemplerne fremtræder så ensartet som muligt. De er således alle bygget op efter den samme disposition:

- Situationen i dag - baggrunden for projektet
- Problemformulering
- Konsekvensbeskrivelse
- Velfærdsøkonomisk analyse
- Budgetøkonomisk analyse

Hensigten med eksemplerne er primært at illustrere anvendelsen af den opstillede metode i praksis. Dette indebærer, at arbejdet med eksemplerne primært har været koncentreret om at fremskaffe tilstrækkelige data til at kunne gennemføre analyserne og ikke i så høj grad om analysernes præcision. Hovedvægten er blevet lagt på at opstille et realistisk konsekvensskema og vise, hvorledes de velfærdsøkonomiske beregninger gennemføres.

Med en væsentlig større ressourceindsats, havde det formentlig været muligt at opnå større præcision i de opnåede resultater; men da eksemplerne som omtalt primært har et illustrativt formål, er præcisionen blevet nedtonet. Til gengæld, er der gjort store anstrengelser for at dokumentere, hvorfra oplysningerne om konsekvenser og priser er fremskaffet, og på at dokumentere beregningerne. Dette er gjort af hensyn til vejledningens brugere for at give disse information om potentielle datakilder og for at sætte dem i stand til på egen hånd at gennemføre de fornødne beregninger.

Den store vægt på dokumentationsdelen i eksemplerne har måske sine steder gjort fremstillingen temmelig tung. Til gengæld betyder det, at læseren bliver bedre i stand til at forholde sig til de opnåede resultater, end hvis hovedvægten havde været langt på disse. Man må hele tiden huske på, at den vigtigste del af

projektvurderingen ikke er "tallet på bundlinien", men en klar problemformulering og en systematisk konsekvensbeskrivelse - ellers er man ikke i stand til at fortolke resultatet korrekt.

Der er i eksemplerne blevet anvendt en række forskellige datakilder, som kan systematiseres i følgende hovedgrupper:

- Virksomhedsspecifikke data indhentet på de relevante virksomheder
- Erhvervsspecifikke data indhentet fra erhvervenes institutioner og organisationer
- Faglige rapporter fra forskningsinstitutioner og konsulentvirksomheder
- Statistiske oplysninger fra Danmarks Statistik

I de to eksempler vedrørende oparbejdning af spildolie og genanvendelse af støberiaffaldssand - jf. kapitel 9 og 10 - har det været nødvendigt at indhente virksomhedsspecifikke data vedrørende de forskellige teknologiers forbrug af produktionsfaktorer og råvarer samt belastning af miljøet. Hertil kommer oplysninger om priser på produktionsfaktorer og råvarer. I eksemplet vedrørende restaureringen af Brede Å - jf. kapitel 11 - var det nødvendigt at indhente tilsvarende oplysninger fra entreprenøren vedrørende projektets anlægsfase. Det er ikke altid helt let at indhente disse data. Det er nødvendigt at forklare virksomhederne, hvad hensigten med en velfærdsøkonomisk analyse er, og hvorfor der er behov for lige netop de data, der efterspørges. Det kan kræve tid for virksomhederne at fremskaffe de ønskede data - en tid ikke alle virksomheder er villige til at afsætte. Endelig kan virksomhederne være tilbageholdende med at afgive data - både konkurrencemæssige hensyn og usikkerhed med hensyn til oplysningernes videre brug kan spille ind.

I eksemplet vedrørende brændstoffeffektive personbiler - jf. kapitel 13 - benyttes også virksomhedsspecifikke data vedrørende bilernes brændstofforbrug og priser. Disse oplysninger foreligger dog i vid udstrækning sammen med virksomhedernes salgsmateriale.

Der er benyttet erhvervsspecifikke regnskabsoplysninger i de to eksempler vedrørende restaurering af Brede Å og skovrejsning ved Vollerup - jf. kapitel 11 og 12. I begge tilfælde har det været nødvendigt at indhente oplysninger om udbyttet, produktionsfaktorforbruget og råvareforbruget i landbrugets forskellige driftsgrene. Disse oplysninger foreligger i form af publikationer fra Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (SJFI) - "Økonomien i landbrugets driftsgrene" og "Landbrugets prisforhold" - og Landbrugets Rådgivningscenter (LR) - "Håndbog i driftsplanlægning" og "Budgetkalkuler for de enkelte produktionsgrene". I Vollerup skov eksemplet har det været nødvendigt at indhente tilsvarende oplysninger vedrørende produktionen af de forskellige træ-

arter. Disse oplysninger foreligger i form af Skov- og naturstyrelsens "Skovøkonomiske Tabeller" - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1995) - der dog har skullet bearbejdes for at kunne anvendes i forbindelse med de velfærdsøkonomiske beregninger.

I begge disse eksempler og i spildolieeksemplet har det endvidere været nødvendigt at anvende oplysninger fra en række faglige rapporter - især vedrørende de specifikke projekters eller tilsvarende projekters miljøkonsekvenser. Der er tale om rapporter vedrørende emissioner fra varmegærker, genraffineringsanlæg og personbiler, vandløbsrestaureringens konsekvenser for vandkvalitet, flora og fauna, om næringsstoftilbageholdelsen i vådområder, skovenes CO₂-binding, rekreative aktiviteter i skove, turisternes forbrug i Danmark etc. Der er en generel tendens til at oplysningerne om projekters miljøkonsekvenser, hvis de ikke udarbejdes direkte for det betragtede projekt, overvejende skal søges i relevante faglige rapporter.

Fra Danmarks Statistik (DS) er der i alle eksemplerne benyttet oplysninger om pris- og lønudviklingen til brug ved omregningen til faste priser. DS har også kunnet oplyse om salget af forskellige bilmærker og modeller

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

KAPITEL 9

Bortskaffelse af spildolie

Hensigten med dette eksempel er at belyse de velfærdsøkonomiske og miljømæssige fordele og ulemper ved tre alternative behandlingsmuligheder for spildolie, samt at belyse de hermed forbundne budgetøkonomiske konsekvenser for virksomhederne.

De tre alternativer er:

- Genraffinering af spildolie til fuelolie, der kan anvendes på fjernvarmeværker.
- Oparbejdning af en del af spildolien til baseolie, der kan anvendes som smøreolie, samt genraffinering af resten af spildolien til fuelolie, der kan anvendes på fjernvarmeværker.
- Anvendelse af spildolien som støttebrændsel på Kommunekemi.

Det første alternativ afspejler situationen i dag, men det antages i eksemplet, at man står over for en prioriteringsproblemstilling, hvor det skal besluttes, hvilket af de tre alternative anvendelsesmuligheder for spildolien det fra et velfærdsøkonomisk og miljømæssigt synspunkt vil være mest hensigtsmæssigt at benytte. Derfor medregnes investeringerne i behandlingsudstyr i alle tre alternativer.

9.1 Produktionen og anvendelsen af spildolier

Forbruget af smøreolier var i 1994 på omkring 84.500 m³ - jf. Miljøstyrelsen (1995b). Forbruget har siden 1990 vist en svag faldende tendens - i alt ca. 5 pct. - som forklares med stigende anvendelse af syntetiske motorolier med længere levetid. I det samlede forbrug indgår 17.600 m³ marine smøreolier, således at der i 1994 blev brugt omkring 67.000 m³ smøreolier til ikke-marine anvendelser. Heraf udgør motorolie omkring 36.000 m³ og gearolie omkring 5.000 m³.

I lighed med tyske skøn fra 1990 anslås der at være et indsamlingspotentiale for spildolie svarende til ca. 50 pct. af forbruget - altså ca. 33.500 m³ eller ca. 30.000 tons årligt. Årsagerne til tabet på ca. 50 pct. er dels forbrænding i motorer dels diffust tab. Der er tale om et indsamlingspotentiale opgjort i afvandet form. Den faktisk indsamlede mængde vil være en del større, fordi spildolien i mange tilfælde er opblandet med vand.

I 1994 indsamlede tre private virksomheder - fra 1997 to efter sammenlægning af to virksomheder - og Vendsyssel Modtagestation, der er kommunalt ejet og har eget oliebehandlingsanlæg, i alt ca. 26.000 tons olier. Kommunekemi oplyste at have modtaget omkring 3.000 tons olieaffald af relativ ren kvalitet, som bedømtes til overvejende at bestå af smøreolier. I alt indsamledes således i 1994 ca. 29.000 tons spildolier hidhørende fra smøreolier. Hertil kommer, at Kommunekemi importerede ca. 15.000 tons olieaffald som støttebrændsel - i følge det oplyste oparbejdet til samme standard som den danske spildolie. Kommunekemi har angivet sit samlede behov for støttebrændsel til ca. 18.000 tons olie pr. år.

Raffineringen af de 26.000 tons spildolie resulterede i 20.000 tons fuelolie, 4.000 tons asfalt og 2.000 tons processpildevand. Den raffinerede fuelolie blev afsat til fjernvarmeværker. Oplysningerne om forbruget af smøreolier og genereret spildolie samt anvendelsen heraf er sammenfattet i tabel 9.1.1.

Tabel 9.1.1 Forbrug af smøreolier og genereret spildolie

	Tons
Indenlandsk forbrug af smøreolier	60.000
Genereret spildolie - indsamlingspotentiale	30.000
Indsamlet spildolie	29.000
- privat indsamling til raffinering	26.000
- Kommunekemi	3.000
Endeligt resultat af privat indsamlet spildolie	
- genraffineret spildolie til fjernvarmeværker	20.000
- asfalt	4.000
- processpildevand	2.000

Kilde: "Bortskaffelse af spildolie", Miljøstyrelsen (1995b)

9.2 Problemformulering

Udgangspunktet for den følgende økonomiske og miljømæssige analyse er følgende spørgsmål: Hvilken behandlingsform for de indsamlede 26.000 tons spildolie vil det velfærdsøkonomisk og miljømæssigt være mest hensigtsmæssigt at benytte?

Der er tale om en teknikvalgsproblemstilling, som kan besvares ud fra en opgørelse af produktionsresultat, ressourceforbrug og miljøkonsekvenser for tre alternative behandlingsformer:

- Genraffinering af spildolien til fuelolie, der kan anvendes på fjernvarmeværker
- Oparbejdning af en del af spildolien til baseolie, der kan anvendes som smøreolie, samt genraffinering af resten af spildolien til fuelolie, der kan anvendes på fjernvarmeværker
- Anvendelse af spildolien som støttebrændsel på kommunekemi.

I det følgende antages det, at de alternative behandlingsformer hverken har konsekvenser for den hidtil benyttede måde at indsamle spildolien på, eller for den måde hvorpå olieprodukterne bringes ud til forbrugerne - hvadenten det er de genraffinerede produkter eller de nye.

Spildolien skal under alle omstændigheder indsamles og afvandes. Ressourceforbruget og miljøkonsekvenserne i forbindelse hermed påføres således samfundet, uanset hvad der videre sker med olien. Tilsvarende skal fjernvarmeværker og smøreoliebrugere under alle omstændigheder have leveret olieprodukterne. Da ressourceforbruget og miljøkonsekvenserne i forbindelse med udbringning af nye olieprodukter må antages at være de samme som ved udbringning af oparbejdet spildolie, kan man i realiteten også tillade sig at udelade disse konsekvenser af analysen

I det følgende koncentrerer konsekvensbeskrivelsen og de økonomiske analyser derfor udelukkende om de tre behandlingsformer i sig selv - dvs. ressourceforbruget og miljøkonsekvenserne knyttet til brugen af behandlingsanlæggene. De forskellige anlægs ressourceforbrug og belastning af miljøet beskrives i afsnit 9.3, mens spørgsmålet om de tre behandlingsformers relative velfærdsøkonomiske og miljømæssige fordelagtighed belyses i afsnit 9.4. Endelig beskrives de tre anlægs budgetøkonomi i afsnit 9.5.

9.3 Konsekvensbeskrivelse - de tre anvendelsesmuligheders ressource- og miljømæssige konsekvenser

9.3.1 Genraffinering af spildolie til fuelolie

De produktions-, ressource- og miljømæssige konsekvenser i forbindelse med genraffineringen af 26.000 tons spildolie til fuelolie er sammenfattet i tabel 9.3.1

Et raffineringsanlæg med en årskapacitet på omkring 26.000 tons spildolie - fra hvilken vand er fjernet - kræver i følge oplysninger fra Dansk Olie Genbrug en investering på omkring 29 mill. kr. Anlægget har en levetid på 20 år. Der vil blive beskæftiget 7 personer ved anlægget, og de årlige vedligeholdelsesomkostninger beløber sig til ca. 685.000 kr.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 9.3.1 Konsekvensskema for genraffinering af spildolie til fuelolie - produktion, ressourceforbrug og miljøkonsekvenser ved genraffinering af 26.000 tons spildolie pr. år

Produktion	
Fuelolie (tons)	20.000
Asfalt (m ³)	5.000
Kapitalapparat	
Behandlingsanlæg i alt (kr.)	29.000.000
Levetid (år)	20
Arbejdskraft (antal personer)	7
Råvareforbrug	
Kemikalier	
- natronlud (kg)	270.000
- nalco EC30 (kg)	740
- neutralon (kg)	1.500
- salttabletter (kg)	13.000
- xylen (kg)	700
- toluen (liter)	24
- 2-propynol (liter)	24
Vand (liter)	8.000.000
El (kWh)	1.150.000
Fyringsolie - fuel (liter)	1.200.000
Vedligeholdelse (kr.)	685.000
Emissioner og affald	
Processpildevand (m ³)	2.200
CO ₂ (ton)	4.300
SO ₂ (kg)	30.400
NO _x (kg)	11.700
CO (kg)	-200
CH ₄ (kg)	-1.700
N ₂ O (kg)	0
NMVOC (kg)	-100
NH ₃ (kg)	-500
Olie/kemikalieaffald - slam (kg)	2.300

Forbruget af råvarer, vand og energi er beregnet ud fra de i tabel 9.3.2 angivne forbrug pr. liter produceret fuelolie.

Tabel 9.3.2. Forbrug af råvarer, vand og energi pr. produceret liter færdigvare for en årlig produktion på 20.000 tons fuelolie

	Forbrug pr. liter fuelolie	Samlet forbrug
Kemikalier		
- natronlud (kg)	0,0122	270.000
- nalco EC30 (g)	0,0332	740.000
- neutralon (g)	0,0674	1.500.000
- salttabletter (kg)	0,0006	13.000
- xylen (g)	0,0320	700.000
- toluen (g)	0,0011	24.000
- 2-propynol (g)	0,0011	24.000
Vand (liter)	0,3603	8.000.000
El (kWh)	0,0520	1.150.000
Fyringsolie (liter)	0,0555	1.200.000

Anm: Massefylden for fuelolie er sat til 0,9 tons/1.000 liter - dvs. en produktion på 20.000 tons svarer til 22.200.000 liter

Kilde: Dansk Olie Genbrug

De direkte miljøkonsekvenser i forbindelse med raffineringen er angivet i tabel 9.3.3. Der ses, at være tale om processpildevand, asfalt og olie- og kemikalieaffald samt CO₂-, SO₂- og NO_x-emissioner til luften.

Tabel 9.3.3 Direkte miljøkonsekvenser ved genraffinering til fuelolie

	Udledninger mv. pr. 1.000 liter indsamlet spildolie	Udledninger mv i alt
Processpildevand (liter)	70	2.200.000
CO ₂ (kg)	110	3.200.000
SO ₂ (kg)	0,90	27.000
NO _x (kg)	0,30	9.000
Asfalt (m ³)	0,18	5.000
Olie- og kemikalieaffald (kg)	0,079	2.300

Anm: Massefylden for spildolie er sat til 0,9 tons/1.000 liter - dvs. en indsamlet mængde på 26.000 tons svarer til 28.900.000 liter.

Kilde: Dansk Olie Genbrug

Ud over de direkte miljøkonsekvenser, som er knyttet til selve raffineringssproessen, giver raffineringen også anledning til en række indirekte miljøkonsekvenser. Disse er knyttet til

- produktionen af behandlingsanlægget
- produktionen af de benyttede råvarer - kemikalier, vand, el og fyringsolie
- den undgåede produktionsaktivitet i samfundet ved at arbejdskraft trækkes bort fra anden anvendelse - direkte ved drift af anlæggene og indirekte ved produktionen af de i behandlingen benyttede råvarer

Hvad angår de to første punkter, opgøres miljøkonsekvenserne ved at multiplicere markedsværdien af de anvendte produkter med de i nationalregnskabs input/output-system udarbejdede erhvervsfordelte emissionskoefficienter - jf. afsnit 2.3.2.

Arbejdskraftforbruget omfatter det i tabel 9.3.1 angivne direkte arbejdskraftforbrug samt det indirekte arbejdskraftforbrug ved produktionen af råvarer til projektet. Det indirekte forbrug af arbejdskraft beregnes ved at multiplicere værdien af leverancerne fra de råvareleverende erhverv med de relevante erhvervs beskæftigelseskoefficienter - jf. afsnit 2.3.3. De undgåede miljøkonsekvenser ved at trække det således beregnede totale arbejdskraftforbrug bort fra anden anvendelse beregnes ved at multiplicere det beregnede totale arbejdskraftforbrug med de relevante emissionskoefficienter.

Resultatet af disse beregninger, som er baseret på de i appendiks 2.1 og tabel 2.3.1 angivne emissions- og beskæftigelseskoefficienter, er vist i tabel 9.3.4. Værdien af råvareleverancerne beregnes i forbindelse med de økonomiske analyser - jf. de budgetøkonomiske værdier i tabel 9.4. Behandlingsanlæggene antages at blive leveret fra erhvervet "Fremstilling af maskiner til industri m.v.", kemikalierne fra erhvervet "Fremstilling af industrigasser og uorganiske basiskemikalier", vand fra erhvervet "Vandforsyning", el fra erhvervet "Elforsyning" fyringsolie fra erhvervet "Mineralolieindustri m.v." og vedligeholdelsen fra erhvervet "Reparation af bygninger".

Den i tabel 9.3.1 angivne samlede belastning af miljøet fremkommer herefter som summen af de i tabel 9.3.3 og 9.3.4 angivne belastningstal.

De beskrevne miljøkonsekvenser omfatter ikke belastningen fra forbrændingen af den genraffinerede spildolie på fjernvarmeverkerne. Denne olie indeholder imidlertid nogenlunde de samme stoffer som fuelolie. Derfor er der ikke væsentlig miljømæssig forskel på anvendelsen af genraffineret spildolie og fuelolie til produktion af fjernvarme. Der kan altså ses bort fra disse miljøkonsekvenser i den videre analyse.

Tabel 9.3.4 Indirekte miljøkonsekvenser ved genraffinering til fuelolie

	Værdi af leverancer (1.000 kr)	CO ₂ (tons)	SO ₂ (kg)	NO _x (kg)	CO (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	NMVOC (kg)	NH ₃ (kg)	
Øget miljøbelastning										
Produktionsanlæg	1.450	40	80	130	150	10	0	30	0	
Kemikalier	423	60	160	210	120	100	0	20	30	
Vand	80	10	20	30	10	0	0	0	0	
El	495	1.120	3.660	3.150	350	40	30	30	0	
Fyringsolie	948	170	310	390	110	20	0	20	0	
Vedligeholdelse	685	20	60	130	150	0	0	30	0	
I alt		1.420	4.290	4.040	890	170	30	130	30	
Reduceret miljøbelastning										
	<i>Antal personer</i>									
Direkte beskæftigelse		7,0								
Indirekte beskæftigelse		7,3								
- Produktionsanlæg		3,2								
- Kemikalier		0,8								
- Vand		0,2								
- El		0,4								
- Fyringsolie		0,6								
- Vedligeholdelse		2,1								
I alt		14,3	330	870	1.380	1.040	1.850	60	230	560
Netto øget miljøbelastning			1.090	3.420	2.660	-150	-1.680	-30	-100	-530

Anm: Beregnet på grundlag af de i appendiks 2.1 angivne emissions- og beskæftigelseskoeficienter samt tabel 2.3.1

9.3.2 Oparbejdning af en del af spildolien til baseolie samt genraffinering af resten af spildolien til fuelolie

De produktions-, ressource- og miljømæssige konsekvenser i forbindelse med oparbejdning og genraffinering af 26.000 tons spildolie til hhv. 8.000 tons baseolie og 12.000 tons fuelolie er sammenfattet i tabel 9.3.5.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 9.3.5. Konsekvensskema for oparbejdning og genraffinering af spildolie til hhv. baseolie og fuelolie - produktion, ressourceforbrug og miljøkonsekvenser ved oparbejdning og genraffinering af 26.000 tons spildolie pr. år

Produktion	
Fuelolie (tons)	12.000
Baseolie (tons)	8.000
Asfalt (m ³)	5.000
Kapitalapparat	
Udgift til behandlingsanlæg i alt (kr.)	36.000.000
Levetid (år)	20
Arbejdskraft (antal personer)	10
Råvareforbrug	
Kemikalier	
- natronlud (kg)	270.000
- nalco EC30 (kg)	740
- neutralon (kg)	0
- salttabletter (kg)	20.000
- xylen (kg)	700
- toluen (liter)	30
- 2-propynol (liter)	30
Vand (liter)	8.000.000
El (kWh)	1.150.000
Fyringsolie - fuel (liter)	1.200.000
Vedligeholdelse (kr.)	700.000
Emissioner og affald	
Processpildevand (m ³)	2.200
CO ₂ (ton)	4.200
SO ₂ (kg)	30.200
NO _x (kg)	11.400
CO (kg)	-400
CH ₄ (kg)	-2.200
N ₂ O (kg)	0
NMVOG (kg)	-200
NH ₃ (kg)	-700
Olie/kemikalieaffald - slam (kg)	2.300

Det ses, at et raffineringsanlæg med en årskapacitet på omkring 26.000 tons spildolie - fra hvilken vand er fjernet - kræver en investering på omkring 36 mill. kr. Anlægget har en levetid på 20 år.

Der vil blive beskæftiget 10 personer ved anlægget, og de årlige vedligeholdelsesomkostninger beløber sig til ca. 700.000 kr.

Forbruget af råvarer, vand og energi er beregnet ud fra de i tabel 9.3.6 angivne forbrug pr. liter produceret baseolie.

Tabel 9.3.6 Forbrug af råvarer, vand og energi pr. produceret liter færdigvare for en årlig produktion på 8.000 tons baseolie og 12.000 tons fuelolie

	Forbrug pr. liter baseolie	Samlet forbrug
Kemikalier		
- natronlud (kg)	0,031	270.000
- nalco EC30 (g)	0,084	740.000
- salttabletter (kg)	0,0023	20.000
- xylen (g)	0,080	700.000
- toluen (g)	0,0036	30.000
- 2-propynol (g)	0,0036	30.000
Vand (liter)	0,909	8.000.000
El (kWh)	0,131	1.150.000
Fyringsolie (liter)	0,140	1.200.000

Anm: Massefylden for baseolie er sat til 0,9 tons/1.000 liter - dvs. en produktion på 8.000 tons svarer til 8.800.000 liter

Kilde: Dansk Olie Genbrug

De direkte miljøkonsekvenser i forbindelse med oparbejdning og raffinering af spildolie til hhv. baseolie og fuelolie er fuldstændig de samme som i tilfældet, hvor spildolien alene raffineres til fuelolie - jf. tabel 9.3.3.

De indirekte miljøkonsekvenser kan beregnes på samme måde, som blev anvendt i forbindelse med fueloliealternativet. Resultatet af beregningerne er vist i tabel 9.3.7. Den samlede miljøbelastning, som er angivet i tabel 9.3.5, fås herefter som summen af de i tabel 9.3.3 og 9.3.7 angivne belastningstal.

9.3.3 Anvendelse af spildolien som støttebrændsel på Kommunekemi

Kommunekemi importerer årligt ca. 15.000 tons spildolie, der sammen med de omkring 4.000 tons spildolie, som virksomheden modtager fra danske kilder, udgør dennes samlede behov for støttebrændsel.

Kommunekemi vil i dette alternativ modtage ekstra 26.000 tons dansk afvandet spildolie, der efter forbehandling resulterer i 22.000 tons støttebrændsel. Heraf vil man bruge 15.000 tons, og sende resten, omkring 7.000 tons, til oparbejdning

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

til baseolie i udlandet. De ressourcemæssige konsekvenser af denne oparbejdning er ikke medtaget i analysen, hvor støttebrændslet alene repræsenterer en sparet valutaudgift for de 15.000 tons vedkommende og en yderligere valuta-indtægt for de 7.000 tons vedkommende.

Tabel 9.3.7 Indirekte miljøkonsekvenser ved oparbejdning og genraffinering til hhv. baseolie og fuelolie

	Værdi af leverancer (1.000 kr)	CO ₂ (tons)	SO ₂ (kg)	NO _x (kg)	CO (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	NM VOC (kg)	NH ₃ (kg)
Øget miljøbelastning									
Produktionsanlæg	1.800	40	100	160	180	20	0	30	0
Kemikalier	406	50	160	210	120	100	0	20	30
Vand	80	10	30	30	10	0	0	0	0
El	495	1.120	3.660	3.150	350	40	30	30	0
Fyringsolie	948	170	310	390	110	20	0	20	0
Vedligeholdelse	700	30	60	140	150	0	0	30	0
I alt		1.420	4.320	4.080	920	180	40	130	30
Reduceret miljøbelastning									
		<i>Antal personer</i>							
Direkte beskæftigelse	10,0								
Indirekte beskæftigelse	7,7								
- Produktionsanlæg	3,5								
- Kemikalier	0,8								
- Vand	0,2								
- El	0,4								
- Fyringsolie	0,6								
- Vedligeholdelse	2,2								
I alt	17,7	400	1.080	1.700	1.290	2.290	70	280	690
Netto øget miljøbelastning		1.020	3.240	2.380	-370	-2.210	-30	-150	-660

Anm: Beregnet på grundlag af de i appendiks 2.1 angivne emissions- og beskæftigelses-koefficienter samt tabel 2.3.1

De produktions-, ressource- og miljømæssige konsekvenser i forbindelse med forbehandlingen af 26.000 tons spildolie, således at den kan benyttes som støttebrændsel er sammenfattet i tabel 9.3.8.

Tabel 9.3.8. Konsekvensskema for forbehandling af spildolie, således at det kan benyttes som støttebrændsel - produktion, ressourceforbrug og miljøkonsekvenser ved forbehandling af 26.000 tons spildolie pr. år.

Produktion	
Støttebrændsel	22.000
Kapitalapparat	
Udgift til behandlingsanlæg i alt (kr.)	17.000.000
Levetid (år)	21
Arbejdskraft (antal personer)	2
Råvareforbrug	
El (kWh)	4.500.000
Vedligeholdelse (kr.)	500.000
Emissioner og affald	
Processpildevand (m ³)	2.600
CO ₂ (ton)	4.400
SO ₂ (kg)	14.600
NO _x (kg)	12.400
CO (kg)	1.100
CH ₄ (kg)	-1.000
N ₂ O (kg)	100
NMVOG (kg)	0
NH ₃ (kg)	-300
Olie/kemikalieaffald - slam (kg)	1.400.000

Et forbehandlingsanlæg med en årlig kapacitet på omkring 26.000 tons spildolie, fra hvilken vandet er fjernet, kræver i følge oplysninger fra Kommunekemi en investering på omkring 17 mill. kr. Anlægget har en levetid på 21 år. Der vil blive beskæftiget 2 personer ved anlægget, og det årlige energiforbrug vil være på omkring 4,5 millioner kWh. De årlige vedligeholdelsesomkostninger beløber sig til ca. 500.000 kr.

De væsentligste direkte miljøkonsekvenser i forbindelse med forbehandlingen vil omfatte produktion af ca. 2.600 m³ processpildevand og ca. 1.400 tons olie/kemikalieaffald. Selve forbrændingen af det producerede støttebrændsel giver ikke anledning til yderligere miljøbelastning, da det som forudsat erstatter hidtil importeret støttebrændsel.

De indirekte miljøkonsekvenser kan beregnes på samme måde, som blev anvendt i forbindelse med fueloliealternativet. Resultatet af beregningerne er vist i

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

tabel 9.3.9. Den samlede miljøbelastning, som er angivet i tabel 9.3.8, fås herefter som summen af de oplyste direkte miljøkonsekvenser og de i tabel 9.3.9 angivne belastningstal.

Tabel 9.3.9 Indirekte miljøkonsekvenser ved forbehandling af spildolie således at det kan anvendes som støttebrændsel

	Værdi af leverancer (1.000 kr)	CO ₂ (tons)	SO ₂ (kg)	NO _x (kg)	CO (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	NMVOC (kg)	NH ₃ (kg)
Øget miljøbelastning									
Produktionsanlæg	810	20	50	70	80	10	0	10	0
El	2.025	4.560	14.980	12.890	1.450	160	140	120	20
Vedligeholdelse	500	20	40	100	110	0	0	20	0
I alt		4.600	15.070	13.060	1.640	170	140	150	20
Reduceret miljøbelastning									
	<i>Antal personer</i>								
Direkte beskæftigelse	2,0								
Indirekte beskæftigelse	4,9								
- Produktionsanlæg	1,5								
- El	1,8								
- Vedligeholdelse	1,6								
I alt	6,9	160	420	660	500	890	30	110	270
Netto øget miljøbelastning		4.440	14.650	12.400	1.140	-720	110	40	-250

Anm: Beregnet på grundlag af de i appendiks 2.1 angivne emissions- og beskæftigelseskoeficienter samt tabel 2.3.1

9.3.4 Konsekvensskemaet

De produktions-, ressource- og miljømæssige konsekvenser af at benytte hver af de tre behandlingsformer til behandling af de årligt indsamlede 26.000 tons spildolie er sammenfattet i konsekvensskemaet i tabel 9.3.10.

Det ses, at de tre teknologier resulterer i produktionen af forskellige produkter. Genraffineringen til fuelolie resulterer i 20.000 tons fuelolie og 5.000 m³ asfalt. Oparbejdningen til baseolie og genraffineringen til fuelolie resulterer i 8.000 tons baseolie, 12.000 tons fuelolie og 5.000 m³ asfalt. Endelig kan man i det tilfælde, hvor spildolien anvendes som støttebrændsel på Kommunekemi, opfatte de 22.000 tons forbeholdt spildolie som selve slutproduktet - støttebrændsel.

KAPITEL 9 – BORTSKAFFELSE AF SPILDOLIE

Tabel 9.3.10 Produktions-, ressource- og miljømæssige konsekvenser af anvendelsen af tre alternative behandlingsformer for 26.000 tons årligt indsamlet spildolie

	Genraffinering til fuelolie	Oparbejdning til baseolie og genraffinering til fuelolie	Anvendelse som støttebrændsel på Kommunekemi
Produktion			
Fuelolie (tons)	20.000	12.000	
Baseolie (tons)	0	8.000	
Asfalt (tons)	4.000	4.000	
Støttebrændsel - spildolie (tons)			22.000
Kapitalapparat			
Udgift til behandlingsanlæg (kr.)	29.000.000	36.000.000	17.000.000
Levetid (år)	20	20	21
Arbejdskraft i alt (antal personer)	7	10	2
Råvareforbrug			
Kemikalier			
- natronlud (kg)	270.000	270.000	
- nalco EC30 (kg)	740	740	
- neutralon (kg)	1.500	0	
- salttabletter (kg)	13.000	20.000	
- xylen (kg)	700	700	
- toluen (liter)	24	30	
- 2-propynol (liter)	24	30	
Vand (liter)	8.000.000	8.000.000	
El (kWh)	1.150.000	1.150.000	4.500.000
Fyringsolie - fuel (liter)	1.200.000	1.200.000	
Vedligeholdelse (kr.)	685.000	700.000	500.000
Emissioner og affald			
Processpildevand (m ³)	2.200	2.200	2.600
CO ₂ (ton)	4.300	4.200	4.400
SO ₂ (kg)	30.400	30.200	14.400
NO _x (kg)	11.700	11.400	12.100
CO (kg)	-200	-400	900
CH ₄ (kg)	-1.700	-2.200	-1.000
N ₂ O (kg)	0	0	100
NMVOG (kg)	-100	-200	0
NH ₃ (kg)	-500	-700	-300
Olie/kemikalieaffald - slam (kg)	2.300	2.300	1.400.000

Kilde: Tabel 9.3.1, 9.3.5 og 9.3.8

For at opnå disse slutprodukter skal der investeres i behandlingsanlæg samt anvendes arbejdskraft og forbruges en række forskellige råvarer. Genraffineringen til baseolie kræver det dyreste anlæg, mens anlægget til forbehandling af spildolien, inden den kan benyttes som støttebrændsel på Kommunekemi, er det billigste.

Det kræver en lidt større indsats af arbejdskraft at genraffinere til fuel- og baseolie end alene til fuelolie, mens der næsten ikke forbruges arbejdskraft i forbindelse med forbehandlingen af spildolien til støttebrændsel. Der er set bort fra al administration i forbindelse med indsamling af spildolie og distribution af olieprodukter, da denne må anses for at være nogenlunde den samme, uanset hvilken af behandlingsformerne der benyttes. Indsamlingen skal under alle omstændigheder administreres, og administrationen i forbindelse med afsættningen af genraffineret fuel- og baseolie svarer formentlig til administrationen ved afsætning af nye produkter.

Råvareforbruget omfatter for de to første alternativets vedkommende en række forskellige kemikalier, hvor forbruget er af nogenlunde samme størrelse i de to alternativer, hvilket også er tilfældet med forbruget af såvel el som fyringsolie. Der benyttes også lige meget vand i begge alternativer. Forbehandlingen af spildolien til støttebrændsel ses at være langt den mest el-krævende proces; men til gengæld anvendes der ingen fyringsolie. Vedligeholdelsesomkostningerne svinger fra ca. 700.000 kr. pr. år i baseoliealternativet til ca. 500.000 kr. i støttebrændselsalternativet.

De tre behandlingsformers miljøkonsekvenser omfatter processpildevand, emissioner af en række stoffer til luft samt olie/kemikalieaffald eller slam. Produktionen af spildevand er størst i støttebrændselsalternativet, der også producerer mest olie/kemikalieaffald. Dette skyldes, at genraffinerings- og oparbejdningsprocesserne i vid udstrækning fører til dannelsen af asfalt, hvori olie-/kemikalieaffaldet er bundet. Hvad angår udledningerne til luft, er disse nogenlunde ens i de tre alternativer - med undtagelse af udledningerne af svovldioxid, der er klart størst i de to første alternativer.

9.4 Velfærdsøkonomisk analyse

Hensigten med den velfærdsøkonomiske analyse er at vurdere, hvilken af de tre alternative måder at anvende spildolien på, der samlet set repræsenterer den største velfærdsgevinst for samfundet. Dette sker ved at beregne det velfærdsøkonomiske overskud for hver af de tre alternativer. Hertil benyttes beregningspriser, som knyttes til de i afsnit 9.3 beskrevne reale konsekvenser - i den udstrækning disse er opgjort i mængdemæssige enheder, jf. konsekvensskemaet i tabel 9.3.10.

Beregningspriserne på indenlandske varer og tjenester svarer enten til de i beregningspriser opgjorte fremstillingsomkostninger eller til varernes køberpriser eksklusive refunderbare afgifter, forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17 - jf. afsnit 3.3.11. De internationalt handlede varers beregningspriser fastsættes som varernes verdensmarkedspriser forhøjet med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,25. Er de reale konsekvenser på grund af datamangel opgjort i kroner, er det vigtigt, at værdien er opgjort i de priser, som virksomhederne rent faktisk skal betale for materialerne/varerne - dvs. køberpriserne eksklusive refunderbare afgifter. Disse værdier forhøjes efterfølgende med enten 1,17 eller 1,25.

Ingen af alternativerne antages at have konsekvenser for den samlede beskæftigelse i samfundet. Den benyttede arbejdskraft antages altså at blive trukket bort fra anden beskæftigelse. Beregningsprisen for arbejdskraft fastsættes derfor på grundlag af de gældende lønninger. Hvis projekterne havde haft konsekvenser for beskæftigelsen, skulle der som omtalt i afsnit 3.3.2 anvendes en lavere beregningspris - eventuelt en beregningspris på nul, hvis projekternes konsekvenser for arbejdskraftforbruget blev antaget at slå fuldt igennem i form af øget beskæftigelse.

I det følgende beregnes de forskellige behandlingsformers velfærdsøkonomiske omkostninger som summen af beregningsprisværdien af ressourceforbruget i forbindelse med anlæg og drift af behandlingsanlæggene. Projekternes velfærdsøkonomiske indtægter omfatter værdien af de sparede valutaudgifter til import af hhv. ny fuelolie, smørelolie og andet støttebrændsel.

Det har ikke været muligt at prissætte miljøkonsekvenserne af de forskellige måder at behandle spildolien på. De opgjorte velfærdsøkonomiske overskud vedrører derfor alene projekternes produktions- og ressourcemæssige konsekvenser. De opgjorte overskud må efterfølgende sammenholdes med miljøkonsekvenserne for at vurdere, om der er overensstemmelse mellem projekternes relative fordelagtighed med hensyn til hhv. de produktions- og ressourcemæssige konsekvenser og de miljømæssige konsekvenser.

9.4.1 Genraffinering til fuelolie

Forudsætningerne for og resultatet af såvel de velfærdsøkonomiske som de budgetøkonomiske beregninger for genraffinering til fuelolie er vist i tabel 9.4.1. Det er valgt at vise resultaterne af begge beregninger, fordi de velfærdsøkonomiske beregningspriser i de fleste tilfælde fastsættes med udgangspunkt i de budgetøkonomiske priser - jf. afsnit 3.3.

I første søjle er vist de reale konsekvenser, som er overført fra konsekvensskemaet tabel 9.3.10, og de er angivet i samme enheder som her. De to næste søjler viser hhv. den budgetøkonomiske pris og den velfærdsøkonomiske bereg-

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

ningspris, og de to sidste søjler viser resultatet af multiplikationen af de reale konsekvenser med de herfor gældende priser. Tabellen viser endelig det årlige budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske overskud, der ses at udgøre hhv. 1,6 mill. kr. og 3,5 mill. kr.

Tabel 9.4.1 Beregningen af det årlige budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske overskud ved genraffinering til fuelolie

	Reale konsekven- ser	Budget- økonomisk pris kr./enhed	Velfærds- økonomisk pris kr./enhed	Budget- økonomisk resultat kr.	Velfærds- økonomisk resultat kr.
Produktion					
Fuelolie (tons)	20.000	435	544	8.700.000	10.880.000
Kapitalapparat (kr.)					
Levetid 20 år	29.000.000			2.738.000	2.372.000
Arbejdskraft (personer)	7	250.000	292.500	1.750.000	2.048.000
Råvareforbrug					
Kemikalier					
- natronlud (kg)	270.000	1,08	1,35	292.000	365.000
- nalco EC30 (kg)	740	95,00	118,75	70.000	88.000
- neutralon (kg)	1.500	2,00	2,50	3.000	4.000
- salttabletter (kg)	13.000	1,86	2,33	24.000	30.000
- xylen (kg)	700	4,50	5,63	32.000	39.000
- toluen (kg)	24	57,20	71,50	1.000	2.000
- 2-propynol (kg)	24	57,60	72,00	1.000	2.000
Vand (liter)	8.000.000	0,01	0,01	80.000	80.000
El (kWh)	1.150.000	0,43	0,35	495.000	403.000
Fyringsolie (liter)	1.200.000	0,79	0,95	948.000	1.140.000
Vedligeholdelse (kr.)				685.000	801.000
Budget- og velfærdsøko- nomisk overskud				1.581.000	3.506.000

Beregningerne forudsætter, at der fastsættes beregningspriser for følgende konsekvenser:

- Produkterne
- Kapitalapparatet
- Arbejdskraft
- Råvarer (kemikalier, vand, el og fyringsolie)

Fastsættelsen af beregningspriserne er nærmere beskrevet i det følgende:

Produkterne

Den producerede olie erstatter importen af gasolie, og derfor fastsættes beregningsprisen som importprisen på denne olie på 435 kr. pr. ton - jf. Energistyrelsens energiprisstatistik - forhøjet med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,25. Som budgetøkonomisk pris benyttes importprisen, idet denne antages at afspejle prisen på den genraffinerede fuelolie af produktionsanlæg. Der ses således både ved fastsættelsen af beregningsprisen og den budgetøkonomiske pris bort fra indenlandske leveringsomkostninger og avancer. Disse antages at være de samme, uanset om der leveres ny eller genraffineret fuelolie til aftagerne.

Som restprodukt fra genraffineringen dannes en mængde asfalt, der kan afsættes som brændsel ved cementproduktion. Dansk Olie Genbrug har oplyst, at asfalten kan afsættes til en pris svarende leveringsomkostningerne. Det antages derfor, at der hverken er en budgetøkonomisk eller velfærdsøkonomisk gevinst herfra.

Kapitalapparatet

Det budget- og velfærdsøkonomiske overskud opgøres som et årligt overskud. Den årlige budgetøkonomiske omkostning beregnes derfor ved at multiplicere investeringsudgiften på 29 mill. kr. med annuitetsfaktoren 0,0944 for en 20-årig investering med en alternativ afkastrate på 7 pct. Den årlige omkostning kan herved beregnes til 2.738.000 kr.

Den tilsvarende årlige velfærdsøkonomiske kapitalomkostning beregnes ved først at multiplicere investeringsudgiften på 29 mill. kr. med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17, idet anlægget er indenlandsk produceret. Det fremkomne beløb på 33,9 mill. kr. multipliceres derefter med forrentningsfaktoren på kapital, der med en alternativ afkastrate på 7 pct., en kalkulationsrente på 3 pct. og en levetid for anlægget på 20 år, kan beregnes til 1,0416 - jf. den i afsnit 4.4 opstillede formel for forrentningsfaktoren. Resultatet, som bliver 35,3 mill. kr., er udtryk for den totale nutidsværdi af de forbrugsmuligheder, som investeringen alternativt kunne afkaste. For at beregne den årlige velfærdsøkonomiske omkostning multipliceres de 35,3 mill. kr. endelig med annuitetsfaktoren 0,0672 for en 20-årig investering med en kalkulationsrente på 3 pct. Den årlige velfærdsøkonomiske kapitalomkostning kan på denne måde opgøres til 2.372.000 kr.

Arbejdskraft

Beregningsprisen på arbejdskraft er fastsat som den budgetøkonomiske årsløn på 250.000 kr. - dvs. den gældende løn inkl. eventuelle arbejdsgiverbetalte pensionsindbetalinger, forsikringer etc. - forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor 1,17 - jf. afsnit 3.3.2.

Kemikalier

Kemikalierne beregningspriser er fastsat som de priser, virksomhederne betaler - ekskl. eventuelle refunderbare afgifter - forhøjet med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,25. Det antages altså, at kemikalierne er internationalt handlede. I så fald burde beregningsprisfastsættelsen reelt have taget udgangspunkt i verdensmarkedspriserne; men det har ikke været muligt at få oplyst disse. I stedet er altså benyttet de indenlandske priser, som også dækker eventuelle leveringsomkostninger og avancer.

Vand

Den budgetøkonomiske pris på vand er af virksomheden oplyst til 10 kr. pr. m³. Denne pris dækker både selve vandprisen og prisen for behandling af spildevandet, når dette sendes til det nærliggende rensningsanlæg. Beregningsprisen er fastsat ved at forhøje den budgetøkonomiske pris med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17.

En mere korrekt fremgangsmåde ville være at følge de i afsnit 3.3.6 opstillede principper - dvs. opgøre de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udvinde vandet og efterfølgende behandle spildevandet på rensningsanlægget. Det har imidlertid ikke i dette tilfælde været muligt at følge denne fremgangsmåde.

El

Beregningsprisen på el på 0,35 kr./kWh er beregnet som de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at producere el på et konventionelt kraftværk. Beregningen er vist i tabel 10.5.3 i afsnit 10.5.1. I forhold til denne beregning, der er gennemført i 1991-priser og med de daværende nettoafgiftsfaktorer, er investerings- og driftsomkostningerne forhøjet med knapt 23 pct. svarende til en årlig inflationsrate på 3 pct. i perioden 1991 - 1998. Som brændselspriser er benyttet de priser, der gjaldt i 1998 - jf. Energistyrelsens energiprisstatistik. Endelig er der i overensstemmelse med fastsættelsen af de øvrige beregningspriser i dette eksempel benyttet en generel nettoafgiftsfaktor på 1,17 og en nettoafgiftsfaktor på internationalt handlede goder på 1,25.

Den budgetøkonomiske elpris svarer til den gældende markedspris ekskl. afgifter, der refunderes.

Fyringsolie

Som beregningspris for fyringsolie af fuelkvalitet er benyttet importprisen for dette produkt på 435 kr. pr. m³ - jf. Energistyrelsens energiprisstatistik - forhøjet med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,25. Hertil er lagt indenlandske distributionsomkostninger på 350 kr. pr. m³ - jf. Energistyrelsens energiprisstatistik - forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17. Som budgetøkonomisk pris er benyttet summen af importprisen og de indenlandske distributionsomkostninger.

Vedligeholdelse

Vedligeholdelsesudgifterne antages hovedsageligt at omfatte løn og indenlandsk afsatte produkter, hvorfor den velfærdsøkonomiske beregningsprisværdi fastsættes ved at forhøje udgifterne med den generelle nettoafgiftsfaktor, 1,17.

9.4.2 Oparbejdning til baseolie og genraffinering til fuelolie

I tabel 9.4.2 er der gennemført budget- og velfærdsøkonomiske beregninger for oparbejdning og genraffinering af spildolien til hhv. baseolie og fuelolie. Beregningerne er gennemført efter fuldstændig samme retningslinier, som blev anvendt i forbindelse med beregningerne for fueloliealternativet i afsnit 9.4.1.

Tabel 9.4.2 Beregningen af det årlige budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske overskud ved oparbejdning og genraffinering af spildolie til hhv. baseolie og fuelolie

	Reale købskvæder	Budget- økonomisk pris kr./enhed	Velfærds- økonomisk pris kr./enhed	Budget- økonomisk resultat kr.	Velfærds- økonomisk resultat kr.
Produktion					
Fuelolie (tons)	12.000	435	544	5.220.000	6.528.000
Baseolie (tons)	8.000	1.600	2.000	12.800.000	16.000.000
Kapitalapparat (kr.)					
Levetid 20 år	36.000.000			3.398.000	2.950.000
Arbejdskraft (personer)					
	10	250.000	292.500	2.500.000	2.925.000
Råvareforbrug					
Kemikalier					
- natronlud (kg)	270.000	1,08	1,35	292.000	365.000
- nalco EC30 (kg)	740	95,00	118,75	70.000	88.000
- neutralon (kg)	0	2,00	2,50	0	0
- salttabletter (kg)	20.000	1,86	2,33	37.000	47.000
- xylol (kg)	700	4,50	5,63	3.000	4.000
- toluen (kg)	30	57,20	71,50	2.000	2.000
- 2-propynol (kg)	30	57,60	72,00	2.000	2.000
Vand (liter)	8.000.000	0,01	0,01	80.000	80.000
El (kWh)	1.150.000	0,43	0,35	495.000	403.000
Fyringsolie (liter)	1.200.000	0,79	0,95	948.000	1.140.000
Vedligeholdelse (kr.)				700.000	819.000
Budget- og velfærdsøkonomisk overskud				9.494.000	13.703.000

Det ses, at dette alternativ resulterer i et budgetøkonomisk og et velfærdsøkonomisk overskud på hhv. 9,5 mill. kr. og 13,7 mill. kr.

Der er anvendt de samme budgetøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser som i forbindelse med beregningen af overskuddene for genraffineret til fuelolie. Der har alene været behov for også at fastsætte en beregningspris for den genraffinerede baseolie.

Den producerede baseolie erstatter importen af smørelolie og derfor fastsættes beregningsprisen som importprisen på denne olie på 1.600 kr. pr. m³ forhøjet med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,25. Som budgetøkonomisk pris er benyttet importprisen, idet denne antages at afspejle prisen på den genraffinerede baseolie af produktionsanlæg. Der ses således både ved fastsættelsen af beregningsprisen og den budgetøkonomiske pris bort fra indenlandske leveringsomkostninger og avancer. Disse antages at være de samme, uanset om der leveres ny eller genraffineret smørelolie til aftagerne.

9.4.3 Anvendelsen af spildolien som støttebrændsel

Forudsætningerne for og resultatet af de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske beregninger for anvendelsen af den indsamlede spildolie som støttebrændsel på Kommunekemi er vist i tabel 9.4.3. Tabellen svarer indholdsmæssigt til tabel 9.4.1 og 9.4.2, og den skal derfor ikke kommenteres yderligere her. Det ses, at det årlige budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske overskud beløber sig til 3,9 mill. kr. og 6,4 mill. kr.

Tabel 9.4.3 Beregningen af det årlige budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske overskud ved anvendelse af den indsamlede spildolie som støttebrændsel på Kommunekemi

	Reale konsekvenser	Budget- økonomisk pris kr./enhed	Velfærds- økonomisk pris kr./enhed	Budget- økonomisk resultat kr.	Velfærds- økonomisk resultat kr.
Produktion					
Støttebrændsel (ton)	22.000	385	480	8.470.000	10.560.000
Kapitalapparat (kr.) Levetid 21 år	17.000.000			1.569.000	1.392.000
Arbejdskraft	2	250.000	292.500	500.000	585.000
Råvareforbrug					
El (kWh)	4.500.000	0,45	0,35	2.025.000	1.575.000
Vedligeholdelse (kr.)				500.000	585.000
Budget- og velfærdsøkonomisk overskud				3.876.000	6.423.000

Der er anvendt de samme budgetøkonomiske priser og velfærdsøkonomiske beregningspriser som i forbindelse med beregningen af overskuddene for genraffineret til fuelolie - jf. afsnit 9.4.1 og 9.4.2. Der har dog været behov for at fastsætte en særlig beregningspris for støttebrændslet.

Alternativet til at benytte den danske spildolie som støttebrændsel er at indkøbe spildolien i udlandet. Dette kan gøres til en pris på 385 kr. pr. ton. Prisen repræsenterer en valutaudgift, og derfor fastsættes den velfærdsøkonomiske beregningspris ved at forhøje importprisen med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder 1,25. Der er ligesom i tilfældet med den genraffinerede fuelolie set bort fra indenlandske distributionsomkostninger, der for fuelolies vedkommende beløber sig til ca. 145 kr. pr. ton.

9.4.4 Sammenfatning

Resultatet af den velfærdsøkonomiske analyse er sammenfattet i tabel 9.4.4. Det ses, at alle tre alternativer giver et velfærdsøkonomisk overskud. Oparbejdning og genraffineret til hhv. baseolie og fuelolie giver det største overskud, mens alternativet, hvor spildolien alene genraffineres til fuelolie, giver det mindste. Overskuddet i baseoliealternativet er dobbelt så stort som i støttebrændselsalternativet, mens overskuddet i dette sidste igen er dobbelt så stort som i fueloliealternativet.

Tabel 9.4.4 Det årlige velfærdsøkonomiske overskud og miljøkonsekvenserne ved tre alternative behandlingsformer for spildolie

	Genraffineret til fuelolie	Oparbejdning til baseolie og genraffineret til fuelolie	Støttebrændsel
Værdi af produktion (kr.)	10.880.000	22.528.000	10.560.000
Værdi af ressourceforbrug (kr.)	7.374.000	8.825.000	4.137.000
Velfærdsøkonomisk overskud (kr.)	3.506.000	13.703.000	6.423.000
Miljøkonsekvenser			
Spildevand (m ³)	2.200	2.200	2.600
CO ₂ (ton)	4.300	4.200	4.400
SO ₂ (kg)	30.400	30.200	14.400
NO _x (kg)	11.700	11.400	12.100
CO (kg)	-200	-400	900
CH ₄ (kg)	-1.700	-2.200	-1.000
N ₂ O (kg)	0	0	100
NMVOG (kg)	-100	-200	100
NH ₃ (kg)	-500	-600	-300
Olie/kemikalieaffald - slam (kg)	2.300	2.300	1.400.000

Hvad angår miljøeffekterne, er produktionen af spildevand størst i støttebrændselsalternativet, der også producerer mest olie/kemikalieaffald. Det må dog erindres, at dette affald for de to genraffineringsalternativers vedkommende er indkapslet i den producerede asfalt. Mølkøkonsekvenserne af at benytte asfalten som brændsel på cementfabrikker er ikke omfattet af analysen; men bør i givet fald sammenlignes med miljøkonsekvenserne af at bortskaffe det genererede olie/kemikalieaffald fra forbehandlingen til støttebrændsel. Hvad angår udledningerne til luft, er disse for de flestes vedkommende ret ens for alle tre alternativer - undtagelsen er udledningerne af SO₂, der er væsentligt større i fuelolie- og baseoliealternativerne.

9.5 Budgetøkonomisk analyse

Forudsætningerne for og resultaterne af de budgetøkonomiske analyser er omtalt i forbindelse med de velfærdsøkonomiske beregninger i afsnit 9.4. Resultaterne er sammenfattet i tabel 9.5.1. Det ses, at det budgetøkonomiske overskud, ligesom det var tilfældet med det velfærdsøkonomiske, er størst ved oparbejdning og genraffinering til hhv. baseolie og fuelolie, mens alternativet, hvor spildolien alene genraffineres til fuelolie giver det dårligste budgetøkonomiske resultat. Støttebrændselsalternativet ligger altså også i budgetøkonomisk henseende imellem de to andre alternativer.

Det er væsentligt at være opmærksom på, at de budgetøkonomiske resultater alene vedrører selve produktionsprocesserne. Indsamlingen og afvandingen af spildolien er som tidligere anført ikke omfattet af analysen, og det samme gælder distributionen af slutprodukterne. Endelig er der heller ikke indregnet nogen form for administrationsomkostninger i de angivne værdier for ressourceforbruget.

Tabel 9.5.1 *Det årlige budgetøkonomiske overskud ved tre alternative behandlingsformer for spildolie*

	Genraffinering til fuelolie	Oparbejdning til baseolie og genraffinering til fuelolie	Støttebrændsel
Værdi af produktion (kr.)	8.700.000	18.020.000	8.470.000
Værdi af ressourceforbrug (kr.)	7.119.000	8.526.000	4.594.000
Budgetøkonomisk overskud (kr.)	1.581.000	9.494.000	3.876.000

KAPITEL 10

Genanvendelse af støberiaffaldssand

I dette eksempel, der tidligere er publiceret i Miljøstyrelsen (1992) vurderes det, hvorvidt det fra et velfærdsøkonomisk synspunkt vil være hensigtsmæssigt at etablere et genanvendelses anlæg for støberiaffaldssand i Danmark. Eksemplet omfatter først en generel præsentation af genanvendelsesproblemstillingen og dernæst en analyse af et konkret genanvendelses anlæg.

Undersøgelsen blev i sin tid gennemført i 1991, og de beskrevne mængdemæssige konsekvenser og de anvendte priser afspejler derfor de på daværende tidspunkt gældende forhold. Dette er dog uden betydning for eksemplets illustrative værdi.

10.1 Genanvendelsesproblemstillingen generelt

Den velfærdsøkonomiske problemstilling vedrørende genanvendelse af råstoffer har såvel et teknologisk som et tidsmæssigt aspekt.

Det teknologiske aspekt vedrører:

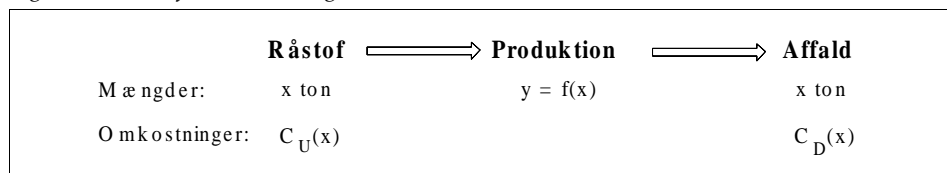
- Den reducerede anvendelse af produktionsfaktorer til udvinding af råstoffer og deponering af affald.
- Den øgede brug af produktionsfaktorer til genanvendelse.

Det tidsmæssige aspekt vedrører:

- Den langsommere udvinding og udtømning af det genanvendte råstof.
- Den langsommere opbygning af de affaldsmængder, hvori råstoffet indgår.

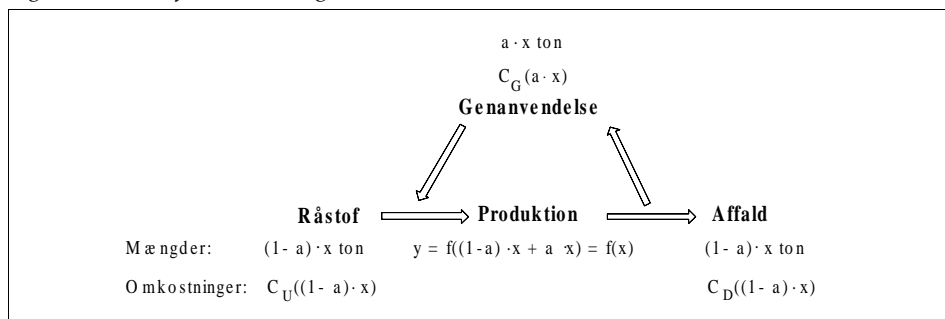
De to aspekter er anskueliggjort i figur 10.1 og figur 10.2.

Figur 10.1 Råstofkredsløb uden genanvendelse



Det fremgår af figur 10.1, at når råstoffet ikke genanvendes, kan den årlige produktion $y = f(x)$ kun opretholdes, hvis der hvert år udvindes x ton råstof med omkostninger svarende til $C_U(x)$. Da råstoffet ikke genanvendes, vil x ton ligeledes hvert år skulle deponeres på en losseplads med omkostninger svarende til $C_D(x)$.

Figur 10.2 Råstofkredsløb med genanvendelse



I figur 10.2 anskueliggøres situationen, hvor en andel på $a \cdot x$ ton af det årligt forbrugte råstof genanvendes. Dette koster årligt $C_G(a \cdot x)$. Herved bliver det for at opretholde den årlige produktion $y = f(x)$ kun nødvendigt årligt at udvinde og deponere $(1-a) \cdot x$ ton til omkostninger på hhv. $C_U((1-a) \cdot x)$ og $C_D((1-a) \cdot x)$.

Den velfærdsøkonomiske problemstilling i relation til genanvendelse af råstoffer kan herefter formuleres på følgende måde:

Kan gevinsterne ved at genanvende råstofferne i form af lavere årlige udvindings- og deponeringsomkostninger samt langsommere udtømmning af råstofbeholdningerne og opbygning af lossepladskapaciteten opveje omkostningerne ved genanvendelse?

Den velfærdsøkonomiske gevinst ved genanvendelse af råstoffer omfatter således tre elementer:

- Velfærdsøkonomisk gevinst ved at benytte genanvendelsesteknologi i stedet for udvindingsteknologi
- Velfærdsøkonomisk gevinst ved langsommere udvinding af råstoffet
- Velfærdsøkonomisk gevinst ved at lossepladsudbygningen sker i en langsommere takt.

Den velfærdsøkonomiske gevinst ved at benytte genanvendelsesteknologi i stedet for udvindingsteknologi kan år for år opgøres som forskellen mellem det sparede ressourceforbrug til udvinding og deponering af hhv. råstof og råstofaffald og ressourceforbruget ved genanvendelse. Ressourceforbruget omfatter brugen af kapital, arbejdskraft, energi og andre produktionsgoder. Værdien af ressourceforbruget - omkostningerne - afhænger selvsagt af priserne på de pågældende ressourcer - jf. afsnit 10.4.

Den velfærdsøkonomiske gevinst ved langsommere udvinding af råstoffet kommer til udtryk ved, at der til ethvert tidspunkt er større råstofbeholdninger til rådighed, end der ellers ville have været. Værdien af denne større beholdning afhænger af den forventede prisudvikling på råstoffet samt af kalkulationsrenten. Dette skyldes, at den langsommere udvinding af råstofressourcen i lighed med andet udskudt forbrug kan opfattes som en investering - om værdisætningen af råstoffer jf. i øvrigt afsnit 3.3.5.

Den velfærdsøkonomiske gevinst, ved at lossepladsudbygningen sker i en langsommere takt, er både af ressourcemæssig og af miljømæssig karakter. Inden for en given tidsperiode skal der afsættes færre arealer, mindre kapital og arbejdskraft samt færre produktionsgoder i øvrigt til deponeringsformål. Faren for miljøskader i form af fx nedsivning nedsættes tilsvarende. Den ressourcemæssige gevinst afhænger af priserne på de sparede ressourcer - herunder af arealernes værdi i alternativ anvendelse - mens den miljømæssige gevinst afhænger af miljøskadernes betydning for produktions- og forbrugsmulighederne samt eventuelt af omkostningerne ved at afhjælpe miljøskaderne - jf. afsnit 3.4.

Den samlede velfærdsøkonomiske overskud W ved at genanvende råstoffet opgøres som summen af de tre omtalte gevinstelementer - dvs.

$$W = (\text{sparede udvind.omk.}) + (\text{sparede depon.omk.}) - (\text{omk. ved genanvend.}) \\ + (\text{værdi af sparet råstof}) + (\text{miljøgevinst ved reduceret råstofaffald})$$

$$W = \sum_{t=0}^T \frac{(C_U(x) - C_U((1-a) \cdot x)) + (C_D(x) - C_D(1-a) \cdot x) - C_G(a \cdot x)}{(1+r)^t} \\ + \frac{V_R(X-T \cdot (1-a) \cdot x) - V_R(X-T \cdot x)}{(1+r)^T} + \frac{V_M(T \cdot (1-a) \cdot x) - V_M(T \cdot x)}{(1+r)^T}$$

hvor

t = år t

T = den valgte tidshorisont

x = den årligt anvendte mængde råstof i produktionen

X = råstofbeholdningen i år 0

a = andel af det årlige råstofforbrug der genanvendes

C_U = udvindingsomkostningerne

C_D = deponeringsomkostningerne

C_G = genanvendelsesomkostningerne

V_R = værdi på tidspunkt T af resterende råstofbeholdning

V_M = værdi af miljø - V_M vokser, når mængden af råstofaffald reduceres

r = kalkulationsrenten

Den opstillede kalkule for den velfærdsøkonomiske gevinst ved at genanvende råstoffer bliver benyttet som metodisk udgangspunkt for det konkrete projekt vedrørende genanvendelse af støberiaffaldssand.

10.2 Problemformulering - beskrivelse af det betragtede genanvendelses-scenarie

Hensigten med problemformuleringen er at gøre rede for, hvilket problem der ønskes løst, eller hvilken målsætning der ønskes opfyldt. Endvidere beskrives de betragtede løsningsmuligheder, og der argumenteres for, at netop disse betragtes.

10.2.1 Problemstillingen

Der kasseres årligt ca. 80.000 ton affaldssand på de danske støberier. Dette deponeres i øjeblikket på en række af landets lossepladser.

Det er inden for de seneste år blevet muligt at rense affaldssandet på et mekanisk-termisk regenereringsanlæg, hvorved det kan genanvendes som støbesand med stort set samme kvalitet som nyudvundet kvartssand. Regenereringsanlæg benyttes i både Tyskland og Østrig, og i 1988 - 1989 har et forsøgsanlæg været afprøvet i Danmark - jf. Rudolf Crepaz: "Genanvendelse af støberiaffaldssand", Teknologisk Institut 1989. Denne undersøgelse konkluderede:

- Det er teknisk muligt at regenerere kasseret støbesand fra flere støberier på et centralt anlæg.
- Det er teknisk muligt at genanvende det regenererede sand ved alle bindesystemer. Ved enkelte bindesystemer er der dog behov for en tilpasning ved anvendelse af regenereret sand.

Problemstillingen er herefter, om det er hhv. budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk fordelagtigt at opføre et centralt beliggende regenereringsanlæg i Danmark. Det undersøges således konkret:

Er det hhv. budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk fordelagtigt årligt at regenerere 60.000 tons støberiaffaldssand på et centralt beliggende regenereringsanlæg, hvorved den årligt deponerede mængde affaldssand falder med ca. 45.000 tons og en tilsvarende produktion af kvartssand erstattes?

Svaret på denne problemstilling afhænger af følgende forhold - jf. afsnit 10.1:

- Den valgte teknologi
- Anlæggets og støberiernes geografiske placering - transportomfanget
- Deponeringsomkostningerne
- Værdien af det sparede råstof - uudvundet kvartssand

10.2.2 Genanvendelsesscenariet – den betragtede løsningsmulighed

Den opstillede problemstilling analyseres ved, at der opstilles et genanvendelsesscenarie, som reelt omfatter to alternative teknologier for fremstilling og bortskaffelse af støbesand – hhv. et regenereringsanlæg og et kvartssandsproduktionsanlæg, der bliver erstattet af regenereringsanlægget. Til de to teknologier er der på den ene side knyttet hvert sit geografiske scenarie og på den anden side hvert sit deponeringsscenarie. Anvendelsen af regenereringsanlægget giver anledning til et geografisk bestemt transportomfang, som erstatter det til produktionsanlægget knyttede omfang, og tilsvarende med deponeringen af affaldsprodukterne.

Teknologi

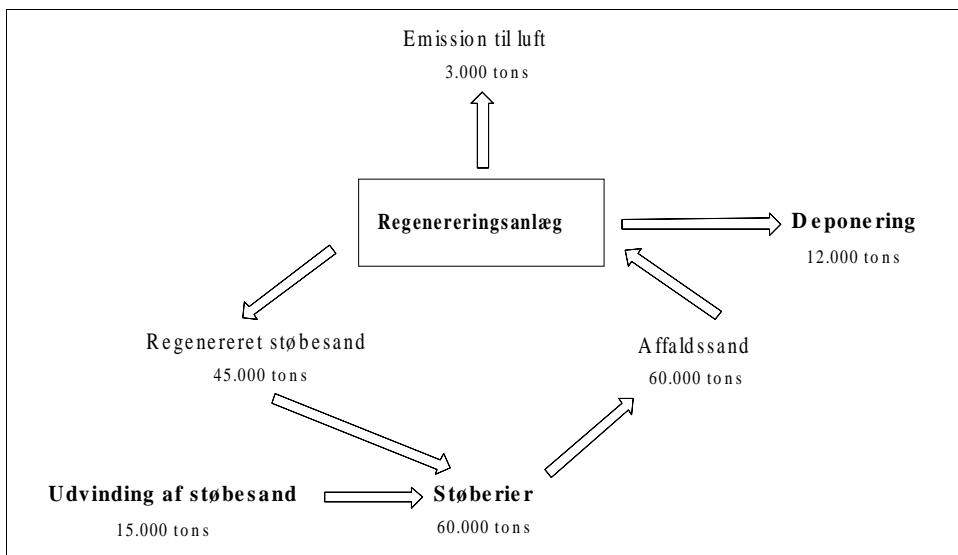
Det betragtede regenereringsanlæg er et mekanisk-termisk anlæg af fabrikatet KGT Giesseriertechnik GmbH. Dets kapacitet er 15 tons affaldssand i timen, hvilket med en årlig driftstid på 4.000 timer svarer til en årlig kapacitet på 60.000 tons. Med denne kapacitet genereres årligt 45.000 tons rensat støbesand – dvs. der sker ikke en fuldstændig regenerering af affaldssandet. I forbindelse med regenereringen forbrændes der således materiale svarende til 3.000 tons affaldssand med emission af en række stoffer til følge – primært CO₂. De resterende 12.000 tons deponeres på en losseplads. Anlæggets ressourceforbrug omtales i forbindelse med konsekvensbeskrivelsen i afsnit 10.3. Dette konkrete regenereringsanlæg er valgt fordi det inden for det begrænsede udbud af sådanne anlæg anses for at repræsentere den teknologisk bedste løsning under danske forhold.

Det betragtede kvartssandsproduktionsanlæg, som regenereringsanlægget erstatter, består af en gravemaskine og et sandopberednings- og tørreanlæg af fabrikatet Schauenburg GmbH. Dets kapacitet er 20 tons sand i timen, hvilket med en årlig driftstid på 2.250 timer svarer til en årlig kapacitet på 45.000 tons kvartssand. Anlæggets ressourceforbrug omtales i forbindelse med konsekvensbeskrivelsen i afsnit 10.3.

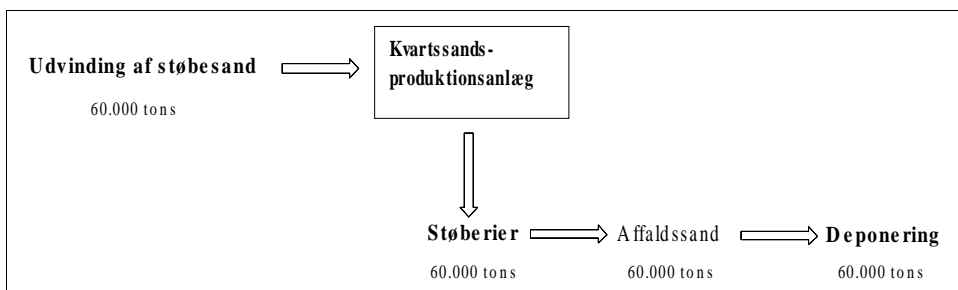
Med det valgte kvartssandsproduktionsanlæg vil der reelt inden for den forudsatte driftstid kun kunne produceres støbesand svarende til halvdelen af de 45.000 tons. Dette skyldes, at den anden halvdel af det udvundne kvartssand vil have for stor kornstørrelse, til at det kan anvendes som støbesand. Det er derfor implicit forudsat, at der benyttes to af de angivne produktionsanlæg til at udvinde 90.000 tons kvartssand. Det hermed forbundne ressourceforbrug er derefter fordelt med den ene halvdel til støbesandsproduktion og den anden halvdel til produktion af andet kvartssand.

Stofstrømmene i forbindelse med de to teknologier er anskueliggjort i figur 10.2.1 og 10.2.2. Det ses, at regenereringsløsningen indebærer, at den årlige udvinding af støbesand kan nedsættes med 45.000 tons og at deponeringsbehovet reduceres med 48.000 tons.

Figur 10.2.1 Regenereringsanlægget



Figur 10.2.2 Kvartssandsproduktionsanlægget



Geografi

Den økonomiske analyse gennemføres på baggrund af det i tabel 10.2.1 angivne geografiske scenarie, hvor støberiernes afstand fra regenereringsanlægget og de afhentede mængder affaldssand er angivet. Scenariet er udformet således, at det i vid udstrækning afspejler de faktiske forhold i Danmark.

Det ses, at de 60.000 tons affaldssand antages at kunne afhentes fra i alt 16 støberier, der er beliggende i en afstand af 20 - 220 km fra regenereringsanlægget. Hovedparten af sandet - 45.000 tons - kan afhentes inden for 100 km fra anlægget.

Tabel 10.2.1 Geografisk scenarie for genanvendelse af støberiaffaldssand

Km fra anlæg	Antal støberier	Tons affaldssand
20 - 40	1	1.600
41 - 60	1	4.000
61 - 80	4	29.400
81-100	3	10.500
101-130	2	2.600
131-160	1	2.500
161-190	3	5.300
191-220	1	4.100

Deponering

Ved regenerering af 60.000 tons støberiaffaldssand reduceres den årligt deponerede mængde affaldssand fra disse 60.000 tons til 12.000 tons.

Deponeringen af affaldssandet antages at finde sted på den nærmeste losseplads i forhold til de enkelte støberier og regenereringsanlægget. Lossepladserne antages endvidere i gennemsnit at være beliggende 10 km fra støberierne og anlægget.

Lossepladserne antages endelig, at være anlagt og drevet på en sådan måde, at de lever op til miljømyndighedernes gældende krav til affaldsdeponering. Risikoen for nedsivning og dermed forurening af grundvandet er dermed reduceret til et acceptabelt niveau. Dette sker gennem anlæg af de fornødne pumpestationer og brønde samt gennem passende afdækning af det deponerede materiale.

Der antages at være ledig lossepladskapacitet, således at deponering af affaldssandet udgør en reel alternativ mulighed til regenerering. En fremtidig mangel på egnede deponeringsarealer kan selvsagt reducere denne mulighed og dermed delvis overflødigøre de økonomiske analyser.

Ressourceforbruget ved anlæg og drift af lossepladserne er omtalt i forbindelse med den velfærdsøkonomiske kalkule i afsnit 10.5. Det kørte antal km og tidsforbruget ved transport af affaldssandet til deponering omtales i forbindelse med konsekvensbeskrivelsen i afsnit 10.3.

10.3 De reale konsekvenser ved at etablere et anlæg til regenerering af støberiaffaldssand

De reale konsekvenser omfatter det betragtede projekts konsekvenser for den samlede produktion og ressourceforbruget i samfundet samt miljøkonsekvenserne. Konsekvenserne opgøres så vidt muligt i mængdemæssige enheder i modsætning til værdier - deraf udtrykket reale konsekvenser. Konsekvensbeskrivelsen omfatter en redegørelse for forudsætningerne for de opgjorte konsekvenser samt en opstilling af disse i et konsekvensskema.

10.3.1 Forudsætninger

Konsekvenserne opgøres under en række forudsætninger vedrørende:

- Hvilket alternativprojekt konsekvenserne opgøres i forhold til - dvs. den såkaldte "nulsituation"
- Den valgte tidshorizont
- Den samfundsøkonomiske baggrund

Nulsituationen

Regenereringsanlæggets produktion af rensed affaldssand antages at erstatte en hidtidig produktion af nyt støbesand og deponering af affaldssand. Hermed forudsættes det, at efterspørgslen efter støbesand forbliver uændret. "Nulsituationen" er således en situation, hvor der fortsættes som hidtil.

De økonomiske analyser kan derfor gennemføres på grundlag af en konsekvensbeskrivelse, der alene omfatter ressourceforbruget i forbindelse med de alternative teknologier - produktion af nyt støbesand over for regenerering af støberiaffaldssand. Ved at basere analysen på samtlige konsekvenser - herunder også investeringsudgifterne - ses der bort fra, at der allerede er investeret i et kvartssandsproduktionsanlæg. Dette skyldes, at formålet med de økonomiske analyser på den ene side er at finde frem til, hvilken teknologi det fra et velfærdsøkonomisk synspunkt vil være mest hensigtsmæssig at anvende ved produktionen af kvartssand, og på den anden side belyse de budgetøkonomiske incitamentter til at benytte de to teknologier.

Der er imidlertid ikke tvivl om, at det på kort sigt vil være mest hensigtsmæssigt at benytte det eksisterende kvartssandsproduktionsanlæg, indtil anlægget er økonomisk afskrevet. Hvor lang tid dette tager, kan afgøres gennem en analyse af det optimale udskiftningstidspunkt. En sådan analyse falder dog uden for rammerne af indeværende undersøgelse.

Den valgte tidshorisont

Konsekvensopgørelsen sker inden for en periode på 10 år. Denne periode antages at svare til de alternative teknologiers fysiske levetid. Det antages, at de alternative anlæg opføres i år 0 og derefter er i drift fra år 1 til år 10.

Den samfundsøkonomiske baggrund

Det antages som udgangspunkt, at det samlede produktionsomfang og ressourcetilforbrug i samfundet er givet, og at projektet hverken har betydning herfor eller for de relative priser på varer, tjenester og produktionsfaktorer - projektets konsekvenser antages således at være marginale i forhold til "nulsituationen".

Disse antagelser indebærer at merforbrug af kapital(apparat) og arbejdskraft antages at blive trukket bort fra alternativ anvendelse, mens et mindre forbrug af disse ressourcer forudsættes at finde alternativ produktiv anvendelse. Det sparede råstofforbrug i forbindelse med genanvendelsen af affaldssandet - reduceret kvartssandsudvinding - antages dog at forblive uforbrugt inden for den betragtede tidshorisont.

Energiforbruget i samfundet antages at variere med den benyttede teknologi. Det antages således, at en eventuel energibesparelse (merforbrug) giver anledning til mindreproduktion/import (merproduktion/import) af energi

Antagelserne om ressourcudnyttelsen har betydning for, hvilke beregningspriser der benyttes i den velfærdsøkonomiske kalkule - jf. afsnit 3.2 og 3.3. Beregningsprisindestillingen i tilknytning til det aktuelle projekt omtales i forbindelse med den velfærdsøkonomiske kalkule i afsnit 10.5.

10.3.2 Konsekvensskemaet

I tabel 10.3.1 er der opstillet et konsekvensskema, som viser samtlige reale konsekvenser forbundet med at producere 45.000 tons støbesand om året ved hhv. produktion af støbesand og regenerering af affaldssand. Konsekvenserne er opgjort på grundlag af de i afsnit 10.3.1 angivne forudsætninger.

Konsekvensskemaet angiver de årlige konsekvenser i løbet af den anlagte tidshorisont år 1 - 10, idet investeringsudgiften dog antages at blive afholdt i år 0.

Produktions- og ressourcemæssige konsekvenser

Produktionen af støbesand er på begge anlæg 45.000 tons årligt. Sandets kvalitet svarer i begge tilfælde til høj kvalitet Dansk Kvartssand.

Driftstiden for kvartssandsproduktionsanlægget er 2.250 timer om året, idet anlæggets kapacitet er 20 tons kvartssand i timen. Driftstiden for regenereringsanlægget, hvis kapacitet er 15 tons affaldssand i timen, er 4.000 timer.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 10.3.1 Konsekvensskema for årlig produktion af 45.000 tons støbesand ved hhv. produktion af kvartssand og regenerering af affaldssand.

	Kvartssands- produktionsanlæg	Regenererings- anlæg
Driftstid (timer)	2.250	4.000
Investeringsudgift (kr.)	11.710.000	42.000.000
• import	6.500.000	30.000.000
• indenlandsk produktion	5.210.000	12.000.000
Forbrug af uudvundet kvartssand (tons)	45.000	
Forbrug af affaldssand (tons)		60.000
Forbrug af arbejdskraft (personer)	3	5
Energiforbrug		
• el (kWh)	337.500	3.300.000
• dieselolie (liter)	40.000	
• naturgas (kubikmeter)	225.000	1.290.000
• trykluft (kubikmeter)		4.800.000
Vedligeholdelse (kr.)	225.000	2.000.000
Transport af affaldssand (kr.)		2.400.000
Forbehandlingsudstyr		
• investering (kr.)		6.160.000
• el (kWh)		60.000
• vedligeholdelse (kr.)		33.000
Deponering (ton)		
• 130 kr./ ton	33.000	
• 180 kr./ton	4.000	
• 220 kr./ ton	7.400	12.000
• 260 kr./ton	8.000	
• 280 kr./ton	3.500	
• 350 kr./ton	4.100	
Transport til deponering (kr.)	1.200.000	240.000

Anm: Konsekvenserne er opgjort for hvert år i perioden år 1 - 10. Investeringsudgifterne afholdes dog i år 0. De angivne beløb er i 1991-prisniveau, og de er opgjort ekskl. moms og andre re-funderbare afgifter.

Investeringsudgiften til kvartssandsproduktionsanlægget og regenereringsanlægget er hhv. 11,7 mill. kr. og 42,0 mill. kr. i 1991-prisniveau ekskl. moms og andre afgifter. Udgifterne omfatter i begge tilfælde foruden de teknologispecifikke maskiner også anlæg, montage, fragt og to siloer med kopelevator og transportbånd. Udgiften til produktionsanlægget inkluderer en reetableringsgaranti på 500.000 kr. Grusgravarealet forudsættes at kunne reetableres for dette beløb på en sådan måde, at udvindingen ikke får negative miljø-/naturmæssige konsekvenser.

Investeringsudgiften omfatter udgifter til såvel importerede maskiner som indenlandske produkter og produktionsfaktorer. Anskaffelsen af kvartssandsproduktionsanlægget er forbundet med importudgifter på 6,5 mill. kr. og udgifter til indenlandske produkter og produktionsfaktorer på 5,2 mill. kr. De tilsvarende investeringsudgifter til regenereringsanlægget er hhv. 30 mill. kr. og 12 mill.kr. Importandelen er således væsentlig større for regenereringsanlægget.

Forbruget af uudvundet kvartssand på 45.000 ton om året vedrører selvsagt kun kvartssandsproduktionsanlægget. Forbruget af affaldssand på 60.000 ton om året vedrører tilsvarende kun regenereringsanlægget.

Forbruget af arbejdskraft er ved kvartssandsproduktionsanlægget 3 personer om året. Ved regenereringsanlægget er der p.g.a. den længere driftstid beskæftiget 5 personer om året.

Energiforbruget er på kvartssandsproduktionsanlægget 337.500 kWh el, 40.000 liter diesellole og 225.000 kubikmeter naturgas om året. Det tilsvarende energiforbrug på regenereringsanlægget er 3.300.000 kWh el, 1.290.000 kubikmeter naturgas og 4.800.000 kubikmeter trykluft.

Vedligeholdelsesudgifterne beløber sig årligt til hhv. 225.000 kr. og 2.000.000 kr. på kvartssandsproduktionsanlægget og regenereringsanlægget. Beløbene er angivet i 1991-prisniveau og er opgjort ekskl. moms og andre afgifter.

Transporten af affaldssand vedrører alene regenereringsanlægget. De transporterede mængder og transportafstandene blev beskrevet i forbindelse med det i afsnit 10.2.2 opstillede geografiske scenarie. Det antages, at affaldssandet afhentes i forbindelse med levering af nyt støbesand - dvs. at forbrugeren af affaldssand også er leverandør af støbesand. Endvidere antages det, at der fra denne leverandør mindst leveres støbesand til det enkelte støberi i en mængde svarende til den afhentede mængde affaldssand. Endelig antages, at lastbilerne i stedet for at køre tilbage til leverandøren med affaldssand ville være kørt tomme tilbage - det vil sige der er ikke mulighed for alternativ produktiv anvendelse. Ressourceforbruget ved kørsel med tom eller lastet lastbil er stort set det samme. Det eneste ekstra ressourceforbrug i forbindelse med transport af

affaldssand bliver herefter tidsforbruget ved at laste, losse og rengøre lastbilen for affaldssand. De hermed forbundne omkostninger udgør 40 kr./ton - primært til dækning af de alternative indtjeningsmuligheder, som mistes på grund af tidsforbruget - jf. forudsætningen i afsnit 10.3.1 om at det samlede produktionsomfang i samfundet forbliver uændret.

De samlede årlige omkostninger ved transport af affaldssand bliver herefter $60.000 \text{ tons} \cdot 40 \text{ kr./ton} = 2.400.000 \text{ kr.}$ Beløbet er angivet i 1991-prisniveau og er opgjort ekskl. moms og andre afgifter.

Forbehandlingsudstyret vedrører også kun regenereringsanlægget. Inden affaldssandet transporteres til regenerering, skal det forbehandles på det enkelte støberi. På visse støberier findes der allerede i dag forbehandlingsanlæg til brug ved særlige produktionsprocesser. Der skal derfor kun indkøbes forbehandlingsanlæg til 11 af de 16 støberier. Disse koster 560.000 kr. pr. anlæg, hvortil kommer årlige vedligeholdelsesudgifter på 3.000 kr. beløbene er angivet i 1991-prisniveau ekskl. moms og andre afgifter. Ved alle 16 støberier indebærer forbehandlingen et øget elforbrug på 1 kWh pr. ton. Udgifterne for de 11 anlæg bliver derfor som angivet i skemaet 6.160.000 kr. og 33.000 kr. til hhv. investeringer og årlig vedligeholdelse. Hertil kommer et årligt elforbrug på 60.000 kWh på de 16 støberier.

Deponering omfatter i tilknytning til kvartssandsproduktionsanlægget 60.000 tons affaldssand om året. I tilknytning til regenereringsanlægget er den årligt deponerede mængde kun 12.000 tons. De hermed forbundne udgifter er imidlertid ikke ens overalt i landet. Derfor er den samlede affaldsmængde fordelt på en række udgiftskategorier. Udgifter og mængder er i overensstemmelse med det opstillede geografiske scenarie og afspejler i vid udstrækning forholdene i Danmark. Udgifterne er angivet i 1991-priser og er ekskl. moms, men inkl. statsafgiften på 130 kr. pr. ton.

Transport til deponering omfatter kørsel med 60.000 tons affaldssand fra støberierne og 12.000 tons fra regenereringsanlægget til en pris på 20 kr./ton. Ligesom ved transport af affaldssand antages det samlede transportomfang i samfundet at forblive uændret. Den angivne pris svarer derfor til de mistede alternative indtjeningsmuligheder.

De samlede omkostninger ved transport til deponering bliver herefter som angivet i konsekvenskemaet hhv. $60.000 \text{ tons} \cdot 20 \text{ kr./ton} = 1.200.000 \text{ kr.}$ for kvartssandsproduktionsanlægget og $12.000 \text{ tons} \cdot 20 \text{ kr./ton} = 240.000 \text{ kr.}$ for regenereringsanlægget.

Miljømæssige konsekvenser

Det har ikke været muligt at kvantificere emissionerne i forbindelse med hhv. regenereringen og deponeringen af støberiaffaldssandet. De er derfor ikke om-

fattet af konsekvensskemaet. Emissionerne opstår både i forbindelse med produktionsprocessen, i forbindelse med anlæggenes energiforbrug og i forbindelse med det nødvendige transportarbejde.

Såvel regenerering som deponering af støberiaffaldssand medfører emission af forurenende stoffer. De betydelige emissioner hidrører fra tilsætningsstoffer såsom bindemidler og kulmel, der anvendes for at opnå de ønskede støbetekniske egenskaber. Nedbrydningsprodukter og ureagerede bindemidler er de vigtigste forurenende komponenter fra tilsætningsstofferne. Hertil kommer mindre mængder tungmetaller, som under støbeprocessen migrerer til støbesandet.

PAH (polyaromatiske kulbrinter) er de væsentligste forureningskomponenter i kasseret støbesand. De udgør i følge udenlandske undersøgelser 0 til 300 ppm. Ved regenerering af støbesandet nedbrydes PAH ved forbrænding til ubetydelige mængder. Ved deponering vil der ske en udvaskning af PAH, som medfører relativt høje koncentrationer i perkolatet.

Fenoler er en anden betydelig forureningskomponent, som hidrører fra ureageret bindemiddel. Ved regenereringen af affaldssandet nedbrydes en betydelig del af fenolindholdet gennem forbrænding, og en yderligere reduktion kan om nødvendigt opnås ved efterforbrænding af røggasserne, således at emissionen af fenol bliver ubetydelig. Ved deponering kan der opnås en delvis nedbrydning af fenolindholdet. Der foreligger dog ikke konkrete erfaringer herom, og indholdet af fenoler i perkolat fra deponeret støberiaffaldssand er vanskeligt at bestemme.

Tungmetaller forekommer i mindre mængder i støberiaffaldssand. Emissionerne af metaller herfra må antages at være uafhængige af, om affaldssandet genanvendes. Sker dette, vil der blot ske en akkumulering af tungmetallerne, således at koncentrationerne i restaffaldsmængderne fra regenereringen bliver tilsvarende større.

Regenereringsprocessen kræver et væsentligt højere energiforbrug end udvinding og deponering. Derfor vil de energirelaterede emissioner herfra - CO₂, SO₂ og NO_x - også være større end fra kvartssandsproduktionsanlægget.

Endelig er det forudsat - jf. ovenfor - at det samlede transportomfang i samfundet ikke berøres af de to projekter, hvorfor der kan ses bort fra de transportrelaterede emissioner.

Det er heller ikke muligt at kvantificere de øvrige miljøkonsekvenser. Udvinningen af kvartssand kan imidlertid have negative konsekvenser for landskabet og naturen i det pågældende område. Det samme gælder etableringen af lossepladser til bl.a. deponering af støberiaffaldssand. Endelig vil der, selvom losse-

pladserne etableres i overensstemmelse med miljømyndighedernes krav, være en om end meget begrænset risiko for nedsvivning af skadelige stoffer til grundvandet.

Teknisk efficiens

Af konsekvensskemaet ses, at ingen af de to teknologier er teknisk efficient i forhold til den anden - dvs., at ingen af de to teknologier generelt anvender færre ressourcer end den anden til fremstilling af de 45.000 ton støbesand eller er forbundet med færre negative miljøkonsekvenser.

Regenereringsanlægget og forbehandlingsanlæggene giver anledning til væsentligt større investeringsudgifter end kvartssandsproduktionsanlægget - hhv. 48 mill.kr. og 11 mill.kr. Til gengæld spares der ved regenerering i alt 450.000 ton uudvundet kvartssand over 10 år, og der skal ikke skaffes deponeringsplads til og transporteres 48.000 ton affaldssand om året.

Med hensyn til driften af anlæggene er regenereringsanlægget også det dyreste. Det skal være i drift 4.000 timer om året mod produktionsanlæggets 2.250 timer. Dermed kræver det også forholdsvis større arbejdskraftforbrug. Udgifterne til vedligeholdelse af regenereringsanlægget er næsten 10 gange større end udgifterne til vedligeholdelse af produktionsanlægget, og endelig er regenereringsanlæggets energiforbrug 5 - 10 gange større end produktionsanlæggets.

Med hensyn til emission af skadelige stoffer til luft og jord har det ikke været muligt at afgøre om regenerering eller udvinding og deponering må foretrækkes. Derimod er det klart, at udvinding af kvartssand og deponering af støberi-affaldssand belaster landskabet og naturen i de pågældende områder, ligesom deponeringen er forbundet med risiko for forurening af grundvandet.

10.4 Den budgetøkonomiske kalkule

Den budgetøkonomiske kalkule gennemføres med udgangspunkt i det opstillede konsekvensskema ved brug af de for virksomhederne relevante priser - dvs. de gældende markedspriser fratrukket moms og andre refunderbare afgifter, jf. afsnit 6.1. Beregningerne omfatter også eventuelle subsidier, som tilfalder virksomhederne.

Derimod omfatter de budgetøkonomiske beregninger ikke skatte- og afskrivningsmæssige forhold. Disse anses for så virksomhedsspecifikke, at der ikke på tilfredsstillende vis kan tages højde herfor i forbindelse med mere generelle beregninger.

De gennemførte beregninger angiver derfor ikke, om det konkret for den specifikke ejer af regenereringsanlægget og for det enkelte støberi kan betale sig at deltage i en regenereringsordning. Beregningerne kan imidlertid mere generelt

indikere, om "der er budgetøkonomi" i at genanvende støberiaffaldssand. De kan også danne grundlag for at vurdere, hvilke pris- og omkostningsmæssige forhold der skal være opfyldt, for at såvel ejeren af regenereringsanlægget som støberierne skal finde det økonomisk fordelagtigt at lade affaldssand regenerere.

Den budgetøkonomiske kalkule omfatter:

- Prisforudsætninger
- Produktionsanlæggenes økonomi
- Støberiernes økonomi
- Den samlede budgetøkonomi i genanvendelse af støberiaffaldssand

10.4.1 Prisforudsætninger

Generelle prisforudsætninger

De generelle prisforudsætninger for den budgetøkonomiske kalkule er sammenfattet i tabel 10.4.1 - alle priser er i 1991-prisniveau og ekskl. moms og andre refunderbare afgifter.

Tabel 10.4.1 Prisforudsætninger for den budgetøkonomiske kalkule - 1991-prisniveau ekskl. moms og andre refunderbare afgifter

Støbesand	120 kr./ton ab værk
Uudvundet kvartssand	(se nedenfor)
Råstofafgift	5 kr./ton
Arbejdskraft (årsløn)	235.000 kr./person
Energi	
• el	0,40 kr./kWh
• dieselolie	1,40 kr./liter
• naturgas	1,05 kr./kubikmeter
• trykluft	0,10 kr./kubikmeter
Transport af affaldssand til regenerering	40 kr./ton
Transport af affaldssand til deponering	20 kr./ton
Deponering af affaldssand fra støberier	
• 33.000 ton	130 kr./ton
• 4.000 ton	180 kr./ton
• 7.400 ton	220 kr./ton
• 8.000 ton	260 kr./ton
• 3.500 ton	280 kr./ton
• 4.100 ton	350 kr./ton
Deponering af affaldssand fra regenerering	220 kr./ton.
Kalkulationsrente	7 pct. p.a.

Støbesandets pris antages at være 120 kr./ton svarende til den gennemsnitlige salgpris af værk på Dansk Kvartssand (høj kvalitet). Det antages således, som tidligere omtalt, at det producerede støbesand har samme kvalitet, hvad enten der er tale om nyudvundet kvartssand eller regenereret sand.

Råstofafgiften på 5 kr./ton er en statsafgift, der betales for hvert ton nyudvundet kvartssand, men ikke for regenereret sand. Afgiften er selvsagt ikke en indtægt for leverandøren, men er en udgift for støberierne, såfremt de køber nyudvundet sand.

Arbejdskraftens årsløn antages at være 235.000 kr.

Energipriserne på 0,40 kr./kWh, 1,40 kr./liter, 1,05 kr./kubikmeter og 0,10 kr./kubikmeter for hhv. el, dieselolie, naturgas og trykluft er fastsat som de i 2. kvartal 1991 gældende markedspriser ekskl. moms og andre refunderbare afgifter.

Priserne på transport af affaldssand til regenerering er fastsat som den aktuelle pris på returlæs i forbindelse med levering af støbesand - jf. konsekvenskemaet.

Prisen på transport af affaldssand til deponering er fastsat som den pris på 20 kr./ton, som støberierne i dag typisk betaler for en sådan transport - jf. konsekvenskemaet.

Deponeringsafgifterne svarer til dem, der blev angivet i konsekvenskemaet. De er oplyst inkl. affaldsafgiften på 130 kr./ton, som støberierne skal betale ved deponering af affaldssand.

Kalkulationsrenten er valgt til 7 pct. p.a. svarende til de seneste 10 års gennemsnitlige reale lånerente - jf. afsnit 4.4.

Ud over de angivne prisforudsætninger baseres den budgetøkonomiske kalkule på oplysningerne om investerings- og driftsudgifter fra konsekvenskemaet samt på en beregnet pris på uudvundet kvartssand.

Prisen på uudvundet kvartssand

En afgørende forskel mellem de to produktionsteknologier er anvendelsen af uudvundet kvartssand - kvartssandsproduktionsanlæggets produktion baseres udelukkende på udvinding af dette sand, mens regenereringsanlæggets produktion alene baseres på affaldssand. Den relative økonomiske fordel ved at benytte de to teknologier afhænger derfor ud over de til teknologierne knyttede investerings- og driftsudgifter i meget høj grad af prisen på det benyttede/sparede uudvundne kvartssand.

Prisen på uudvundet kvartssand er ikke umiddelbart kendt, men kan fastsættes på to måder:

- Markedsprisen på en grusgrav med kvartssand
- Ressourcerenten ved udvinding af kvartssand

Under optimale markedsmæssige forhold fører de to beregningsmetoder til samme resultat - jf. afsnit 3.3.5.

Der foreligger ikke oplysninger om markedsprisen på en kvartssandgrav. Derfor fastsættes prisen på uudvundet kvartssand i denne analyse gennem en ressourcerenteberregning.

Ressourcerenten angiver den indkomst, ejeren af en råstofressource opbærer i sin egenskab af ejer og bruger af den pågældende ressource. Derfor kan ressourcerenten beregnes med udgangspunkt i den samlede indtægt af ressourcens produktive afkast - den såkaldte produktionsværdi. Herfra fratrækkes først udgifterne til rå- og hjælpestoffer, hvorved et udtryk for værditilvæksten opnås. Fratrækkes værditilvæksten herefter udgifterne til aflønning af de to andre produktionsfaktorer - arbejdskraft og kapital - fås et restbeløb til aflønning af den tredje produktionsfaktor jord eller råstofressource - dvs. ressourcerenten. Beregningen kan sammenfattes på følgende måde

$$\begin{aligned}
 & \text{produktionsværdi (kr.)} \\
 & - \text{råstofforbrug (kr.)} \\
 & = \text{værditilvækst (kr.)} \\
 & - \text{løn (kr.)} \\
 & - \text{kapitalaflønnning (kr.)} \\
 & = \text{ressourcerente (kr.)}
 \end{aligned}$$

Den årlige ressourcerente ved produktion af 45.000 tons kvartssand kan herefter beregnes som vist i tabel 10.4.2.

Ud over de hidtil omtalte omkostninger ved investering og drift omfatter beregningen også kapacitetsomkostninger - det vil sige omkostninger ved bl.a. markedsføring af kvartssandet og ved administration af virksomheden. Disse omkostninger er holdt uden for analysen af de to teknologiers relative økonomiske fordelagtighed, fordi de er uafhængige af teknologierne og dermed uden indflydelse på fordelagtigheden. I en ressourcerenteberregning, hvor hensigten er at beregne, hvor meget indkomst der bliver til rest for ressourceejeren, er det imidlertid nødvendigt også at tage hensyn til kapacitetsomkostningerne.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 10.4.2 Årlig jordrente ved udvinding af 45.000 tons kvartssand

Indtægt ved salg af kvartssand	45.000 tons · 120 kr./ton	5.400.000 kr.
- Kapacitetsomkostninger	(salg, administration etc.)	1.440.000 kr.
- Energiforbrug		427.250 kr.
• el	337.500 kWh · 0,40 kr./kWh = 135.000 kr.	
• dieselolie	40.000 liter · 1,40 kr./kWh = 56.000 kr.	
• naturgas	225.000 kubikm · 1,05 kr./kubikm = 236.250 kr.	
- Vedligeholdelse		225.000 kr.
- Løn	3 personer · 235.000 kr./person	705.000 kr.
- Afdrag og forrentning af kapital	(annuitet over 10 år ved 7 pct. forrentning af 11.710.000 kr.)	1.667.240 kr.
Årlig jordrente	(pris på 45.000 tons uudvundet kvartssand)	935.510 kr.

Anm: Beregningerne er baseret på oplysningerne om de reale konsekvenser i konsekvensskemaet i afsnit 10.3.2 samt prisoplysningerne fra afsnit 10.4.1.

Det ses, at den årlige ressourcerente beløber sig til 935.510 kr., hvilket svarer til en pris på ca. 20 kr. pr. ton uudvundet kvartssand.

10.4.2 Produktionsanlæggenes økonomi

Analysen af regenereringsanlæggets budgetøkonomi kan baseres på en sammenligning af omkostningerne ved at producere 45.000 tons støbesand gennem hhv. nyudvinding og regenerering. Dette skyldes, at støbesandet antages at have samme kvalitet, uanset hvilken produktionsteknologi der anvendes, og sandet vil derfor indbringe producenten samme indtægt.

Produktionsomkostningerne i relation til de to teknologier præsenteres som beregnede nutidsværdier af de samlede omkostninger over den 10-årige periode.

Kvartssandsproduktionsanlægget

I forbindelse med etableringen og driften af kvartssandsproduktionsanlægget er de relevante omkostningselementer

- investeringsudgiften
- det årlige forbrug af råstofbeholdningen - uudvundet kvartssand
- lønudgifterne
- energiudgifterne
- udgifterne til vedligeholdelse

De angivne omkostningselementer kan opgøres som vist i tabel 10.4.3.

Tabel 10.4.3 De budgetøkonomiske omkostninger ved at udvinde 45.000 tons kvartssand

Investeringsudgift år 0		11.710.000 kr.
Årligt forbrug af råstofbeholdningen	45.000 tons · 20 kr./ton	900.000 kr.
Årlige lønudgifter	3 personer · 235.000 kr./person	705.000 kr.
Årligt energiforbrug		427.250 kr.
• el	337.500 kWh · 0,40 kr./kWh	= 135.000 kr.
• dieselolie	40.000 liter · 1,40 kr./liter	= 56.000 kr.
• naturgas	225.000 kubikm · 1,05 kr./kubikm	= 236.250 kr.
Årlige vedligeholdelsesudgifter		225.000 kr.

Anm: Beregningerne er baseret på oplysningerne om de reale konsekvenser i konsekvensskemaet i afsnit 10.3.2 samt prisoplysningerne fra afsnit 10.4..1

Nutidsværdien af de årlige omkostninger ved udvinding af kvartssand $NPV(\text{udvind})$ over en 10-årig periode og med en kalkulationsrente på 7 pct. kan herefter beregnes på følgende måde:

$$\begin{aligned}
 NPV(\text{udvind}) &= 11.710.000 + \sum_{t=1}^{10} \frac{900.000 + 705.000 + 427.250 + 225.000}{(1 + 0,07)^t} \\
 &= 11.710.000 + \sum_{t=1}^{10} \frac{2.257.250}{1,07^t} = 27.563.979 \text{ kr.}
 \end{aligned}$$

Nutidsværdien af de budgetøkonomiske omkostninger ved produktion på kvartssandsproduktionsanlægget $NPV(\text{udvind})$ kan således opgøres til 27.563.979 kr. Disse omkostninger skal sammenholdes med de tilsvarende omkostninger ved at producere støbesand på regenereringsanlægget.

Regenereringsanlægget

I forbindelse med etableringen og driften af regenereringsanlægget er de relevante omkostningselementer:

- Investeringsudgiften
- Lønudgifterne
- Energiudgifterne
- Udgifterne til vedligeholdelse
- Udgiften til deponering af de resterende 12.000 tons affaldssand

Det antages, at affaldssandet kan erhverves gratis fra støberierne, og at disse betaler de med afhentningen forbundne omkostninger. Disse omkostninger omfatter som tidligere omtalt - jf. afsnit 10.3 - mertidsforbruget ved at skulle køre

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

tilbage fra støberierne med affaldssand frem for uden last. Støberierne skal betale 40 kr./ton for denne tjeneste, og prisen afspejler de mistede alternative transportindtægter som følge af mertidsforbruget. Antagelsen, om at affaldssandet afhentes/erhverves gratis fra støberierne, har selv sagt væsentlig betydning for fordelingen af et eventuelt samlet budgetøkonomisk overskud ved regenerering mellem ejeren af regenereringsanlægget og støberierne - jf. afsnit 10.4.4.

Omkostningerne ved regenerering er sammenfattet i tabel 10.4.4.

Tabel 10.4.4 De budgetøkonomiske omkostninger ved regenerering af 60.000 tons støberiaffaldssand til 45.000 tons kvartssand

Investeringsudgift år 0	42.000.000 kr.
Årlige lønudgifter 5 personer · 235.000 kr./person	1.175.000 kr.
Årligt energiforbrug	3.154.500 kr.
• el 3.300.000 kWh · 0,40 kr./kWh	= 1.132.000 kr.
• naturgas 1.290.000 kubikm · 1,05 kr./kubikm	= 1.354.500 kr.
• trykluft 4.800.000 kubikm · 0,10 kr./kubikm	= 480.000 kr.
Årlige vedligeholdelsesudgifter	2.000.000 kr.
Årlig udgift til deponering af affald	2.880.000 kr.
• transp. til deponering 12.000 tons · 20 kr./ton	= 240.000 kr.
• deponeringsafgift 12.000 tons · 220 kr./ton	= 2.640.000 kr.

Anm: Beregningerne er baseret på oplysningerne om de reale konsekvenser i konsekvenskemaet i afsnit 10.3.2 samt prisoplysningerne fra afsnit 10.4.1.

Nutidsværdien af omkostningerne ved at regenerere støberiaffaldssand, $NPV(\text{regen})$ over én 10-årig periode og med en kalkulationsrente på 7 pct. kan herefter beregnes på følgende måde:

$$\begin{aligned}
 NPV(\text{regen}) &= 42.000.000 + \sum_{t=1}^{10} \frac{1.175.000 + 3.154.500 + 2.000.000 + 2.880.000}{(1 + 0,07)^t} \\
 &= 42.000.000 + \sum_{t=1}^{10} \frac{9.209.500}{1,07^t} = 106.683.674 \text{ kr.}
 \end{aligned}$$

Det ses, at nutidsværdien af de budgetøkonomiske omkostninger ved produktion på regenereringsanlægget $NPV(\text{regen})$ kan opgøres til 106.683.674 kr.

Konklusion

De budgetøkonomiske beregninger af omkostningerne ved at producere 45.000 tons støbesand om året på et kvartsandsproduktionsanlæg og et regenereringsanlæg viser, at det er forbundet med langt flere udgifter at gennemføre produktionen på regenereringsanlægget. Nutidsværdien af udgifterne ved at benytte dette anlæg beløber sig til ca. 105 mill. kr. mod ca. 30 mill. kr. ved at benytte kvartssandsproduktionsanlægget.

Med de givne forudsætninger om ressourceforbrug og priser foreligger der således ikke umiddelbart et budgetøkonomisk incitament til at etablere et regenereringsanlæg i Danmark. Der kan imidlertid vise sig at være så betydelige budgetøkonomiske gevinster for støberierne ved at lade affaldssandet regenerere, at der er en samlet budgetøkonomisk fordel herved. Dette undersøges i det følgende.

10.4.3 Støberiernes økonomi

Den budgetøkonomiske kalkule for støberierne omfatter en sammenligning af omkostningerne for disse ved hhv. at deponere støberiaffaldssandet og at lade det afhente til regenerering.

De relevante omkostningslementer er derfor

- Deponeringsudgifter
 - deponeringsafgiften (inkl. statsafgift)
 - transport af affaldssand til deponering
- Regenereringsudgifter
 - investering og drift vedrørende forbehandlingsudstyr
 - afhentning af affaldssand til regenerering
 - sparet råstofafgift ved køb af regenereret støbesand

Som omtalt i forbindelse med konsekvensbeskrivelsen afhænger deponeringsafgiften af, hvor i landet deponeringen finder sted. På denne baggrund undersøges derfor først økonomien for støberierne under ét, og dernæst undersøges, hvorledes økonomien for det enkelte støberi afhænger af deponeringsafgiftens størrelse.

Den samlede økonomi for støberierne

Omkostningerne for støberierne ved hhv. at deponere 60.000 tons affaldssand og ved at lade affaldssandet levere til regenerering er sammenfattet i tabel 10.4.5.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 10.4.5 De budgetøkonomiske omkostninger ved hhv. at deponere 60.000 tons affaldssand og ved at lade affaldssandet levere til regenerering

Årlige deponeringsudgifter		11.133.000 kr.
• 33.000 tons · 130 kr./ton	=	4.290.000 kr.
• 4.000 tons · 180 kr./ton	=	720.000 kr.
• 7.400 tons · 220 kr./ton	=	1.628.000 kr.
• 8.000 tons · 260 kr./ton	=	2.080.000 kr.
• 3.500 tons · 280 kr./ton	=	980.000 kr.
• 4.100 tons · 350 kr./ton	=	1.435.000 kr.
Årlige udgifter til transport af affaldssand til deponering		1.200.000 kr.
• 60.000 tons · 20 kr./ton		
Investering i forbehandlingsudstyr		6.160.000 kr.
Årlige driftsudgifter ved forbehandling		57.000 kr.
• el 60.000 kWh · 0,4 kr./kWh	=	24.000 kr.
• vedligeholdelse	=	33.000 kr.
Årlige udgifter til afhentning af affaldssand til regenerering		2.400.000 kr.
60.000 tons · 40 kr./ton		
Årlig sparet råstofafgift ved køb af regenereret sand		225.000 kr.
45.000 tons · 5 kr./ton		

Anm: Beregningerne er baseret på oplysningerne om de reale konsekvenser i konsekvenskemaet i afsnit 10.3.2 samt prisoplysningerne fra afsnit 10.4.1

Nutidsværdien af omkostningerne ved hhv. at deponere affaldssandet og lade det afhente til regenerering, $NPV(dep)$ og $NPV(afh)$, kan herefter beregnes på følgende måde over en 10-årig periode og med en kalkulationsrente på 7 pct.

$$NPV(dep) = \sum_{t=1}^{10} \frac{11.133.000 + 1.200.000}{(1+0,07)^t} = 86.621.831 \text{ kr.}$$

$$NPV(afh) = 6.160.000 + \sum_{t=1}^{10} \frac{57.000 + 2.400.000 - 225.000}{(1+0,07)^t} = 21.836.634 \text{ kr.}$$

Nutidsværdien af omkostningerne ved at lade affaldssandet deponere $NPV(dep)$ beløber sig til 86.621.831 kr., mens nutidsværdien af omkostningerne

ved at lade affaldssandet forbehandle og derefter afhente til regenerering $NPV(aft)$ beløber sig til 21.836.634 kr.

For støberierne under ét ses der således ved de nugældende priser at være et klart økonomisk incitament til at lade affaldssandet regenerere.

Økonomien for det enkelte støberi

Den økonomiske situation for de enkelte støberier udviser betydelig variation - både med hensyn til den mængde affaldssand, der skal deponeres/regenereres, og med hensyn til de priser, der skal betales herfor.

Omkostningerne ved at lade affaldssandet deponere omfatter deponeringsafgiften og omkostningerne ved transport af affaldssandet til deponering. De samlede omkostninger varierer fra $(130 + 20)$ kr./ton = 150 kr./ton til $(350 + 20)$ kr./ton = 370 kr./ton.

Omkostningerne ved at lade affaldssandet regenerere består af en fast årlig omkostning til forbehandlingsanlægget og en mængdeafhængig omkostningsandel til dækning af forbehandlingsanlæggets elforbrug og til transport af affaldssandet til regenerering. Herfra skal trækkes den sparede råstofafgift på 5 kr./ton ved køb af regenereret affaldssand.

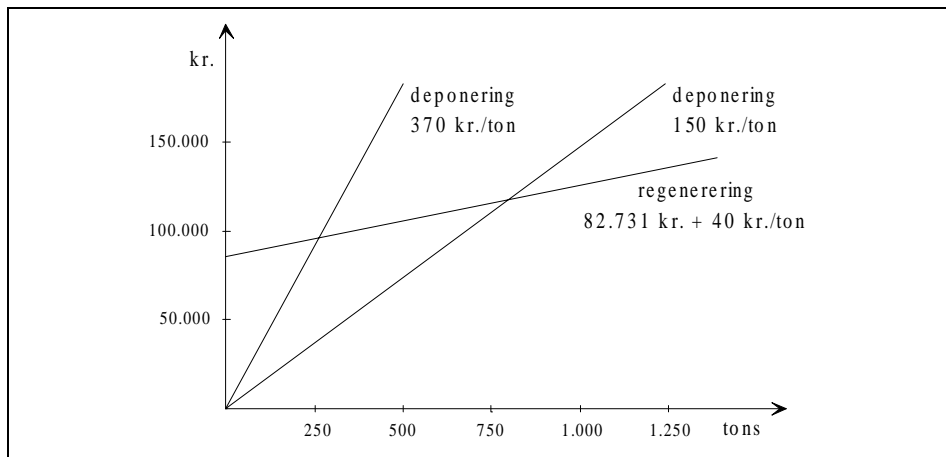
Den faste årlige omkostning for det enkelte støberi til forbehandlingsanlægget kan opgøres som summen af afskrivning og forrentning af investeringsudgiften på 560.000 kr. og vedligeholdelsesudgifter på 3.000 kr. om året. Opgøres afskrivningen og forrentningen som en 10-årig annuitet ved en rente på 7 pct., kan de samlede årlige omkostninger beregnes til 79.731 kr. + 3.000 kr. = 82.731 kr. Den mængdeafhængige omkostning kan opgøres som summen af udgifterne til el på 0,40 kr./ton og udgiften til transport til regenerering på 40 kr./ton.

Omkostningerne ved hhv. deponering og regenerering som funktion af mængden af affaldssand er illustreret i figur 10.4.1.

Det ses, at ved en lav deponeringsudgift på 150 kr./ton skal mængden af affaldssand overstige ca. 750 tons om året, før det kan betale sig for det enkelte støberi at vælge regenereringsløsningen. Med en høj deponeringsudgift på 370 kr./ton skal mængden af affaldssand blot overstige ca. 250 tons, før det kan betale sig at lade sandet regenerere.

Ingen af de støberier, som er omfattet af denne undersøgelse, leverer mindre end 700 tons affaldssand om året. Der må derfor forventes at være et betydeligt økonomisk incitament til lade affaldssandet regenerere for stort set alle støberierne.

Figur 10.4.1 Støberiernes budgetøkonomiske omkostninger ved hhv. deponering og regenerering af støberiaffaldssand



Konklusion

De budgetøkonomiske beregninger for støberierne har vist, at for såvel støberierne under ét som for de enkelte støberier vil der med de nugældende priser være et væsentligt økonomisk incitament til at lade affaldssandet regenerere frem for at lade det deponere.

10.4.4 Den samlede budgetøkonomi i genanvendelse af støberiaffaldssand

Den samlede budgetøkonomi i genanvendelse af støberiaffaldssand kan beregnes som summen af økonomien for produktionsanlæggene og støberierne - jf. de to foregående afsnit 10.4.2 og 10.4.3. Denne beregning er gennemført i tabel 10.4.6, som viser nutidsværdien af de samlede budgetøkonomiske omkostninger ved at producere og bortskaffe 45.000 tons kvartssand enten gennem udvinding og deponering eller ved regenerering.

Det ses, at der ikke synes at, være et samlet budgetøkonomisk incitament til at regenerere støberiaffaldssand. De gennemførte beregninger har dog ikke taget hensyn til skatte- og afskrivningsmæssige forhold, hvilket muligvis vil kunne forrykke billedet.

Såfremt deponeringsafgifterne sættes op, kan der opstå et samlet budgetøkonomisk incitament til at regenerere. Beregningerne er gennemført med de gældende deponeringsafgifter. Som det fremgår af prisforudsætningerne i afsnit 10.4.1 kan over halvdelen af affaldssandet fra støberierne i dag deponeres for 130 kr./ton, mens affaldet fra regenereringsanlægget antages at kunne deponeres for 220 kr./ton. Indføres i stedet en generel deponeringsafgift på fx 300 kr./ton, får

det betydelige konsekvenser for den budgetøkonomiske fordelagtighed ved at regenerere. Nutidsværdien af de budgetøkonomiske omkostninger ved udvinding og deponering stiger således med 48,2 mill.kr., mens de i regenereringstilfældet kun stiger med 6,7 mill.kr. Der vil herefter være et klart samlet budgetøkonomisk incitament til at regenerere affaldssandet.

Tabel 10.4.6 Nutidsværdien af de budgetøkonomiske omkostninger ved en årlig produktion af 45.000 tons kvartssand enten gennem udvinding og deponering eller ved regenerering – kr. 1991-prisniveau

	Udvinding og deponering	Regenerering
Investering		
• kvartssandsproduktionsanlæg	11.710.000	
• regenereringsanlæg		42.000.000
• forbehandlingsanlæg		6.160.000
Forbrug af råstofbeholdning (uudvundet kvartssand)	6.321.200	
Drift og vedligeholdelse af anlæg	9.532.800	44.856.100
Transport	8.428.300	18.542.300
Deponering	78.193.500	18.542.300
Sparet råstofafgift		- 1.580.300
I alt	114.871.600	128.520.400

Det vil dog fortsat være støberierne, som har incitament til at lade affaldssandet afhente til regenerering, mens selve regenereringsprocessen stadig ikke er budgetøkonomisk fordelagtig. Dette kan ændres ved at lade den samlede budgetøkonomiske fordel blive fordelt mellem støberierne og ejeren af regenereringsanlægget - fx ved lade støberierne betale for at få affaldssandet regenereret.

Der kan også opstå et budgetøkonomisk incitament til at lade affaldssandet regenerere, hvis råstofafgiften sættes op. Det vil dog kræve en betydelig forhøjelse heraf, før der opstår et væsentligt incitament til at regenerere.

10.5 Den velfærdsøkonomiske kalkule

Den velfærdsøkonomiske kalkule gennemføres også med udgangspunkt i de to betragtede teknologiers reale konsekvenser - jf. konsekvensskemaet i afsnit 10.3.2 - men frem for som i den budgetøkonomiske kalkule at basere beregningerne på de gældende markedspriser benyttes i den velfærdsøkonomiske kalkule såkaldte beregningspriser - jf. kapitel 3.

Hensigten med den velfærdsøkonomiske kalkule er at belyse, hvorvidt genanvendelse af støberaffaldssand giver anledning til en stigning i værdien af befolkningens forbrugsmuligheder - udtrykt ved betalingsvilligheden over for ændringen i de reale forbrugsmuligheder. Dette sker ved at sammenligne produktionsgodeforbruget ved at producere støbesand gennem hhv. udvinding og regenerering. De enkelte produktionsgoder prissættes ud fra de velfærdsøkonomiske opportunity costs ved at anvende dem - jf. afsnit 3.3.

Den velfærdsøkonomiske kalkule omfatter:

- Beregningsprisforudsætninger
- Det velfærdsøkonomiske overskud ved genanvendelse af støberaffaldssand

10.5.1 Beregningsprisforudsætninger

Produktionsgodernes beregningspriser bør som udgangspunkt fastsættes svarende til de i beregningspriser opgjorte omkostninger ved at fremstille de pågældende goder og råvarer - dvs. svarende til værdien af det direkte og indirekte forbrug af produktionsfaktorer og råstoffer. Såfremt det anses for vanskeligt at gennemføre disse omkostningsberegninger i praksis, fastsættes beregningspriserne svarende til godernes køberpriser forhøjet med den gennemsnitlige nettoafgiftsfaktor - jf. afsnit 3.2.3 og 3.3.7.

I dette eksempel er den sidstnævnte løsning blevet benyttet i de fleste tilfælde - dvs. produktionsgodernes beregningspriser er fastsat som

- markedsprisen fratrukket refunderbare afgifter og forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,2, når der er tale om indenlandsk producerede produktionsgoder
- verdensmarkedsprisen forhøjet med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,3, når der er tale om importerede eller eksporterede produktionsgoder.

Tre goder - uudvundet kvartssand, el og deponeringskapacitet - anses dog for så centrale for analysen, den førstnævnte metode er blevet benyttet. For disse tre goder fastsættes der specielle beregningspriser svarende til de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at producere goderne.

Generelle beregningsprisforudsætninger

De generelle beregningsprisforudsætninger er sammenfattet i tabel 10.5.1. Den generelle nettoafgiftsfaktor er i dette eksempel fra 1991 fastsat til 1,2. Denne værdi svarer til det daværende forhold mellem BNP og BFI - jf. afsnit 3.3.9. Nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder er fastsat til 1,3 svarende

til det daværende forhold mellem de internationalt handlede goders indenlandske markedspriser inkl. alle afgifter og subsidier og godernes verdensmarkedspriser - jf. afsnit 3.3.10.

Tabel 10.5.1 Beregningsprisforudsætninger for den velfærdsøkonomiske kalkule - 1991-prisniveau

Generel nettoafgiftsfaktor	1,2
Nettoafgiftsfaktor på internationalt handlede goder	1,3
Kalkulationsrente	3 pct.
Forrentningsfaktor	1,341
Støbesand 120 kr./ton · 1,3	156 kr./ton
Uudvundet kvartssand	(se nedenfor)
Arbejdskraft 235.000 kr./person · 1,2	282.000 kr./person
Energi	
• el	(se nedenfor)
• kul 290 kr./ton · 1,3	377 kr./ton
• fuelolie 540 kr./ton · 1,3	702 kr./ton
• dieselolie 1.241 kr./ton · 0,84 ton/1000 liter · 1,3	1.355 kr./1000 Liter
• naturgas 0,65 kr./kubikmeter · 1,3	0,85 kr./kubikmeter
• trykluft 0,10 kr./kubikmeter · 1,2	0,12 kr./kubikmeter
Deponering	(se nedenfor)
Transport	
• til deponering 20 kr./ton · 1,2	24 kr./ton
• til regenerering 40 kr./ton · 1,2	48 kr./ton

Kalkulationsrenten er fastsat til 3 pct. Den skal afspejle befolkningens tidspræferencer, og som indikator herpå er benyttet den gennemsnitlige reale obligationsrente efter skat i perioden 1980 -1990 - jf. afsnit 4.3.

Forrentningsfaktoren er beregnet til 1,341. Som grundlag for beregningen er benyttet forrentningsfaktorformlen fra afsnit 4.4 - den alternative reale afkast-rate er sat til 7 pct., kalkulationsrenten til 3 pct., og tidshorizonten er 10 år. Forrentningsfaktorens værdi svarer til nutidsværdien, af 1 kr. investeret i 10 år med et årligt afkast på 7 pct. og diskonteret med kalkulationsrenten 3 pct.. Når projektets investeringsudgifter multipliceres med forrentningsfaktoren, opnås således en værdi svarende til nutidsværdien af de alternative afkastmuligheder.

Støbesandets beregningspris beregnes, da der er tale om et internationalt handlet produktionsgode, som markedsprisen ab værk ekskl. alle refunderbare

afgifter - 120 kr./ton - multipliceret med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder, 1,3. Beregningsprisen bliver herefter lig med 156 kr./ton.

Arbejdskraften er en indenlandsk produktionsfaktor, og dens beregningspris beregnes derfor som markedslønnen - 235.000 kr./person - multipliceret med den generelle nettoafgiftsfaktor, 1,2. Beregningsprisen bliver herefter lig med 282.000 kr./person.

Beregningsprisen på kul er, da kul er et internationalt handlede gode, beregnet som den gennemsnitlige importpris i 2. kvartal 1991 - 290 kr./ton - multipliceret med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder, 1,3. Dette giver som anført en beregningspris på 377 kr./ton.

Fuelolie er også et internationalt handlede gode, og beregningsprisen er derfor beregnet på samme måde som for kul - dvs. som den gennemsnitlige importpris i 2. kvartal 1991 - 540 kr./ton - multipliceret med 1,3, hvilket bliver lig med de anførte 702 kr./ton.

Dieseloliens beregningspris er beregnet til 1.355 kr./1.000 liter. Da dieselolie også er et internationalt handlede gode, er denne pris fremkommet ved at multiplicere den i 2.kvt. 1991 gældende importpris på 1.241 kr./ton med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder, 1,3. Omregningen af prisen udtrykt i kr./ton til prisen i kr./1.000 liter er sket med vægtfylden 0,84 ton/liter.

Endelig er naturgas også et internationalt handlede gode. Der noteres ikke nogen egentlig verdensmarkedspris på naturgas. Der er derfor i dette tilfælde tale om en anslået verdensmarkedspris på 0,65 kr./kubikmeter, som multipliceret med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder, 1,3, giver den anførte beregningspris på 0,85 kr./kubikmeter.

Trykluft er et indenlandsk produceret gode, og derfor fastsættes dens beregningspris som markedsprisen ekskl. refunderbare afgifter - 0,10 kr./kubikmeter - multipliceret med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,2. Beregningsprisen bliver således 0,12 kr. /kubikmeter.

Beregningsprisen på uudvundet kvartssand

Beregningsprisen på uudvundet kvartssand kan ligesom den budgetøkonomiske pris fastsættes på grundlag af en jordrenteberegning - jf. afsnit 10.4.1. Denne beregning følger samme metode, som blev benyttet i forbindelse med den budgetøkonomiske kalkule. Jordrenteberegningen skal dog her i forbindelse med den velfærdsøkonomiske kalkule gennemføres i beregningspriser. Resultatet af beregningerne er vist i tabel 10.5.2., der viser den årlige velfærdsøkonomiske jordrente ved produktion af 45.000 tons kvartssand.

Tabel 10.5.2 Årlig velfærdsøkonomisk jordrente for 45.000 tons kvartssand

Velfærdsøkonomisk værdi af uudvundet kvartssand 45.000 tons · 156 kr./ton	7.020.000 kr.
- Kapacitetsomkostninger 1.440.000 kr. · 1,2	1.728.000 kr.
- Energiforbrug	346.500 kr.
• el ¹ 337.500 kWh · 0,30 kr./kWh	= 101.250 kr.
• dieselolie 40.000 liter · 1,35 kr./liter	= 54.000 kr.
• naturgas 225.000 kubikm · 0,85kr./kubikm	= 191.250 kr.
- Vedligeholdelse 225.000 kr. · 1,2	270.000 kr.
- Løn 3 personer · 282.000 kr./person	846.000 kr.
- Nutidsværdi af afkastet på alternative investeringsmuligheder (6.500.000 · 1,3 + 5.120.000 · 1,2) kr. · 1,341 : 10	1.971.540 kr.
Årlig velfærdsøkonomisk jordrente (beregningspris på 45.000 tons kvartssand)	1.857.960 kr.

Note: 1. Beregningsprisen på el er beregnet nedenfor

Beregningerne omfatter også i dette tilfælde kapacitetsomkostningerne, der antages hovedsageligt at vedrøre indenlandske produktionsgoder. Beregningsprisværdien af disse omkostninger opnås derfor ved at multiplicere omkostningerne ekskl. refunderbare afgifter - 1.440.000 kr. - med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,2.

Det ses, at den årlige jordrente beløber sig til 1.857.960 kr., hvilket svarer til en pris på ca. 40 kr. pr. ton uudvundet kvartssand. Denne pris benyttes, i det følgende som beregningspris på uudvundet kvartssand.

Velfærdsøkonomiske omkostninger ved produktion af el

Beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved produktion af el på et kulfyret kraftværk er sammenfattet i tabel 10.5.3. Kraftværket antages at have en fysisk levetid på 25 år og at være i drift i 5.200 timer om året.

Beregningerne er baseret på oplysninger om investerings- og driftsudgifter for et moderne kulfyret kraftværk, reglerne for beregningsprisindestilling fra afsnit 3.3 samt de i tabel 10.5.1 angivne generelle beregningspriser.

De velfærdsøkonomiske omkostninger i forbindelse med investeringerne er beregnet på følgende måde. Den anførte omkostning pr. kW er omregnet til omkostning pr. kWh ved division med den samlede driftstid 5.200 timer/år · 25 år = 130.000 timer. Omregningen til beregningsprisiniveau sker herefter ved

multiplikation af omkostningen i faktorpriser med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,2. Endelig beregnes nutidsværdien af det mistede alternative afkast ved multiplikation med en forrentningsfaktor på 1,7 - en tidshorisont på 25 år, en alternativ afkastrate på 7 pct. og en kalkulationsrente 3 pct. er indsat i forrentningsfaktorformlen i afsnit 4.4.

Tabel 10.5.3 *De velfærdsøkonomiske omkostninger ved produktion af el på et 350 MW kulfyret kraftværk med fuld soovlrensning - 1991-prisniveau*

	Omkostninger i faktorpriser	Forrentningsfaktor/- Nettoafgifts-faktor	Velfærdsøkonomisk omkostning
Investering			
kraftværk	6.000 kr./kW	1,7 · 1,2	0,0942 kr./kWh
afsvovling	1.250 kr./kW	1,7 · 1,2	0,0196 kr./kWh
net ¹	450 kr./kW	1,78 · 1,2	0,0062 kr./kWh
Brændsel			
kul	8,7 GJ/MWh · 0,97 · 11,5 kr./GJ	1,3	0,1262 kr./kWh
fuelolie	8,7 GJ/MWh · 0,03 · 13,5 kr./GJ	1,3	0,0046 kr./kWh
Faste driftsomkostninger			
kraftværk	0,5 AT/kWår · 90 kr./AT	1,2	0,0104 kr./kWh
afsvovling	0,6 AT/kWår · 90 kr./AT	1,2	0,0125 kr./kWh
net	2 pct. af netinvesteringer	1,2	0,0001 kr./kWh
Variable driftsomkostninger			
kraftværk	0,12 AT/MWh · 90 kr./AT	1,2	0,0130 kr./kWh
afsvovling	0,18 AT/MWh · 90 kr./AT	1,2	0,0194 kr./kWh
I alt			0,3062 kr./kWh

Anm.: Beregningerne er foretaget på grundlag af oplysninger om investerings- og driftsudgifter fra Energistyrelsen.

Note: 1 Levetid 30 år.

De velfærdsøkonomiske brændselsomkostninger er beregnet med udgangspunkt i det oplyste brændselsforbrug på 8,7 GJ/MWh, som består af 97 pct. kul og 3 pct. fuelolie. Brændselspriserne svarer til de i tabel 10.5.1 anførte importpriser på hhv. kul og fuelolie. Kulprisen på 290 kr./ton er omregnet til 11,5 kr./GJ ved division med en brændværdi på 25,1 GJ/ton. Tilsvarende er fuelolieprisen på 540 kr./ton omregnet til 13,5 kr./GJ ved division med en brændværdi på 40,6 GJ/ton. Omkostningerne opgjort i faktorpriser er endelig, da der er tale om internationalt handlede goder, omregnet til beregningspriseniveau ved multiplikation med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,3.

De faste og variable driftsomkostninger er oplyst som et antal "arbejdstimer" (AT) pr. kWh. Endvidere er der oplyst en "timeløn" på 90 kr./AT. Den vel-

færdsøkonomiske omkostning fås herefter ved multiplikation af omkostningen pr. kWh i faktorpriser med den generelle nettoafgiftsfaktor, 1,2. Driftsomkostningerne antages således alene at omfatte indenlandske ressourcer.

Det ses, at de velfærdsøkonomiske omkostninger ved produktion af el kan beregnes til ca. 0,30 kr./kWh. Denne omkostning benyttes i de følgende beregninger som beregningspris på el.

Velfærdsøkonomiske omkostninger ved deponering af affaldssand

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved at deponere affaldssand kan beregnes på grundlag af de budgetøkonomiske omkostninger ved at nyanlægge og drive en moderne losseplads. Der er valgt en kystnær lokalitet, hvor lossepladsen anlægges og drives på en sådan måde, at den lever op til miljømyndighedernes gældende krav til affaldsdeponering - jf. afsnit 10.2.2. Omkostningerne afspejler dette forhold; men de omfatter ikke omkostninger i forbindelse med eventuelle afværgeforanstaltninger.

Det antages, at lossepladsen kan rumme 2 mill. m³ affald, og at den vil blive fyldt op i løbet af 10 år. Beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger er gennemført i tabel 10.5.4.

Tabel 10.5.4 De årlige velfærdsøkonomiske omkostninger ved deponering af affaldssand på en losseplads med kapacitet til 2 mill. m³ affald, der udnyttes over 10 år - 1991-prisniveau

	Omkostninger i faktorpriser	Forrentningsfaktor/- nettoafgiftsfaktor	Velfærdsøkonomiske omkostninger
Anlægsomkostninger¹	11.800.000 kr.	1,2 · 1,341	18.988.600 kr.
Løn	2.100.000 kr.	1,2	2.520.000 kr.
Brændsel	300.000 kr.	1,3	390.000 kr.
Drift af ejendom	1.100.000 kr.	1,2	1.320.000 kr.
Administration	700.000 kr.	1,2	840.000 kr.
Øvrig drift	700.000 kr.	1,2	840.000 kr.
I alt			24.898.600 kr.

Anm: Beregningerne er foretaget på grundlag af oplysninger om investerings- og driftsudgifter fra Miljøstyrelsen.

Note: 1 Inkl. indvinding af areal

Anlægsomkostningerne omfatter udover selve anlægget af pladsen også omkostningerne i forbindelse reetablering af det benyttede areal. Nutidsværdien af det mistede alternativafkast beregnes ved at multiplicere anlægsomkostningerne med en forrentningsfaktor på kapital på 1,341 - 10-årig tidshorisont, 7 pct. alternativ afkastrate og kalkulationsrente på 3 pct.

Omsætningen af de i faktorpriser opgjorte omkostninger til velfærdsøkonomiske omkostninger i beregningspriser følger i øvrigt de generelle principper for beregningspristfastsættelse, som også blev benyttet i forbindelse med beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved produktion af el. Omkostningerne til køb af indenlandske produktionsgoder forhøjes således med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,2, og omkostningerne ved køb af importerede goder - i dette tilfælde kun brændsel - forhøjes med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,3.

Det ses, at de årlige velfærdsøkonomiske omkostninger ved deponering af affald kan beregnes til 24.898.600 kr. svarende til ca. 125 kr./m³ affald. Denne omkostning vil blive benyttet som beregningspris for deponering af affaldssand.

10.5.2 Det velfærdsøkonomiske overskud ved genanvendelse af støberiaffaldssand

Det velfærdsøkonomiske overskud ved genanvendelse af støberiaffaldssand beregnes som forskellen mellem de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at producere 45.000 tons støbesand gennem nyudvinding og gennem regenerering. Beregningerne baseres på det i tabel 10.3.1 opstillede konsekvensskema for de reale konsekvenser og de i afsnit 10.5.1 angivne beregningspriser.

Velfærdsøkonomiske omkostninger ved udvinding og deponering af kvartssand

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udvinde og deponere kvartssand er sammenfattet i tabel 10.5.5. Det fremgår, at den samlede investeringsomkostning i år 0 beløber sig til 19.715.400 kr. De årlige driftsomkostninger i år 1 til 10 kan opgøres til 9.702.500 kr.

Tabel 10.5.5 De velfærdsøkonomiske omkostninger ved udvinding af 45.000 tons kvartssand og deponering af 60.000 tons affaldssand - samlet investering og årlige driftsomkostninger 1991-prisniveau

Investeringsomkostninger	$(6.500.000 \cdot 1,3 + 5.210.000 \cdot 1,2) \cdot 1,341$	19.715.400 kr.
Årlige driftsomkostninger		9.702.500 kr.
heraf		
Forbrug af uudvundet kvartssand	45.000 tons · 40 kr./ton	1.800.000 kr.
Forbrug af arbejdskraft	3 personer · 282.000 kr./person	846.000 kr.
Energiforbrug		346.500 kr.
• El	337.500 kWh · 0,30 kr./kWh	= 101.250 kr.
• Diesellole	40.000 liter · 1,35 kr./liter	= 54.000 kr.
• Naturgas	225.000 kubikm · 0,85 kr./kubikm	= 191.250 kr.
Vedligeholdelse	225.000 kr. · 1,2	270.000 kr.
Deponering	60.000 tons: 1,5 ton/kubikm · 125 kr./kubikm	5.000.000 kr.
Transport til deponering	60.000 ton · 24 kr./ton	1.440.000 kr.

Nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udvinde og deponere kvartssand, $NPV(\text{udvind})$ kan opgøres på følgende måde:

$$NPV(\text{udvind}) = 19.715.400 + \sum_{t=1}^{10} \frac{9.702.500}{(1+0,03)^t} = 102.479.700 \text{ kr.}$$

Det ses, at nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved udvinde og deponering af kvartssand $NPV(\text{udvind})$ over den 10-årige periode kan beregnes til 102.479.700 kr. For at kunne afgøre om det vil være velfærdsøkonomisk fordelagtigt at genanvende sandet, skal dette beløb sammenholdes med en tilsvarende omkostningsopgørelse for regenerering af støberiaffaldssand.

Velfærdsøkonomiske omkostninger ved regenerering af støberiaffaldssand

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved at regenerere kvartssand er sammenfattet i tabel 10.5.6. Det fremgår, at den samlede investeringsomkostning i år 0 beløber sig til 81.522.000 kr., og at de årlige driftsomkostninger i år 1 til 10 kan opgøres til 10.698.100 kr.

Tabel 10.5.6 De velfærdsøkonomiske omkostninger ved regenerering af 60.000 tons støberiaffaldssand - samlet investering og årlige driftsomkostninger 1991-prisniveau

Investeringsomkostninger	81.522.000 kr.
heraf	
Regenereringsanlæg (30.000.000 · 1,3 + 12.000.000 · 1,2) · 1,341	71.609.400 kr.
Forbehandlingsanlæg 6.160.000 kr. · 1,2 · 1,341	9.912.600 kr.
Årlige driftsomkostninger	10.698.100 kr.
heraf	
Forbrug af arbejdskraft 5 personer · 282.000 kr./person	1.410.000 kr.
Energiforbrug	2.680.500 kr.
• El (3.300.000 + 60.000) kWh · 0,30 kr./kWh	= 1.008.000 kr.
• Trykluft 4.800.000 kubikm · 0,12 kr./kubikm	= 576.000 kr.
• Naturgas 1.290.000 kubikm · 0,85 kr./kubikm	= 1.096.500 kr.
Vedligeholdelse (2.000.000 + 33.000 kr.) · 1,2	2.439.600 kr.
Transport af affaldssand til regenerering 60.000 tons · 48 kr./ton	2.880.000 kr.
Deponering 12.000 tons: 1,5 ton/kubikm · 125 kr./kubikm	1.000.000 kr.
Transport til deponering 12.000 tons · 24 kr./ton	288.000 kr.

Nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at regenerere støberiaffaldssand, $NPV(\text{regen})$ kan opgøres på følgende måde:

$$NPV(\text{regen}) = 81.522.000 + \sum_{t=1}^{10} \frac{10.698.100}{(1+0,03)^t} = 172.779.000 \text{ kr.}$$

Det ses, at nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at regenerere affaldssand $NPV(\text{regen})$ over den 10-årige periode kan beregnes til 172.779.000 kr.

Det velfærdsøkonomiske overskud

Det velfærdsøkonomiske overskud ved at regenerere affaldssand opgøres som forskellen mellem nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udvinde og deponere kvartssand og nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at regenerere affaldssandet. På basis af beregningerne i det foregående kan overskuddet herefter opgøres som vist i tabel 10.5.7.

Tabel 10.5.7 *Det velfærdsøkonomiske overskud ved at regenerere støberiaffaldssand*

Velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udvinde og deponere kvartssand	102.479.700 kr.
Velfærdsøkonomiske omkostninger ved at regenerere støberiaffaldssand	172.779.000 kr.
Velfærdsøkonomisk overskud ved at regenerere støberiaffaldssand	- 70.229.300 kr.

Det ses, at der vil være et betragteligt velfærdsøkonomisk underskud på 70,2 mill.kr. ved at genanvende støberiaffaldssand.

10.5.3 Følsomhedsberegninger

Det beregnede velfærdsøkonomiske resultat er selvfølgelig helt afhængigt af de benyttede forudsætninger vedrørende produktionsprocessernes reale ressourceforsøg samt ikke mindst af beregningsprisforudsætningerne og forudsætningerne om kalkulationsrente og forrentningsfaktor. For at vurdere, hvor robust resultatet er over for ændringer i disse forudsætninger, er der gennemført følsomhedsberegninger for det velfærdsøkonomiske overskud. Disse viser, hvorledes overskuddet påvirkes af ændringer i en række centrale beregningsforudsætninger.

Der er gennemført følgende følsomhedsberegninger:

- Kalkulationsrenten $i = \pm 2$ pct. - point
- Den alternative afkastrate $q = 0$, det vil sige investeringsbeløbene antages alternativt at blive forbrugt og $f_k = 1$
- Investeringsomkostningerne ved regenerering reduceres med 10 mill. Kr.
- Beregningsprisen på uudvundet kvartssand + 20 kr./ton
- Beregningsprisen på deponering + 100 kr./kubikmeter
- Ingen deponering af affaldssand fra regenerering, idet det rensede sand eventuelt kan anvendes i byggeindustrien
- Reduktion af vedligeholdelsesomkostningerne på regenereringsanlægget med 50 pct.

Resultatet af følsomhedsberegningerne er sammenfattet i tabel 10.5.8.

Tabel 10.5.8 Det velfærdsøkonomiske overskud ved at regenerere støberiaffaldssand under alternative forudsætninger om kalkulationsrente, reelt ressourceforbrug og beregningspriser

	Ændring i overskud	Revideret overskud
Kalkulationsrenten		
• - 2 pct.-point	- 10.911.800 kr.	- 81.141.100 kr.
• + 2 pct.-point	+ 8.779.800 kr.	- 61.449.500 kr.
Alternative afkastrate		
• $q = 0$ det vil sige $f_K = 1$	+ 15.716.600 kr.	- 54.512.700 kr.
Investeringsomkostningerne		
• Regenerering - 10 mill. kr.	+ 13.410.000 kr.	- 56.819.300 kr.
Beregningsprisen på uudvundet kvartssand		
• + 20 kr./ ton	+ 7.677.200 kr.	- 62.552.100 kr.
Beregningsprisen på deponering		
• + 100 kr./kubikm.	+ 27.296.700 kr.	- 42.932.600 kr.
Ingen deponering af affaldssand fra regenerering	+ 8.503.200 kr.	- 61.726.100 kr.
Reduktion af regenereringsanlæggets vedligeholdelsesomkostninger med 50 pct.	+ 10.236.200 kr.	- 59.993.100 kr.

Anm: Foranstilles ændringen i overskuddet med et (+) betyder det, at overskuddet ved regenerering bliver større - altså reelt med den givne udgangssituation, at underskuddet bliver mindre.

Ændres kalkulationsrenten får det en række modsat rettede konsekvenser for det velfærdsøkonomiske overskud.

En højere kalkulationsrente indebærer, at fremtidige omkostninger vejer mindre ved opgørelsen af nutidsværdien og dermed det velfærdsøkonomiske overskud. Dette er umiddelbart til fordel for regenereringsløsningen, hvis årlige velfærdsøkonomiske driftsomkostninger er størst. En højere kalkulationsrente indebærer også, at forrentningsfaktoren på kapital bliver mindre, hvorved investeringsomkostningernes velfærdsøkonomiske belastning reduceres. Dette er igen til fordel for regenereringsløsningen, som er forbundet med de største investeringer.

Forrentningsfaktorens størrelse påvirker imidlertid også beregningsprisen på uudvundet kvartssand, el og deponering. Beregningsprisen på uudvundet kvartssand stiger, fordi lavere velfærdsøkonomisk kapitalafflønning indebærer en højere velfærdsøkonomisk jordrente. Beregningsprisen på el falder, fordi de

velfærdsøkonomiske kapitalomkostninger falder. Begge disse beregningsprisændringer er til fordel for regenereringsløsningen, som ikke forbruger uudvundet kvartssand og forbruger væsentligt mere el end udvinding og deponering. Kun den lavere forrentningsfaktors betydning for de velfærdsøkonomiske deponeringsomkostninger er til ugunst for regenereringsløsningen. Disse omkostninger reduceres nemlig, når de velfærdsøkonomiske kapitalomkostninger bliver mindre.

I forhold til en højere kalkulationsrente har en lavere rente selvsagt de modsatte konsekvenser for regenereringsløsningens fordelagtighed.

Beregningerne med en 2 pct.-point højere og lavere kalkulationsrente - det vil sige kalkulationsrenten er henholdsvis 5 pct. og 1 pct. - viser, at det velfærdsøkonomiske underskud henholdsvis reduceres med 8,8 mill. kr. og forøges med 10,9 mill. kr.

Hvis alternativet til at investere i henholdsvis udvindingsanlæg og regenereringsanlæg er forbrug i stedet for andre investeringer, er den alternative afkastrate $q = 0$, og forrentningsfaktoren på kapital $f_K = 1$. I så fald bliver nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved udvinding/deponering og regenerering reduceret med henholdsvis 5,0 mill. kr. og 20,7 mill. kr. Det velfærdsøkonomiske underskud ved regenereringsløsningen falder herved med 15,7 mill. kr. fra 70,2 mill. kr. til 54,5 mill. kr.

En reduktion af investeringsomkostningerne ved etableringen af regenereringsanlægget med 10 mill. kr. reducerer de velfærdsøkonomiske omkostninger herved med 13,4 mill. kr. - investeringsbesparelsen multipliceret med forrentningsfaktoren på kapital $f_K = 1,341$ - og det velfærdsøkonomiske underskud falder til 56,8 mill. kr.

Hvis beregningsprisen på uudvundet kvartssand sættes op med 20 kr./ton, stiger de velfærdsøkonomiske omkostninger ved udvinding og deponering af kvartssand med $45.000 \text{ ton} \cdot 20 \text{ kr./ton} = 900.000 \text{ kr.}$ om året. Nutidsværdien heraf med en kalkulationsrente på 3 pct. er 7,6 mill. kr. Det velfærdsøkonomiske underskud ved regenerering reduceres med dette beløb fra 70,2 mill. kr., til 62,6 mill. kr.

Tilsvarende indebærer en stigning af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved deponering med 100 kr./m^3 , at de årlige nettoomkostninger ved udvinding og deponering forhøjes med $(60.000 - 12.000) \text{ ton} : 1,5 \text{ ton/kubikmeter} \cdot 100 \text{ kr./ton} = 3.200.000 \text{ kr.}$ Nutidsværdien heraf er med en kalkulationsrente på 3 pct. lig med 27,3 mill. kr., hvilket er det beløb, hvormed det velfærdsøkonomiske underskud ved regenerering reduceres.

Såfremt affaldssandet fra regenereringsprocessen ikke skal deponeres; men, da det er rensat, kan benyttes i fx byggeindustrien, reduceres de årlige velfærdsøkonomiske omkostninger ved regenerering med et beløb, der mindst svarer til de sparede deponeringsomkostninger på 1 mill. kr. årligt. Affaldssandet erstatter andre råstoffer, hvorfor den samlede velfærdsøkonomiske gevinst formentlig bliver større. Nutidsværdien af den direkte deponeringsbesparelse er 8,5 mill. kr., hvilket reducerer det velfærdsøkonomiske underskud ved regenerering til 61,7 mill. kr.

Kan vedligeholdelsesomkostningerne på regenereringsanlægget reduceres med 50 pct., betyder det en årlig velfærdsøkonomisk besparelse på 1,2 mill. kr. Nutidsværdien heraf med en 3 pct. kalkulationsrente er 10,2 mill. kr., og det velfærdsøkonomiske underskud ved regenerering reduceres ved denne besparelse til 60 mill. kr.

De gennemførte følsomhedsberegninger har vist, at en række forhold skal ændres til gunst for regenereringsløsningen, før denne vil være velfærdsøkonomisk rentabel. For at regenerering af støberiaffaldssand skal være velfærdsøkonomisk rentabelt, skal fx samtidig

- investeringsudgiften kunne reduceres med 10 - 12 mill. kr.
- vedligeholdelsesudgifterne kunne reduceres med 50 pct.
- den velfærdsøkonomiske værdi af uudvundet kvartssand stige med 50 pct.
- de velfærdsøkonomiske omkostninger ved deponering stige med 80 pct.
- affaldssandet fra regenereringen kunne benyttes i byggeindustrien.

Dette er store krav at stille. Derfor må konklusionen, om at det ikke på nuværende tidspunkt er velfærdsøkonomisk rentabelt at regenerere støberiaffaldssand i Danmark, anses for relativt robust over for ændringer i de benyttede beregningsforudsætninger.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

KAPITEL 11

Restaureringen af Brede Å

Dette eksempel vedrører et allerede gennemført projekt. Der er derfor ikke tale om en typisk projektvurderingssituation, hvor det vurderes, om det vil være hensigtsmæssigt at gennemføre et overvejet projekt. Fremgangsmåden ved vurderingen af et projekt er imidlertid den samme, hvad enten projektet vurderes inden en eventuel gennemførelse eller efter denne. Eksemplet illustrerer derfor, hvorledes et typisk naturgenopretningsprojekt bør vurderes.

De benyttede data er stillet til rådighed af Sønderjyllands Amt og Løgumkloster Kommune, og det er tilstræbt i så vid udstrækning som muligt at anvende faktiske oplysninger. Det skal dog pointeres, at der er tale om et regneeksempel, hvis primære formål er at illustrere den i Vejledningens Del I præsenterede vurderingsmetode.

11.1 Baggrunden for og resultatet af restaureringen

Projektet har tre overordnede formål:

- Naturgenopretning i ådalen
- Forbedring af vandløbskvaliteten i Brede Åsystemet
- Forbedring af områdets rekreative muligheder

Projektet skal samtidig mindske fremtidige konflikter mellem jordbrugere og natur- og miljøinteresser. Det har været en forudsætning for alle dele af projektet, at disse skulle gennemføres på grundlag af frivillige aftaler med lodsejerne.

11.1.1 *Situationen før restaureringen*

I 1952 blev det besluttet at gennemføre udretningen af Brede Å. Da lodsejerne ved de nedre vandløbsstrækninger frygtede hyppigere oversvømmelser som følge af reguleringsarbejdet, regulerede man hele hovedvandløbet. I alt blev ca. 47 km vandløb over en periode på 7 år og 3 etaper reduceret til ca. 33 km vandløb.

Brede Å blev rettet ud til en lige kanal, vandløbsbunden blev sænket, og der blev bygget styrt til at opfange vandets energi, så vandløbet ikke begyndte at slynge sig igen. Hermed blev ådalen drænet, så engene kunne udnyttes mere effektivt til landbrugsdrift. Lige efter reguleringen blev mange af arealerne i ådalen stadig udnyttet til græsning og høslæt. Opdyrkningen af flere af engene i ådalen skete først senere, da mekaniseringen i landbruget tog fart i 1960'erne.



Kort 11.1.1 Brede Å systemet

Landmændene fik i en årrække et større udbytte af jordene i ådalen; men afvandingen af de vandløbsnære arealer afstedkom, at jordene langs vandløbene "satte sig". Dette betød, at jordens organiske materiale blev iltet og mineraliseret, hvorved jordens volumen blev mindre og overfladen sank. Dette indebærer, at jorden på ny begyndte at blive vandlidende.

Reguleringen af vandløbene havde mange uheldige miljømæssige konsekvenser. Den berørte bl.a.:

- Vand- og vandløbskvaliteten (mindre fysisk variation og flere næringsstoffer)
- Biodiversiteten (færre arter)
- De rekreative muligheder

Vand- og vandløbskvaliteten

Det fremgår af en undersøgelse af forureningstilstanden i Brede Å-systemet i 1975 og 1976, at hovedløbet i hele sit forløb med en enkelt undtagelse havde en vandkvalitet, der var tilstrækkelig god til, at rentvandsdyr og alle fisk normalt ville kunne klare sig. Dog kunne der ved Løgumkloster/Løgumgårde konstateres kemiske spærringer, der forhindrede rentvandsdyr og fisk i at trække længere op i vandløbssystemet.

Vest for Bredebro var vandkvaliteten i mange af de mindre tilstødende vandløb så dårlig, at vandløbsfaunaen var forarmet og forholdene for ørreder m.v. var begrænsede. Mellem Bredebro og Løgumkloster var vandkvaliteten i de mindre vandløb tilfredsstillende. Dog var nogle af vandløbene på enkelt strækninger tørlagt. Opstrøms Løgumkloster varierede vandkvaliteten meget fra strækning til strækning.

Sønderjyllands Amt undersøgte i forsommeren 1996 miljøkvaliteten i 4 mindre regulerede vandløb, der er tilløb til Lobæk. Vandløbene havde flere steder eroderede brinker, og mange strækninger var præget af sandbund og betydelig sandvandring. Ligeledes var vandstrømmen mange steder så beskeden, at bunden ikke blev spulet ren for finkornet materiale. Strækninger uden grus og sten er kun et egnet levested for et beskedent udsnit af vandløbsfaunaen. Flere steder var okkertilførslerne så store, at det begrænsede livsbetingelserne for dyre- og plantelivet.

Okkerforurening opstår, når vandløbene tilføres ferrojern (opløst jern) fra grundvandet eller ved afstrømning fra jorde, der indeholder jernsvovlforbindelsen pyrit. Jernforbindelserne udfældes som partikler (okker), og vandløbene kan blive farvet fuldstændigt rødbrune. Ferrojern er giftigt selv ved lave koncentrationer, og sker udfældningen på fiskenes og smådyrenes gæller, hæmmes iltoptagelsen, og dyrene bliver kvalt. Udfældede okkerpartikler gør vandet uklart og hindrer sollyset i at trænge ned til planterne, hvorved fødegrundlaget forringes for smådyr og fisk. Problemet er størst om efteråret og om vinteren (november-april), hvor drænvandsafstrømningen er størst.

Drænvandet fra engene og ådalens skrænter blev ledt direkte ud i åen. Vandmængden og -hastigheden i åen kunne derfor hurtigt stige, hvilket medførte, at der hyppigt skete oversvømmelser langs de nedre dele af vandløbet. Næringsstofferne fra landbrugsarealerne blev desuden ført direkte ud i vandløbene og videre til de lavvandede områder i Vadehavet, hvor de har været en medvirkende årsag til øget vækst af alger.

Biodiversiteten

Det lige kanalagtige vandløb gav ikke mange levesteder for planter og dyr, specielt da mange strækninger var præget af sandvandring, hvorved bunden hele tiden enten flyttede sig eller blev overlejret med sand. Reguleringen medførte, at vandløbet og ådalen mistede den mangfoldighed af forskellige arter af planter og dyr, som trives i et naturligt vandløb og på de fugtige enge, ligesom det lige, kanalagtige vandløb dominerede den monotone ådal.

Der blev i 1986 foretaget vegetationsregistreringer på strækningen fra styrtet vest for Løgumkloster By til Ballum Sluse. Vegetationen var helt domineret af enkelt pindsvineknop, der er karakteristisk for vandløb med ringe fysisk variation, stor lysindstråling og stort næringsstofindhold. Der var kun spredte forekomster af andre arter. Vegetationssammensætningen var typisk for regulerede vandløb med ensartede fysiske forhold.

Rekreative muligheder

De rekreative muligheder var stærkt begrænsede. Det lige udrettede vandløb levede ikke mange muligheder for afvekslende og spændende kanosejlsads eller vandreture. Lystfiskeriet var også blevet forringet - jf. ovenfor om biodiversiteten. I det hele taget havde området mistet meget af sin tidligere naturskønhed.

11.1.2 Effekten af de gennemførte foranstaltninger

Retableringen af Brede Å systemet har omfattet en forbedring af vandkvaliteten gennem bedre spildevandsrensning og mindskelse af jerntilførslerne, fjernelse af spærringer og gensnoninger/vandstandshævninger. Det øgede areal med våde enge mindsker således udvaskningen af jern samt tilbageholder og/eller omsætter bl.a. okker og næringsstoffer.

Gensnoningen har bevirket, at levevilkårene for dyr og planter i vandløbene er blevet forbedret. Vandplanterne har nu mange steder en stabil grusbund at vokse i. Vandløbsinsekterne har fået nye levesteder på sten og planter og fiskene dermed et bedre fødegrundlag. Samtidig har fiskene fået bedre levesteder i form af dybe huller i bunden samt ved sten, og de kan gyde i strygenes grusbanker. Endelig er der ved at fjerne spærringer i form af betonstyrt eller ved at bygge dem om til stryg skabt fri passage i hovedløbet for fisk og smådyr.

De plante- og dyrearter, som lever på de fugtige enge, har nu fået mulighed for at overleve eller for at etablere sig igen. Mange arter udryddelsestruede planter, insekter og fugle lever netop i denne type vådområder.

Genslyngningen af vandløbet samt retableringen af enge og egentlige vådområder har skabt et mere rekreativt og naturskønt område, der kan betragtes fra

det stisystem, som er etableret langs ådalen. Friluftslivet er også blevet tilgode-set, ved at det er blevet tilladt at sejle med kano på de større amtsvandløb. Desuden er der lavet flere primitive daglejrpladser langs vandløbene. Endelig fungerer Løgumkloster Mølledam nu som et nært rekreativt område for Løgumkloster By.

11.2 Problemformulering

Der er tale om at vurdere konsekvenserne af et projekt, der er gennemført - en såkaldt ex post evaluering. Situationen efter projektets gennemførelse sammenlignes med situationen før projektets gennemførelse. Problemstillingen kan således formuleres som et ønske om at beskrive de miljømæssige, velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske konsekvenser af projektet. Denne beskrivelse kan danne grundlag for en vurdering af, om de velfærds-mæssige gevinster har stået mål med projektets omkostninger.

Hvis der havde været gennemført en vurdering af projektet inden dets gennemførelse - en såkaldt ex ante vurdering - havde det også været muligt at vurdere om projektets faktiske konsekvenser svarer til de i sin tid forventede. Dvs. om de forventede miljømæssige målsætninger er opnået, og om de er opnået med de forventede velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske konsekvenser.

Ved en ex post evaluering følges fuldstændig samme fremgangsmåde som ved en ex ante vurdering. Den eneste forskel er, at konsekvensbeskrivelsen i forbindelse med en ex ante vurdering i sagens natur omfatter de forventede konsekvenser, mens ex post evalueringen baseres på de faktisk observerede. Valget af hhv. beregningspriser og priser for den velfærdsøkonomiske og den budgetøkonomiske analyse vil stort set være det samme i de to tilfælde - bortset fra, at priserne i perioden mellem ex ante og ex post tidspunktet må skønnes ved ex ante vurderingen, mens de er kendt i forbindelse med ex post vurderingen.

En ex post evaluering vil normalt være noget snævrere i sit sigte end en ex ante vurdering, men dermed ikke nødvendigvis lettere at gennemføre. Det snævrere sigte skyldes, at ex post evalueringen alene vedrører en beskrivelse af projektets konsekvenser og en vurdering af, om de lever op til de forventede. Problemstillingen i forbindelse med ex ante vurderingen vil derimod også oftest være at finde frem til den mest hensigtsmæssige måde at opfylde de opstillede målsætninger på. I forbindelse med Brede Å projektet kunne der således være opstillet en række forskellige genopretnings-scenarier, hvis relative fordelagtighed det i så fald havde været opgaven at belyse.

11.3 Konsekvensbeskrivelse

11.3.1 Beskrivelse af de faktisk gennemførte projekter

Det samlede projekt omfattede en række delprojekter, som er vist på kort 11.1.1 og i tabel 11.3.1.

Tabel 11.3.1 De gennemførte delprojekter i forbindelse med restaureringen af Brede Å

År	Delprojekt
1989	– Etablering af Løgumkloster Mølledam
1990	– Den lige, kanaliserede Landeby Bæk restaureres med snoninger og forlænges fra 0,5 km til 0,8 km – Fjernelse af stort styrt i Brede Å ved Bredebro. Styrtet ombygges til 3 stryg over 110 m – Sandfang etableres i Brede Å
1991	– Restaurering af 2,7 km lige forløb af Brede Å ved Løgumkloster til 3,2 km snoet vandløb
1993	– Restaurering af Kongens Mose
1994	– Restaurering af 2,8 km ad Brede Å, mellem Løgumkloster og Bredebro, til 4,3 km snoet vandløb
1995	– Restaurering af yderligere 3,6 km af Brede Å, ved Bredebro by, til 4,3 km snoet vandløb – Anlæg af lavvandet sø i Løgumkloster Bæk for at nedbringe okkerudledningen til Brede Å
1996	– Restaurering af 4,0 km af Lobæk nord for Løgumkloster til 5,4 km snoet vandløb
1997	– Restaurering af 2,9 km af Lobæk nord for Løgumkloster til 4,3 km snoet vandløb

Det første projekt vedrørte i 1989 -1990 gensnoningen af Landeby Bæk. Samtidig blev et stort styrt fjernet, og knapt 2 ha af Løgumkloster Mølledam blev genskabt. Den fungerer nu som et nært rekreativt område for Løgumkloster, og samtidig tilbageholder den store mængder okker.

I 1990 blev et stort styrt i Bredebro ombygget til et stryg, hvorved der blev skabt bedre passagemulighed for fisk m.v. Samtidig er der fjernet 8 styrt og to styrt er ændret til stryg. Det har været specielt vigtigt at fjerne styrtene i Brede Å, for at give snæblen - en rødlistet laksefisk - en chance for at overleve. Snæblen kan ikke som andre laksefisk forcere et styrt ved at springe.

I årene 1991 - 97 blev der gennemført yderligere 5 restaureringer af Brede Å og Lobæk, hvor i alt 13,6 km udrettet vandløb fik et nyt snoet forløb på mere end 20 km - Lobæk løber over i Brede Å ved Løgumkloster, og vandløbene kan derfor betragtes som ét vandløb. Samtidig blev vandløbsbunden hævet, hvorved der skabtes flere fugtige våde enge med især hyppigere vinteroversvømmelser. De våde enge har stor betydning for næringsstofftilbageholdelsen og -omsæt-

ningen. I de genslyngede vandløb blev der udlagt sten og gydegrus, så vandinsekter og fisk fik bedre levevilkår, og i de gamle åslyngninger blev der flere steder lavet vandhuller.

I tilløbene til Brede Å blev der lavet sandfang samt udlagt sten og gydegrus på en 5 km lang strækning i Skallebæk, hvor vedligeholdelsen samtidig er ændret til skånsom vedligeholdelse. I Løgumkloster Bæk og Midtvejsgrøften blev der etableret to søer til omsætning og tilbageholdelse af okker og næringsstoffer, og i Draved Mose blev vandstanden hævet, og der blev genskabt et stort areal med åbent vandspejl.

I tilknytning til projektet blev der gennemført jordfordeling. De hermed forbundne ressourceforbrug - administrative udgifter i Strukturdirektoratet - og produktionsmæssige konsekvenser - fx den sparede kørsel som følge af jordfordelingen - opfattes imidlertid ikke som en del af projektet. Dels udgør ådals-arealet - projektområdet - kun en mindre andel af det samlede område, som er omfattet af jordfordelingen, dels kan det diskuteres, hvorvidt jordfordelingen er en del af selve projektet eller ville have foregået alligevel.

11.3.2 Tidshorizont

Projektet har strakt sig over en 9-årig anlægsperiode - perioden 1989-1997 - mod normalt 1 - 2 år for store naturgenopretningsprojekter. Dette hænger sammen med, at projektet startede som et pilotprojekt/enkeltprojekter, der efterhånden udviklede sig til et egentligt naturgenopretningsprojekt.

Det vil være særdeles vanskeligt at opgøre projektets konsekvenser i de enkelte år under anlægsperioden. For Brede Å projektet synes det derfor rimeligt at arbejde med en anlægsperiode på 9 år, hvorefter de landbrugsproduktionsmæssige og miljømæssige konsekvenser antages at være slået fuldt i gennem. Disse må herefter antages principielt at være ved over en uendelig tidshorizont. For at begrænse vanskelighederne ved at opgøre projektets konsekvenser er det endelig antaget, at projektet ikke har haft landbrugsproduktionsmæssige og miljømæssige konsekvenser i løbet af den 9-årige anlægsperiode.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 11.3.2 Konsekvensskema for restaureringen af Brede Å

	1989	1990	1991	1993	1994	1995	1996	1997	1998 - ∞	I alt
Anlæg kr.	719.386	516.930	1.885.141	257.670	2.259.864	2.587.837	1.798.766	2.024.551		12.050.145
arbejdskraft (timer)	1.093	652	2.099	274	2.099	2.741	1.774	1.682		12.412
maskiner (timer)	1.024	546	2.062	250	2.062	2.290	1.587	1.309		11.127
materialer (m ³)	1.408	1.900	5.781	469	5.781	3.391	3.721	2.242		24.691
øvrige udgifter (kr.)	165.459	51.378	316.366	59.264	348.536	641.432	244.280	777.061		2.603.776
Projektering (kr.)	195.499	216.798	227.332	34.184	681.170	644.126	486.710	794.007		3.279.825
arbejdskraft (årsværk)	0	0	0	0	1	1	1	1		4
øvrige udgifter (kr.)	195.499	216.798	227.332	34.184	378.362	341.318	183.902	491.199		2.068.593
Drift (kr.)	0	0	-10.000	-10.000	-50.000	-50.000	-50.000	-50.000	-50.000	
Landbrugsproduktion										
Kødproduktion										
- udsætterkøer (kg)									-8.732	
- ungtyre (kg)									-12.537	
- kælvekvier (stk.)									-16	
- slagtekvier (kg)									-1.559	
Gødning										
- kvælstof (kg)									-6.101	
- fosfor (kg)									-959	
- kalium (kg)									-9.848	
Tilskud										
- EU-tilskud (kr.)									-185.551	
- andre tilskud (kr.)									-9.765	
Ress.forbrug landbrug										
Ammekøer										
- arbejde (timer)									-3.276	
- hj.avlet grovfoder									-380.730	
- korn, kraftfod. (FE)									-111.300	
- øvrige omkost. (kr.)									-103.635	
- inv. bygning (kr.)									-1.670.970	
- inv. maskiner (kr.)									-158.130	
- beholdninger (kr.)									-1.292.025	
- vedligehold. (kr.)									-33.390	
Vedvarende græs										
- arbejde (timer)									-492	
- udsæd (kg)									-201	
- kemikalier (kr.)									-502	
- kvælstof (kg)									-13.052	
- fosfor (kg)									-602	
- kalium (kg)									-7.128	
- energi (diesel), liter									-4.819	
- øvrige omkost. (kr.)									-68.675	
- inv. bygning (kr.)									-251.003	
- inv. maskin. (kr.)									-210.843	
- beholdninger (kr.)									-35.140	
- vedligehold. (kr.)									-28.815	
Udenl. turister (døgn)									1.000	

Anm: De reale konsekvenser for drift og vedligeholdelse, landbrugsproduktionen, ressourceforbruget i landbruget, turismen og de øvrige miljøkonsekvenser er opgjort som ændringer i forhold til udgangssituationen. Projektet lå stille i 1992, hvorfor den eneste aktivitet er besparelsen på driftsudgifterne på 10.000 kr. Alle beløb er i 1997-priser.

11.3.3 Konsekvensskemaet

Projektets reale konsekvenser for forbruget af produktionsfaktorer og producerede produktionsgoder er sammenfattet i omstående konsekvensskema, tabel 11.3.2. Skemaet omfatter ikke projektets miljøkonsekvenser, da disse endnu ikke har kunnet kvantificeres. Der henvises til afsnit 11.3.7, hvor mulighederne for en systematisk beskrivelse heraf diskuteres. I det følgende kommenteres konsekvensskemaets enkelte poster.

11.3.4 Anlægs- og projekteringskonsekvenserne

I dette afsnit foretages en opgørelse af de reale konsekvenser som følge af projektets udgifter til anlæg og projektering - i det følgende også omtalt som investeringsudgiften. Med reale konsekvenser forstås fysiske påvirkninger opgjort i mængdemæssige enheder. De reale konsekvenser af anlæg og projektering prissættes efterfølgende i afsnit 11.4.1 og 11.4.2, således at den velfærdsøkonomiske værdi af konsekvenserne kan beregnes.

Opgørelsen af de reale konsekvenser kan til tider forekomme noget omstændelig, men ud over at tjene som dokumentation tjener den også til at illustrere den i Vejledningens Del I omtalte beregningsmetode. Ud fra de oplyste udgifter til anlæg og projektering er der regnet baglæns for at finde de reale konsekvenser, som derefter igen prissættes i afsnit 11.4.1 og 11.4.2. De reale konsekvenser har imidlertid en selvstændig interesse - fx projektets arbejdskraftforbrug - og de benyttes også i forbindelse med opgørelsen af de indirekte miljøkonsekvenser i afsnit 11.3.8.

De samlede udgifter til projektering og anlæg er i løbende priser opgjort til i alt 14,1 mill. kr. ekskl. moms fordelt over perioden 1989-1997. Omregnet til faste 1997-priser vha. byggeomkostningsindekset (entreprisereguleringsindekset for jordarbejde m.v.) - jf. Danmarks Statistik (1998b) - udgør de samlede investeringsudgifter ca. 15,3 mill. kr., ekskl. moms - jf. tabel 11.3.3.

Investeringsudgifterne er fordelt med ca. 3 mill. kr. til projektering og tilsyn og 12 mill. kr. til anlæg. Det ses, at projekteringsudgifterne til genslyngningen af et udrettet vandløb er forholdsvis store. Dette skyldes det omfattende beregnings- og målearbejde, som er forbundet med planlægningen af vandløbets forløb.

Investeringsudgifterne omfatter også udgifterne til anlæggelsen af en ca. 10 km lang natursti gennem ådalsarealet. Dette hænger sammen med, at ét af formålene med projektet er at genskabe et naturskønt område, i hvilket det samtidig skal være muligt at færdes. Anlægsudgifterne til naturstien andrager 326.000 kr. (1997-priser) og er afholdt af amtet i 1996 og 1997 - jf. tabel 11.3.3.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 11.3.3 Investeringsudgifter, kr. ekskl. moms, 1997-priser

Projekt	År	Projekt/tilsyn	Entreprise/anlæg	I alt investeringsudg.
Lgkl. Mølledam	1989	195.499	719.386	914.885
Landeby Bæk	1990	83.104	137.257	220.361
Styrt Bredebros	1990	133.694	379.674	513.367
Brede Å 1. Etape	1991	227.332	1.885.141	2.112.472
Kongens Mose	1993	34.184	257.670	291.854
Brede Å 2. Etape	1994	681.170	2.259.864	2.941.033
Brede Å 3. Etape	1995	471.681	1.918.552	2.390.232
To Okkersøer v. Lgkl.	1995	172.445	669.285	841.731
Lobæk 1. Etape	1996	486.710	1.682.616	2.169.326
Natursti 1. etape	1996		116.150	116.150
Lobæk 2. Etape	1997	794.007	1.814.795	2.608.802
Natursti 2. etape	1997		209.756	209.756
I alt		3.279.825	12.050.145	15.329.969

Kilde: Sønderjyllands Amt

Amtet har siden 1994 selv forestået det meste af projekteringen. Det skønnes, at der er medgået 1,0 årsværk til projekteringen af hver genslyngningsetape, fordelt med 0,6 akademiker og 0,4 mellemtekniker. Den øvrige del af projekteringen er varetaget af rådgivende ingeniørfirmaer m.m.

Tabel 11.3.4 viser anlægsudgifterne fordelt på arbejdskraft, maskiner, materialer samt øvrige udgifter - alle udgifter er omregnet til faste 1997-priser vha. byggeomkostningsindekset (entreprisereguleringsindekset for jordarbejde), jf. Danmarks Statistik (1998b).

Fordelingen af anlægsudgifter for årene 1994, 1995 og 1997 er baseret på oplysninger fra entreprenøren, der også har stillet oplysninger til rådighed vedrørende de forbrugte arbejdstimer, maskintimer og materialer samt priserne herpå. Det har ikke været muligt at indhente oplysninger for de resterende år. Der har således været flere forskellige entreprenører involveret. For et tilsvarende projekt, der typisk strækker sig over en kortere periode - 1-2 år - vil det normalt være lettere at få adgang til de nødvendige oplysninger.

Tabel 11.3.4 Opgørelse af anlægsudgifterne fordelt på arbejdskraft, maskiner og materialer - kr. 1997-priser

Projekt	År	Arbejdskraft	Maskiner	Materialer	Øvrige udg.	Anlæg i alt
Lgkl. Mølledam	1989	228.054	146.027	179.846	165.459	719.386
Landeby Bæk	1990	62.515	44.234	30.239	268	137.257
Styrt Bredebro	1990	75.335	47.050	206.178	51.110	379.674
Brede Å 1. Etape	1991	445.808	468.354	654.613	316.366	1.885.141
Kongens Mose	1993	59.430	74.558	64.418	59.264	257.670
Brede Å 2. Etape	1994	450.564	717.015	743.749	348.536	2.259.864
Brede Å 3. Etape	1995	326.956	537.075	444.475	610.045	1.918.552
To Okkersøer v/Lgkl.	1995	254.647	347.872	35.380	31.387	669.285
Lobæk 1. Etape	1996	387.747	655.640	511.098	128.130	1.682.616
Natursti 1.etape	1996	0	0	0	116.150	116.150
Lobæk 2. Etape	1997	378.338	575.740	293.413	567.305	1.814.795
Natursti 2.etape	1997	0	0	0	209.756	209.756
I alt		2.669.394	3.613.565	3.163.410	2.603.776	12.050.145

Entreprenørens oplysninger om ressourceforbruget til genslyngning i 1994, 1995 og 1997 er anvendt som fordelingsnøgle til at anslå ressourceforbruget i de resterende år. Fordelingsnøglen for ressourceforbrug pr. km er anvendt til at fordele de rene genslyngningsprojekters - dvs. Landeby Bæk i 1990, Brede Å 1. Etape i 1991 og Lobæk 1. Etape i 1996 - samlede anlægsudgifter ud på ressourceforbrug til arbejdskraft, maskintimer, materialer og øvrige udgifter.

For de øvrige delprojekter - etableringen af okkersøer, fjernelsen af styrt m.m. - er de totale udgifter fordelt på reelt ressourceforbrug vha. en fordelingsnøgle for udgifterne. Der kan nemlig udledes en typisk fordeling af de samlede udgifter. Således udgør arbejdskraftforbruget 2 pct. heraf, udgifterne til maskintimer 50 pct., materialeudgifterne 25 pct. og de øvrige udgifter 23 pct. Udgifterne for hver kategori er herefter divideret med prisen for at finde det fysiske ressourceforbrug.

Der foreligger som omtalt oplysninger om priser for 1994, 1995 og 1997 fra entreprenøren. For årene 1989-93 er priserne fastsat på følgende måde: Tilmelønnen er nedskrevet fra 1994-tallet vha. "Årlig stigning i timefortjeneste for samtlige arbejdere i pct." - jf. Danmarks Statistik (1998a). Maskintimeprisen for 1990 og 1991 er oplyst i entreprenørens regning, og for de resterende

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

to år - 1989 og 1993 - er maskintimeprisen skønnet. Materialepriserne for hhv. grus og sten er skøn. For året 1996 er der for alle tre kategorier anvendt den gennemsnitlige pris for 1995 og 1997.

Det oplyste og beregnede reale ressourceforbrug for hele anlægsperioden er sammenfattet i tabel 11.3.5.

Tabel 11.3.5 Opgørelse af anlægsperiodens ressourceforbrug fordelt på arbejdskraft, maskiner, materialer og øvrige udgifter

Projekt	År	Arbejds- timer	Maskin- timer	Gydegrus, klæg m ³	Materialer, sten m ³	Øvrige ud- gifter kr.
Lgkl. Mølledam	1989	1.093	1.024		1.408	165.459
Landeby Bæk	1990	296	264	50	200	268
Styrt Bredebro	1990	356	281	150	1.500	51.110
Brede Å 1. Etape	1991	2.099	2.062	2.581	3.200	316.366
Kongens Mose	1993	274	250	0	469	59.264
Brede Å 2. Etape	1994	2.099	2.062	2.581	3.200	348.536
Brede Å 3. Etape	1995	1.541	1.390	10	3.131	610.045
To Okkersøer v. Lgkl.	1995	1.200	900	0	250	31.387
Lobæk 1. Etape	1996	1.774	1.587	915	2.806	128.130
Natursti 1. etape	1996	0	0	0	0	116.150
Lobæk 2. Etape	1997	1.682	1.309	155	2.087	567.305
Natursti 2. etape	1997	0	0	0	0	209.756
I alt		12.412	11.127	6.441	18.250	2.603.776

Kilde: Entreprenøren, Sønderjyllands Amt samt egne beregninger

Oplysningerne i tabel 11.3.5 afspejler altså et skønnet fysisk ressourceforbrug baseret på præcise tal for tre år, som er anvendt som fordelingsnøgle for de øvrige år. Der er selvfølgelig en del usikkerhed forbundet med en sådan opgørelse, men ud fra de foreliggende oplysninger har det været den bedst mulige fremgangsmåde. Det fremgår af tabellen, at der er forbrugt ca. 12.400 arbejdstimer samt ca. 11.100 maskintimer i forbindelse med anlægsarbejderne. Materialeforbruget omfatter ca. 6.400 m³ grus og klæg samt ca. 18.200 m³ sten. Det skal i øvrigt bemærkes, at materialeforbruget har ændret sig i løbet af anlægsperioden. Amtet har løbende lært af sine erfaringer med brug af materialer - fx har det vist sig, at mængden af sten til stabilisering af bredderne har kunnet nedsættes, samt at der med held har kunnet suppleres med langt billigere kokosmætter, hvorpå planter hurtigt gror.

De øvrige udgifter på 2,6 mill. kr. udgør en forholdsvis stor andel - 23 pct. - af de samlede anlægsomkostninger. Det har pga. manglende information ikke været muligt at fordele disse udgifter ud på arbejdskraft, maskiner eller materialer. Udgifterne vedrører bl.a. ekstraordinære udgifter til vandløbsvedligeholdelse under anlægsarbejdet, udgifter til hegning og beplantning samt etablering, drift og rømning af arbejdsplads - skurvogne m.m.

I projektet indgår en delvis reetablering af Løgumkloster Møllesø ved Løgumkloster By, der udover at have rekreativ værdi fungerer som okkerudfældningssø. Etableringen af søen kan få konsekvenser for kravene til spildevandsrensning for 84 boliger i det åbne land, idet de nu indgår i et opland til en sø. Hvis den nuværende spildevandstilledning viser sig at være i strid med målsætningen for søen, skønnes boligejerne at blive påført en udgift på 2,6 mill. kr. inkl. moms for at kunne leve op til kravene i "Lovbekendtgørelse nr. 923 af 5. december 1997 om betalingsregler for spildevandsanlæg m.v." Den angivne udgift vedrører kun bebyggelsen i Løgumkloster kommune. Den skønnes at blive fordoblet, hvis nabokommunen Nr. Rangstrup også medtages.

Spørgsmålet er, om denne eventuelle merudgift bør betragtes som en del af projektet. På den ene side kan der argumenteres for, at udgiften foranlediges af projektet, fordi boligerne bliver opland til en sø. På den anden side kan det fremføres, at udgiften skyldes en lovgivning, som først blev gennemført efter projektets igangsættelse, og som derfor ikke bør medregnes i projektet.

I nærværende tilfælde anses den eventuelle merudgift til spildevandsrensning ikke for at være en del af projektet. De skærpede krav til spildevandsudledning er således en følge af den omtalte lov om spildevandsudledning for spredt bebyggelse i det åbne land, som først blev vedtaget efter søens reetablering. Ved fremtidige projekter, der på tilsvarende vis giver anledning til skærpede krav til den eksisterende spildevandsudledning, bør udgifterne til opfyldelse af kravene derimod indgå som en del af projektets udgifter. De nugældende krav er nemlig nu en del af udgangssituationen og ikke som ved Løgumkloster Møllesø krav, der først er besluttet efter projektets igangsættelse.

11.3.5 Drift og vedligeholdelse af området

Projektet medfører, at amtet opnår en årlig besparelse på driftsomkostningerne på 10.000 kr. i perioden 1991 - 1993 og fra 1994 på 50.000 kr. Denne besparelse fremkommer ved, at der forventes færre udgifter til egentlig vedligeholdelse og oprensning - fx pleje af åbrinker - men øgede udgifter til tilsyn. Der påregnes ikke nogen beskæftigelseseffekt heraf. Vedligeholdelsen vil ske mindre hyppigt og mindre intensivt, men til gengæld øges tilsynet. De øgede årlige udgifter til

vedligeholdelse af det etablerede stisystem er meget beskedne og er ikke medtaget i beregningen. Det er de to kommuner - Løgumkloster Kommune og Bredebro Kommune - der står for vedligeholdelsen af naturstien.

11.3.6 Landbrugsproduktionen

Landbrugsproduktionen i Brede ådal bliver påvirket af projektet, idet den berørte produktion dog kun omfatter vedvarende græs og ikke egentlige markafgrøder. Påvirkningen sker dels ved, at områder helt udgår af landbrugsproduktion, og dels ved at udbyttet forringes på de vandløbsnære områder og på vandløbets randområder. Generelt regnes der med en udbytteforringelse på 40 pct. Til gengæld påregnes også et faldende ressourceforbrug i forbindelse med landbrugsproduktionen.

Siden 1997-restaureringen har amtet via MVJ-ordningen - Miljøvenlige Jordbrugsordninger (ændret afvanding eller udtagning) - haft mulighed for at indgå aftaler med lodsejerne om at forringe afvandingen ud over de regulativmæssige bestemmelser for vandløbet. De enkelte lodsejere kompenseres for nedgangen i produktionen efter regelsættet herom i MVJ-ordningen.

Området bliver både før og efter projektets gennemførelse anvendt til afgræsning for kvæg. Det er altså kvægproduktionen og ikke græsproduktionen, der repræsenterer det endelige produktionsmæssige resultat af områdets anvendelse. Det bør derfor være projektets konsekvenser for kvægproduktionen, der udgør det endelige grundlag for vurderingen.

Det reducerede græsudbytte kan imidlertid føre til flere forskellige påvirkninger af den animalske produktion:

- Ingen konsekvenser for produktion og ressourceforbrug overhovedet - arealet har ikke været udnyttet fuldt ud, hvorfor det mistede græsudbytte reelt ikke har haft nogen værdi.
- Den animalske produktion opretholdes, ved at der importeres alternativt grovfoder - den øgede import heraf udgør i så fald den endelige konsekvens af de ændrede produktionsbetingelser.
- Den animalske produktion opretholdes ved at produktionen af grovfoder øges på andre arealer, hvorved der mistes andre afgrøder - dette tab vil i så fald udgøre projektets endelige konsekvenser for landbrugsproduktionen.
- Den animalske produktion reduceres svarende til den mistede foderproduktion i form af vedvarende græs

Det har ikke været muligt at opnå nøjagtig information om projektets påvirkning af den animalske produktion i området. Dyretætheden er imidlertid både

før og efter projektets gennemførelse langt under den tilladte grænse. Dette tyder på, at projektet hverken har haft konsekvenser for den animalske produktion eller for ressourceforbruget i forbindelse hermed. Ganske vist reduceres grovfoderproduktionen; men der bliver pga. den lave dyretæthed hverken behov for import af alternativt grovfoder eller for erstatningsproduktion på andre arealer.

Imidlertid vil den potentielle kvægproduktion i området under alle omstændigheder blive reduceret, når produktionen af vedvarende græs bliver mindre. Det potentielle tab i kvægproduktionen anses derfor i det følgende for at være udtryk for restaureringsprojektets endelige konsekvens for landbrugsproduktionen.

Den relevante kvægproduktion er ammekvæg - dvs. køer, der normalt ikke malkes, men dies af kalve, der går hos køerne - eller eventuelt stude. Køerne er på græs i sommerhalvåret og i stald i vinterhalvåret. Udbyttet af ammekvæg er kødproduktion.

De produktions- og ressourcemæssige konsekvenser er sammenfattet i konsekvensskemaet - jf. tabel 11.3.2. De er beregnet ved først at opgøre, hvor meget produktionen af vedvarende græs reduceres som følge af projektet. Denne opgørelse danner efterfølgende grundlag for beregningen af, hvor meget den potentielle kødproduktion reduceres. Konsekvenserne for forbruget af ressourcer - arbejdskraft, kapital og råvarer - omfatter således både den reducerede ressourceindsats i forbindelse med produktionen af vedvarende græs og i forbindelse med produktionen af ammekvæg. Der er gjort nærmere rede for beregningerne i det følgende.

1. Produktionen af vedvarende græs

Projektområdet omfatter i alt 320 ha. Før projektets gennemførelse udgjorde langt hovedparten af arealet græsningsarealer, og under 5 pct. var kornmarker. Da udbyttet af kornmarkerne var yderst marginalt - jf. omtalen af den forringede jordkvalitet i afsnit 11.1.1 - regnes der i det følgende kun med græsmarker.

I alt 148 ha landbrugsareal påvirkes i varierende grad af projektet. Der skelnes mellem:

- Områder, der helt udgår af produktion - omdannes til naturområder og/eller oversvømmes
- Vandløbsnære områder, hvor produktionen ekstensiveres
- Randzonen, hvor udbyttet i mindre grad reduceres - ca. halvering

Tabel 11.3.6 viser projektets påvirkning af landbrugsarealerne. Der skelnes mellem perioden 1991-96 og 1997, hvor MVJ-ordningen trådte i kraft. Det frem-

går, at i alt 25 ha tidligere græsmarker helt udgår af produktionen, idet de enten er konstant oversvømmet eller omdannet til typer af naturarealer. Heraf er 5 ha omdannet til to okkersøer. Yderligere i alt 123 ha af de rand- og vandløbsnære områder påvirkes. Driften bliver her mere ekstensiv og udbyttet lavere sammenlignet med situationen før projektets gennemførelse.

Tabel 11.3.6 Projektets påvirkning af landbrugsarealerne - ha.

	Upåvirket af projekt		Påvirket af projekt			I alt
	Græs	Ude af produktion	Vandløbsnære	Randzone	I alt påvirket	
		Oversv. naturområde				
1991-96	173	15	10	58	83	255
1997	0	10	50	5	65	65
I alt	173	25	60	63	148	320

Kilde: Sønderjyllands Amt

Udbyttet

Påvirkningen af udbyttet opgjort i foderenheder (FE) er vist i tabel 11.3.7 - FE er udtryk for, hvor meget foder der skal til for at ernære ét husdyr pr. år, og der går ca. 4.700 FE på en ammeko. Der er forudsat et udbytte på 3.800 FE/ha på hele det berørte areal før projektets gennemførelse - jf. SJFI (1998a), kalkulen for vedvarende græs. En alternativ kilde er LR (1997b), hvor der i kalkulen for varigt græs (s. 29) er angivet 3.500 FE/ha.

For de 25 ha, som udgår af produktionen, falder udbyttet selvsagt med 3.800 FE/ha. For de 60 ha vandløbsnære områder skønnes udbyttet at blive reduceret til 1.000 FE/ha på grund af hyppigere oversvømmelser. Endelig skønnes udbyttet i de 63 ha randzone at blive halveret til 1.900 FE/ha.

Projektet skønnes under disse antagelser at medføre en nedgang i produktionen af vedvarende græs på ca. 380.000 FE pr. år. Dette svarer til en nedgang på ca. 30 pct. af den hidtidige produktion i projektarealet - 381.525 FE/(320 ha à 3.800 FE) svarer til 31 pct. Den største nedgang finder sted i 1997 under MVJ-ordningen, hvor ca. 50 ha af de vandløbsnære områder omdannes til relativt ekstensivt landbrug med et udbytte på 1.000 FE/ha.

Tabel 11.3.7 Projektets årlige påvirkning af græsudbyttet - FE

	Ha	FE/ha før	FE/ha efter	Ændring FE/ha	Ændring FE i alt
Ude af Produktion					
1991-96	15	3.800	0	3.800	57.000
1997	10	3.800	0	3.800	38.000
Vandløbsnære					
1991-96	10	3.800	1.000	2.800	28.000
1997	50	3.800	1.000	2.800	139.300
Randzone					
1991-96	58	3.800	1.900	1.900	109.250
1997	5	3.800	1.900	1.900	9.975
I alt	148				381.525

Kilde: Sønderjyllands Amt

Ressourceforbruget

Tabel 11.3.8 viser det årlige ressourceforbrug ved produktion af vedvarende græs med et udbytte på 3.800 FE/ha, 1.900 FE/ha og 1.100 FE/ha svarende til ressourceforbruget på de områder, som hhv. udgår af produktion, omdannes til randzone, og bliver vandløbsnære. Oplysningerne er baseret på SJFI (1998a) - opgørelsen for "vedvarende græs, Jylland". Der er suppleret med oplysninger fra LR (1997b).

Det i tabellen angivne arbejdskraftforbrug omfatter såvel landmandens eget arbejde som eventuel medhjælp.

Forbruget af udsæd er i SJFI (1998a) opgjort til 1 kg/ha svarende til en udskiftning ca. hver 10. år, mens LR (1997b) angiver et forbrug på 5 kg/ha svarende til en udskiftning hver 4.-5. år. I nærværende ressourceopgørelse er det skønnet, at græsset udskiftes hvert 5.-10. år, svarende til et forbrug af udsæd på 2 kg/ha per år.

Oplysningerne om gødningsforbruget er fra LR (1997b) - kalkulen for varigt græs (s.29) angiver gødningsforbruget opgjort i mængder ved et udbytte på 3.500 FE/ha.

Energiforbruget er opgjort i kr., men er tilbageregnet til mængder ved hjælp af literprisen på diesel, hentet fra tabel 8 i SJFI (1998b). Langt hovedparten er det samlede energiforbrug udgøres af dieselforbrug, og det er efter konsultation af SJFI valgt at se bort fra det beskedne elforbrug.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 11.3.8 Ressourceforbrug per ha for vedvarende græs i 1997

	Udgår af produktion	Randzone	Vandløbsnære arealer
Græsudbytte (FE/ha)	3.800	1.900	1.000
Arbejde			
arbejde (timer)	4,9	2,45	1,29
Råvarer			
udsæd (kg)	2	1	0,63
kemikalier (kr.)	5	2,5	1,32
gødning			
- N i NPK & husdyrgødning (kg)	130	65	34,2
- Fosfor (kg)	6	3	1,6
- Kalium (kg)	71	35,5	18,7
energi (diesel), liter	48	24	12,7
Øvrige variable omkostninger			
øvrige omkostninger (kr.)	684	342	180
Kapitalomkostninger			
investering bygning (kr.)	2.500	1.250	657,89
invest. Maskiner & inventar (kr.)	2.100	1.050	552,63
beholdninger (kr.)	350	175	92,11
vedligehold bygninger (kr.)	11	5,5	2,89
vedligeh. Maskin.& inventar (kr.)	276	138	72,63

Kilde: SJFI (1998a), opgørelsen for vedvarende græs, Jylland. Der er suppleret med oplysninger fra LR (1998)

De øvrige variable omkostninger omfatter øvrige maskinstationomkostninger, øvrige planteavlsomkostninger, forsikringer etc. Disse omkostninger er i resourceopgørelsen opgjort i kroner, da en tilbageregning til mængder ikke skønnes mulig.

Kapitalindsatsen er i SJFI (1998a) opgivet som totale omkostninger, idet grundværdien dog er oplyst eksplicit. Grundværdien skal ikke medregnes blandt kapitalomkostningerne, hverken i den velfærdsøkonomiske eller den budgetøkonomiske beregning. Dette skyldes, at de økonomiske analyser vedrørende landbrugsproduktionen netop sigter mod at opgøre afkastet på jorden - den såkaldte jordrente, jf. afsnit 11.4. Opdelingen af de øvrige kapitalomkostninger i bygninger, inventar og beholdninger er foretaget ved hjælp af de opgivne rentebeløb for hhv. bygninger, inventar og beholdninger. Rentebeløbene er nemlig oplyst at udgøre 4 pct. af hver af de respektive kapitalindsatser.

Vedligeholdelsen af bygninger er i SJFI (1998a) opgjort inklusive afskrivninger. SJFI har oplyst beløbet for vedligeholdelsen alene.

Den første søjle i tabel 11.3.8 viser ressourceforbruget ved et udbytte på 3.800 FE/ha svarende til det ressourceforbrug, som spares på de arealer som udgår af produktionen. For de arealer, hvor udbyttet blot reduceres - randzonen og de vandløbsnære arealer - bliver ressourceforbruget tilsvarende lavere, idet mindre arbejdsindsats, råvareforbrug, øvrige driftsudgifter og kapitalindsats er påkrævet. I samråd med SJFI er det valgt at reducere ressourceforbruget for samtlige poster proportionalt med nedgangen i udbyttet. Der er valgt en proportional reduktion, idet der ikke foreligger data, der tilsiger en anden fremgangsmåde. Det vil sige, at ressourceforbruget halveres for de områder - randzonen - hvor udbyttet halveres til 1.900 FE/ha, og tilsvarende for de områder - de vandløbsnære - hvor udbyttet falder til 1.000 FE/ha - jf. tabel 11.3.8.

Tabel 11.3.9 Den samlede reduktion i ressourceforbruget som følge af den reducerede produktion af vedvarende græs, 1997

	Udgår af produktion	Randzone	Vandløbsnære arealer	I alt
Arbejde				
arbejde (timer)	123	154	216	492
Råvarer				
udsæd (kg)	50	63	88	201
kemikalier (kr.)	125	157	220	502
gødning				
- N i NPK & husdyrgødning (kg)	3.250	4.079	5.723	13.052
- Fosfor (kg)	150	188	264	602
- Kalium (kg)	1.775	2.228	3.126	7.128
energi (diesel), liter	1.200	1.506	2.113	4.819
Øvrige variable omkostninger				
øvrige omkostninger (kr.)	17.100	21.461	30.114	68.675
Kapitalomkostninger				
investering bygning (kr.)	62.500	78.438	110.066	251.003
invest. maskiner & inventar (kr.)	52.500	65.888	92.455	210.843
beholdninger (kr.)	8.750	10.981	15.409	35.140
vedligehold bygninger (kr.)	275	345	484	1.104
vedligeh. maskin.& inventar (kr.)	6.900	8.660	12.151	27.711

Oplysningerne fra tabel 11.3.8 kan benyttes til at beregne den samlede nedgang i ressourceforbruget ved produktionen af vedvarende græs i det berørte land-

brugsområde. Dette sker ved at multiplicere ændringen i ressourceforbruget pr. ha med 25 ha, 63 ha og 60 ha for de områder, der hhv. udgår af produktionen, ligger i randzonen og er vandløbsnære. Resultatet af disse beregninger er vist i tabel 11.3.9. Totalerne for reduktionen i ressourceforbruget genfindes i konsekvensskemaet - jf. tabel 11.3.2

2. Kødproduktionen

Projektet medfører som omtalt et fald i græsudbyttet på 381.525 FE - jf. tabel 11.3.7. Når produktionen af vedvarende græs bliver mindre, reduceres den potentielle kvæg- og kødproduktion baseret på ammekøer. Dette potentielle tab vurderes at være restaureringsprojektets endelige konsekvens for landbrugsproduktionen.

En ammeko inkl. afkom omfatter 1 årsko, 1,0 årsopdræt samt 0,47 produceret ungtyr. Dette kaldes en kødproducerende enhed (KPE). En sådan enhed fortæller i alt 4.686 FE om året fordelt med 3.626 FE grovfoder og 1.060 FE korn og kraftfoder - jf. SJFI (1998a). Der kunne således have været ernæret 381.000 FE : $3.626 = 105$ KPE på de græsarealer, der mistes som følge af projektet.

Den potentielt mistede kødproduktion og ressourcebesparelse er herefter vist i tabel 11.3.10 - produktion og ressourcebesparelse er hhv. angivet pr. KPE og for den potentielle produktionsreduktion på 105 KPE. Oplysningerne i tabellen er baseret på SJFI (1998a) - tabel 50 (ammekøer, hele landet, inkl. ungdyr). Der er suppleret med oplysninger fra LR (1997b).

Produktionen og tilskuddene

Produktionen af ammekøer giver anledning til et udbytte i form af kødproduktion, produktion af husdyrgødning og diverse tilskud. Tilskuddene kan opfattes som en samfundsmæssig gevinst, i den udstrækning der er tale om overførsel af valuta til det danske samfund fra EU.

Den benyttede kilde SJFI (1998a) indeholder ikke oplysninger om producerede kødmængder, men viser kun værdien heraf - "værdi af tilvækst". Oplysningerne om kødmængde er derfor fra LR (1997b) - kalkulen for ammekvæg opgjort som KPE (s. 53). De årligt producerede mængder kød pr. KPE er herefter beregnet ud fra følgende forudsætninger oplyst i LR(1997b) opgjort som kg slagtet dyr:

- Udsætterkøer à 700 kg: 0,220 stk. à 378 kg = 83,16 kg (én udsætterko antages at leve ca. 5 år)
- Ungtyre à 470 kg: 0,453 stk. à 263 kg = 119,139 kg (0,47 stk. ungtyr antages at leve i 382 dage)
- Kælvekvier à 644 kg: 0,150 stk.
- Slagtekvier à 530 kg: 0,050 stk. à 297 kg = 14,85 kg

De beregnede mængder kød stemmer fint overens med den angivne "værdi af tilvækst" i SJFI (1998a), hvis disse værdier divideres med de i LR (1997b) angivne priser pr. kg slagtet kvæg.

Tabel 11.3.10 *Potentielt tab af kødproduktion og potentiel ressourcebesparelse som følge af Brede Å restaureringen, 1997*

	Tab af kødproduktion og ressourcebesparelse pr. KPE	Potentielt tab af kødproduktion og potentiel ressourcebesparelse for 105 KPE
Mistet udbytte:		
Kødproduktion		
– udsætterkøer (kg)	83,160	8.732
– ungtyre (kg)	119,139	12.537
– kælvekvier (stk.)	0,150	16
– slagtekvier (kg)	14,850	1.559
Gødning		
– kvælstof (kg)	58,100	6.101
– fosfor (kg)	9,130	959
– kalium (kg)	93,790	9.848
Tilskud		
– EU-tilskud til husdyr (kr.)	1.767	185.551
– andre tilskud (kr.)	93	9.765
Sparede omkostninger:		
Arbejde (timer)	31,2	3.276
Råvarer (foder)		
– hjemmeavlet grovfoder (FE)	(3.626)	(380.730)
– korn og kraftfoder (FE)	1.060	111.300
Øvrige omkostninger (kr.)	987	103.635
Kapitalomkostninger		
– investering bygning (kr.)	(15.914)	(1.670.970)
– inv. maskiner & inventar (kr.)	(1.506)	(158.130)
– inv. beholdn. & besætning (kr.)	(12.176)	(1.278.480)
– inv. købte beholdning (kr.)	(129)	(13.545)
Investering i alt	29.725	3.121.125
Vedligeholdelse		
– vedligehold bygninger (kr.)	(58)	(6.090)
– vedligehold mask.& inventar (kr.)	(260)	(27.300)
Vedligeholdelse i alt	318	33.390

Kilde: SJFI (1998a), tabel 50 ammekøer, hele landet, inkl. ungdyr. Der er suppleret med oplysninger fra LR(1997b).

Ammekøerne producerer en mængde husdyrgødning, som også repræsenterer en værdi for samfundet. Der antages at blive produceret 8,3 tons gødning pr. KPE om året, hvilket dog afhænger af opstaldningsformen. Indholdet pr. tons gødning er 7,0 kg kvælstof, 1,1 kg fosfor og 11,3 kg kalium - jf. LR (1997a) s. 31.

De i tabel 11.3.10 angivne tilskud omfatter både EU-tilskud og danske tilskud. Normalt er indkomstoverførsler ikke relevante i en velfærdsøkonomisk beregning, da der blot er tale om overførsel af midler mellem to samfundsgrupper - skatteborgere og subsidiemodtagere. En sådan overførsel påvirker ikke den totale samfundsmæssige nytte, men alene fordelingen heraf. Transfereringer bør således alene indgå i den budgetøkonomiske analyse - jf. afsnit 11.5 - mens de principielt er velfærdsøkonomisk neutrale. EU-subsidier repræsenterer imidlertid overførsler til det danske samfund fra udlandet - eksterne subsidier. Nettotabet af støtten fra EU påvirker derfor den samfundsmæssige nytteværdi af projektet og bør følgelig også medtages i den velfærdsøkonomiske analyse.

EU's tilskud til husdyrproduktionen består af BSE-tilskud - tilskud vedr. kogalskab - på 154 kr. pr. KPE og direkte produktionstilskud på 1.613 kr. pr. KPE - ammekopræmie på 1.122 kr. og 0,47 handyrpræmie à 1.065 kr. De angivne andre tilskud omfatter generelle driftstilskud og finansieringstilskud fra den danske stat. Disse skal som nævnt ikke indgå i den velfærdsøkonomiske beregning.

Ressourceforbruget

Det i tabel 11.3.10 angivne ressourceforbrug vedrører alene selve ammeko-produktionen. I dette forbrug indgår også som anført hjemmeavlet grovfoder - vedvarende græs. Det med produktionen heraf forbundne ressourceforbrug er angivet i tabel 11.3.9.

Det totale arbejde er i SJFI (1998a) - jf. tabel 50 - opgivet til 38,5 timer pr KPE for både ammeko- og nødvendig grovfoderproduktion. Heraf vedrører 31,2 timer - i følge personlig oplysning fra SJFI - alene ammeko-produktionen.

En ammeko fortærer i alt 4.686 FE årligt, fordelt på 3.626 FE grovfoder og 1.060 FE korn og kraftfoder. Det antages som omtalt, at grovfoderet - vedvarende græs - produceres på selve bedriften - jf. ressourceopgørelsen herfor i tabel 11.3.9 - mens korn- og kraftfoderet indkøbes.

De øvrige omkostninger på i alt 987 kr. pr. KPE omfatter forsikringer på 171 kr., diverse på 191 kr. (bilomk. 36; div. 155), øvrige husdyromkostninger på 593 kr. (naturalier 28; brændstof 6; el & energi 91; maskinstation 89; bedækning 40; dyrlæge og medicin 228; kontrolforening 4; div. husdyromk. 107) samt afgifter på 32 kr. (vandafg. 21; CO₂-afg. 11). De anførte afgifter er alene relevante for den budgetøkonomiske kalkule - jf. afsnit 11.5.

Den angivne kapitalindsats vedrører også alene selve ammekoen og ikke grovfoderproduktionen. Det har også i dette tilfælde været nødvendigt at indhente specifikke oplysninger fra SJFI, idet det i SJFI (1998a) angivne beløb for den totale kapitalindsats på 40.729 kr. pr. KPE - jf. tabel 50 - også indbefatter grovfoderproduktionen. Den i denne kilde angivne kapitalindsats vedrørende jord er derfor også henregnet under grovfoderet - jf. tabel 11.3.9. Investeringsbeløbene er som nævnt oplyst af SJFI, men de kan principielt også beregnes ud fra de i SJFI (1998a) opgivne rentebeløb. Disse er nemlig beregnet som 4 pct. af kapitalindsatsen. Kapitalindsatsen vedr. beholdning og besætning dækker beholdning af foder o.l. samt kørerne.

Udgifterne til vedligeholdelse af hhv. inventar og bygninger er også oplyst af SJFI, da beløbene i SJFI (1998a) - jf. tabel 50 - er opgivet inkl. afskrivninger. Hvis afskrivninger blev medtaget i de økonomiske beregninger, når disse også omfatter kapitalindsatsen, ville der blive tale om dobbeltregning.

Det samlede tab af potentiel kødproduktion samt de hertil knyttede potentielle ressourcebesparelser kan herefter beregnes ved at multiplicere oplysningerne herom pr. KPE med det anslåede potentielle produktionstab for ammekøer på 105 KPE. Resultatet af denne beregning er også vist i tabel 11.3.10 og genfindes i konsekvenskemaet - jf. tabel 11.3.2.

3. Gylle

I mange tilfælde benyttes landbrugsarealerne - herunder arealer med vedvarende græs - til udspreddning af gylle. Når arealerne inddrages i forbindelse med naturgenopretningsprojekter såsom Brede Å projektet, kan det derfor give anledning til, at de omkringboende husdyrproducenter begrænses i deres muligheder for at slippe af med gyllen. Producenterne og samfundet påføres herved en omkostning, idet der skal benyttes ressourcer til en alternativ bortskaffelsesform. Dette ressourceforbrug bør i givet fald være omfattet af konsekvensbeskrivelsen og dermed også af den velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske analyse.

Problemstillingen har dog vist sig ikke at være relevant i forbindelse med Brede Å projektet.

11.3.7 Direkte miljøkonsekvenser

Projektets direkte miljøkonsekvenser knytter sig til den række af foranstaltninger, som er udførligt omtalt i afsnit 11.3.1. Disse omfatter bl.a. gensnoning af åsystemet, fjernelse af styrt, forøgelse af vådområdearealet og etablering af et stisystem. Foranstaltningerne blev gennemført for at forbedre vand- og vandløbskvaliteten, for at forbedre levedmuligheder for flora og fauna samt for at forbedre de rekreative muligheder - jf. afsnit 11.1.2.

I forbindelse med Brede Å projektet og andre tilsvarende naturgenopretningsprojekter kan man derfor systematisere beskrivelsen af miljøkonsekvenserne omkring følgende forhold:

- Stoftilbageholdelse - okker, næringsstoffer osv.
- Flora og fauna - vandlevende dyr, pattedyr, fugle, planter
- Rekreative værdier

Det er i en vis udstrækning muligt at kvantificere adskillige af disse konsekvenser - en kvantificering, der i mange tilfælde er en forudsætning for en egentlig prissætning af konsekvenserne i forbindelse med den velfærdsøkonomiske analyse, jf. afsnit 11.4.

I Brede Å's tilfælde har amtet, for at vurdere om projektet har indfriet de opstillede forventninger, ladet foretage målinger af en række af de nævnte miljøforhold. Der er bl.a. foretaget målinger af tilbageholdelsen af næringsstoffer og af effekten på flora og fauna.

DMU har foretaget målinger i 1994 og 1995 på strækningen, der blev restaureret i 1994. Der er foretaget analyser af stoftilbageholdelsen, invertebratfaunaen og tilbageholdelsen af næringsstoffer.

Efter restaureringen er ådalen blevet fugtigere, og hyppigheden af oversvømmelser i vinterhalvåret er blevet forøget. Der er foretaget målinger af aflejringen (tilbageholdelsen) af sediment samt tilknyttet kvælstof, fosfor og organisk stof på de vandløbsnære områder - jf. Pedersen & Svendsen (1999). Stoftilbageholdelse vil bl.a. reducere kvælstof- og fosforbelastningen af havmiljøet.

For vinteren 1994/95 blev nettotilbageholdelsen af fint sediment målt til 47 pct., af fosfor til 7 pct. og af kvælstof til 0,4 pct. Dette svarer til 806 tons sediment, 1,1 tons fosfor og 2,4 tons kvælstof. Resultatet for fint sediment og fosfor er stort set som for tilsvarende andre undersøgelser. Resultatet for kvælstof er derimod lavere, idet en meget stor del af kvælstoffet findes på nitrit-nitrat form i vandløbet og dermed ikke binder sig til partikler, som eksempelvis fosfor gør.

Resultaterne antages at udgøre et maksimum for, hvad der kan tilbageholdes over en vinter. Vinteren 1994/95 var nemlig usædvanlig nedbørsrig og ca. 75 pct. af ådalen stod under vand, da oversvømmelsen var på sit højeste. Afstrømningen var usædvanlig høj og det nye åleje meget eksponeret for erosion.

DMU har også foretaget målinger af korttidseffekten på invertebratfaunaen (hvirvelløse smådyr) i vandløbet - jf. Hansen (1999). Konklusionen er, at på kort sigt har restaureringen haft en positiv indflydelse på åens invertebratfauna.

Allerede to år efter restaureringen var antallet af arter og individer oppe på samme niveau som i en kontrolstrækning.

DMU har i 1994 -1996 analyseret fjernelsen af næringsstoffer på de vandløbsnære områder efter restaureringen - jf. Pedersen, Hoffman & Kronvang (1998). Nitratfjernelsesraten er estimeret til 92 kg N pr. ha pr. år. Samtidig udvaskes jern fra de vandløbsnære arealer med en rate på 400 kg Fe pr. ha pr. år. Grundet en lang tørkeperiode, der startede fire måneder efter, at restaureringen var gennemført, er det svært at vurdere om de fundne resultater er en konsekvens af restaureringen eller af den lange tørkeperiode. Undersøgelser tyder dog på, at der fandt en større nitratfjernelse sted på den restaurerede strækning i løbet af vinteren, hvor ådalen var oversvømmet. For alle tre målinger peger DMU på, at nye målinger i dag vil give et bedre vurderingsgrundlag.

Der er også gennemført undersøgelser af vandløbsvegetationen i årene 1991-97 på de tre strækninger restaureret i hhv. 1991, 1994 og 1995 - jf. Bioconsult (1998). Undersøgelserne har vist, at vandløbsvegetationen på de restaurerede strækninger er blevet mere artsrig og har fået større artstæthed. Den væsentligste årsag er, at brinkerne er etableret skråt ned til vandløbsbunden modsat de næsten lodrette brinker i det kanallignende vandløb. De skrå brinker skaber en langt større og mere lavvandet bredzone, hvor der kan vokse flere sumparter. Der har været en hurtig indvandring af arter på alle de undersøgte restaurerede strækninger, hvorfor der allerede det første år fandtes alle de tidligere arter samt enkelte nye. I de følgende år er der kun indvandret enkelte nye arter, og i næsten alle tilfælde er der tale om sumparter i bredzonen. Der er i alt registreret 59 arter af vand- og sumplanter efter restaureringen.

Sumplanterne har generelt udviklet sig hurtigere end undervandsplanterne. Den langsommere udvikling af undervandsvegetationen hænger bl.a. sammen med forekomsten af bløde og ustabile sedimentforhold pga. en ret stor sandtransport. Efter restaureringen udgør sumplanterne omkring halvdelen af den samlede vandløbsvegetation mod under en tredjedel før. Det har generelt taget 3 år inden dækningsgraden for den samlede vandløbsvegetation var mindst lige så stor som før restaureringen.

Det er især store og robuste sumparter som grenet pindsvineknop, høj søgræs og tyndskulpet brøndkarse, der er blevet mere dominerende, og mange steder har de dannet sammenhængende bevoksninger af rørskovslignende karakter. Undervandsvegetationen var før restaureringen domineret af enkelt pindsvineknop, hvis udbredelse nu er overhalet af svømmende vandaks. De miljømæssigt mest interessante undervandsarter - fladfrugtet vandstjerne og storblomstret vandranunkel - er også blevet langt mere hyppige efter restaureringen. Begge arter er vintergrønne og giver dermed gode fiskeskjul og levesteder for

smådyr, og et fast rodfæste indvirker på strømforhold og vandløbsprofil. Forekomsten af okker er formentlig sammen med en blød sandbund årsagen til, at disse to arter var sjældne før - der er således mest okker i vinterhalvåret, og den største skade er derfor på de vintergrønne arter.

Efter restaureringen er der endnu ikke opstået et fast vegetationsmønster. I de kommende år vil sumpvegetationen gradvis rykke længere ud i åen i takt med, at der aflejres sediment i bredzonen, hvorved der skabes et smallere og mere formstabilt strømleje. Dette vil formentlig betyde, at sedimenttransporten gennem Brede Å nedsættes, bunden bliver mere fast, hvilket vil komme nogle af undervandsplanterne til gode. Det vil også give bedre gydeområde for laksefisk og bedre levevilkår for grus- og stentilknyttede smådyrsarter. Den veludviklede sumpvegetation langs bredderne vil også medvirke til at nedsætte mængden af okker i Brede Å, idet der vil aflejre sig en del okker i den planterige bredzone.

I 1997-98 er forekomsten af okker og ørredyngel blevet undersøgt på de strækninger, der er restaureret i årene 1994-96 - jf. Bioconsult (1999). Der er undersøgt i alt 15 grusstryg. Målingerne viste, at indholdet af opløst jern (ferrojern) generelt ikke er særligt højt og som regel ikke overstiger 0,5 mg/l om vinteren. Det vurderes således, at opløst jern ikke har haft væsentlig indflydelse på æg- og larveudviklingen hos ørred. Koncentrationen skal nemlig være større end 0,5-0,7 mg/l for at være giftigt for æg og ørredyngel. Denne koncentration er tilsyneladende ikke blevet påvirket af restaureringen.

Derimod er indholdet af totaljern faldet efter restaureringen. Det var således lidt lavere om vinteren i perioden 1995-98 i forhold til tidligere år. Reduktionen i totaljernkoncentrationen har også bevirket mindre aflejringer af okker på bunden af Brede Å. Der var kun små aflejringer af okker på og i grusstrygene i vinteren 1997/98. Okkeraflejringer kan bevirke nedsat iltindhold i grusstrygene og dermed hæmme klækningen af ørredægge. Undersøgelserne viste, at tilsandning af grusstrygene var et langt større problem end okker.

Der var ørredyngel på 8 af de 15 grusstryg. Omkring halvdelen af stederne med udlagt grusstryg var altså funktionsdygtige gydebanker. Næsten al yngelen befandt sig i bredzonen, hvor der er fødemuligheder og skjul for rovfisk blandt planterne. Undersøgelserne viste også, at strygene på de restaurerede strækninger er vigtige opvækstområder for et- og toårsørreder. Dette skyldes, at der er udviklet en del undervandsvegetation - især er det vigtigt, at en stor del af planterne er vintergrønne, hvilket giver skjulesteder hele året. Den lavvandede og vegetationsrige bredzone er vigtig for den spæde yngel, mens grusbankerne med undervandsvegetation er opvækststed, når yngelen bliver større. Endelig blev det konstateret, at der er en naturlig klækning af lakseyngel i Brede Å. Undersøgelserne tyder på, at der er en lille fast bestand.

På amtets foranledning har Dansk Ornitologisk Forening, Sønderjylland gennemført en overvågning af fuglelivet i Brede Å dalen i årene 1994-96 samt i 1998 - DOF (1999). Konklusionen er, at restaureringen af Brede Å har skabt et markant rigere fugleliv på en lokalitet, som ellers var stort set uinteressant i ornitologisk henseende. Forbedringen gælder såvel ynglefugle som trækkende og rastende fugle. Brede Å dalen har opnået status som fuglelokalitet af regional betydning. Med tilstrækkelig vinteroversvømmelser af engene vil der være gode muligheder for, at ådalen kan udvikle sig til raste- og fourageringsområde for adskillige hundrede svaner, gæs og svømmeænder.

De beskrevne resultater er alle resultatet af en ex post registrering af projektets konsekvenser. Når man står over for ex ante at skulle vurdere, om et givet naturgenopretningsprojekt bør gennemføres, er der imidlertid behov for at også kunne skønne over de fremtidige miljøkonsekvenser. Dette er i nogen udstrækning muligt.

Med hensyn til vandkvaliteten er det muligt at beregne reduktionen i okkerbelastningen som følge af etableringen af søer og våde enge. Det samme gælder omfanget af næringsstoffiltbageholdelsen på de oversvømmede arealer. Endelig er det også principielt muligt at beregne konsekvenserne for udvaskningen af næringsstoffer, ved at den potentielle kvægproduktion reduceres - jf. Paaby et. al. (1996).

Konsekvenserne for flora og fauna er formentlig vanskeligere at kvantificere. Med hensyn til fuglene er konsekvenserne således usikre, idet mange arters forekomst i høj grad er afhængig af karakteren af naturplejen i området. Hertil kommer, at naturgenopretningsprojekters rekreative gevinster - jagt, fiskeri og kanosejlads - udmærket kan vise sig at få betydning for faunaens udviklingsmuligheder. Endelig er heller ikke konsekvenserne for floraen af at etablere vådområder helt entydige. Visse plantesamfund vil gå frem og andre tilbage afhængigt af kårforholdene på de berørte arealer i øvrigt - jf. Hald (1998). Det er dog muligt med udgangspunkt i disse forhold i en vis udstrækning at angive, hvilke plantesamfund der må forventes hhv. at blive positivt og negativt berørt af projektet.

11.3.8 Indirekte miljøkonsekvenser

Ved at der på den ene side produceres materialer til projektet og på den anden side trækkes produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse, opstår der en række indirekte miljøkonsekvenser. Materialeproduktionen belaster miljøet, mens en række miljøkonsekvenser undgås, når produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse - jf. afsnit 2.3.

De indirekte miljøkonsekvenser kan for en række emissioners vedkommende opgøres ved brug af nationalregnskabets input-/output-system, der netop i de seneste år er udbygget med emissionsoplysninger for en række erhverv. Der er

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

gjort rede for disse emissionsoplysninger i afsnit 2.3. Den del af Brede Å projektets indirekte miljøkonsekvenser, som har kunnet beregnes ved hjælp af input-/output-systemets oplysninger er sammenfattet i tabel 11.3.11.

Tabel 11.3.11 Indirekte miljøkonsekvenser

	1989	1990	1991	1993	1994	1995	1996	1997	1998 - ∞
Konsekvenser der reducerer miljøbelastningen									
Arbejdskraft fra anden anvendelse til anlæg (årsværk)	0,6	0,4	1,2	0,2	1,2	1,6	1,0	1,0	
Reduceret landbrugsproduktion (produktionsværdi - 1.000 kr.)									611
Konsekvenser der øger miljøbelastningen									
Anlægsarbejder (produktionsværdi 1.000 kr.)	719	517	1.885	258	2.260	2.588	1.799	2.025	
Frigivet arbejdskraft i landbruget (årsværk)									2,2
Undgået miljøbelastning (kg)									
CO ₂	13.720	9.150	27.440	4.570	27.440	36.590	22.870	22.870	52.660
SO ₂	36,50	24,33	73,00	12,16	73,00	97,33	60,83	60,83	109,09
NO _x	57,71	38,48	115,42	19,24	115,42	153,90	96,19	96,19	424,83
CO	43,84	29,22	87,68	14,61	87,68	116,90	73,06	73,06	268,80
CH ₄	77,63	51,76	155,26	25,88	155,26	207,02	129,39	129,39	4.747,24
N ₂ O	2,48	1,66	4,96	0,83	4,96	6,62	4,14	4,14	126,89
NMVOG	9,66	6,44	19,32	3,22	19,32	25,76	16,10	16,10	218,02
NH ₃	23,36	15,58	46,72	7,79	46,72	62,30	38,94	38,94	1.437,81
Forøget miljøbelastning (kg)									
CO ₂	26.718	19.211	70.047	9.587	83.982	96.170	66.851	75.249	50.314
SO ₂	71,84	51,66	188,35	25,78	225,82	258,59	179,76	202,34	133,82
NO _x	137,88	99,14	361,48	49,47	433,38	496,27	344,98	388,31	211,62
CO	131,33	94,43	344,31	47,13	412,81	472,72	328,61	369,89	160,73
CH ₄	6,74	4,85	17,68	2,42	21,20	24,28	16,87	18,99	284,66
N ₂ O	1,09	0,78	2,85	0,39	3,41	3,91	2,72	3,06	9,11
NMVOG	28,51	20,50	74,74	10,23	89,61	102,61	71,33	80,29	35,42
NH ₃	1,69	1,21	4,43	0,61	5,31	6,08	4,23	4,76	85,67
Samlet indirekte miljøbelastning (kg)									
CO ₂	12.998	10.061	42.607	5.017	56.542	59.580	43.981	52.379	- 2.346
SO ₂	35,34	27,33	115,35	13,62	152,82	161,26	118,93	141,51	24,73
NO _x	80,17	60,66	246,06	30,23	317,96	342,37	248,79	292,12	- 213,21
CO	87,49	65,21	256,63	35,52	325,13	355,82	255,55	296,83	- 108,07
CH ₄	- 70,89	- 46,91	- 137,58	- 23,46	- 134,06	- 182,74	- 112,52	- 110,40	- 4.462,58
N ₂ O	- 1,39	- 0,88	- 2,11	- 0,44	- 1,55	- 2,71	- 1,42	- 1,08	- 117,78
NMVOG	18,85	14,06	55,42	7,01	70,29	76,85	55,23	64,19	- 182,60
NH ₃	- 21,67	- 14,37	- 42,29	- 7,18	- 41,41	- 56,22	- 34,71	- 34,18	- 1352,14

Først opgøres, hvilke reale konsekvenser der bidrager til at reducere miljøbelastningen. I dette tilfælde drejer det sig om arbejdskraft, der i forbindelse med anlægsaktiviteterne trækkes bort fra anden anvendelse - i tabel 11.3.11 angivet i årsværk, der er beregnet ved at dividere de i tabel 11.3.5 angivne timer med 1.750 timer/år. Hertil kommer den reducerede landbrugsproduktion fra år 1998 og frem. Denne belastningsreduktion bør reelt henregnes til projektets direkte miljøkonsekvenser; men da det i dette tilfælde har været nødvendigt at benytte input/output-systemets oplysninger for at opgøre belastningen, beskrives den sammen med de egentlige indirekte konsekvenser. Tabet af produktionsværdi kan opgøres til 611.000 kr. om året - opgjort som den budgetøkonomiske værdi af den mistede kød- og gødningsproduktion $(5.182 + 640) \cdot 105$ kr., jf. tabel 11.4.3.

Dernæst opgøres, hvilke reale konsekvenser der øger miljøbelastningen. Det drejer sig først og fremmest om anlægsaktiviteterne - produktionsværdien af disse er overført fra tabel 11.3.3. Disse aktiviteterets belastning af miljøet bør også henregnes til projektets direkte miljøkonsekvenser; men af samme grund, som blev anført ved den reducerede landbrugsproduktion, beskrives de i dette tilfælde sammen med projektets indirekte miljøkonsekvenser. Udover belastningen fra anlægsaktiviteterne bidrager også den arbejdskraft, som fra år 1998 frigives fra landbruget, til at øge miljøbelastningen - 2,2 årsværk opgjort som $3.276 + 492$ timer, jf. tabel 11.3.2, divideret med 1.750 timer/år.

Med hensyn til den arbejdskraft, som benyttes i forbindelse med projekteringen, antages det, at den trækkes bort fra tilsvarende aktiviteter, således at beskæftigelsen inden for rådgivende ingeniører, arkitekter m.v. og dermed også miljøbelastningen fra denne sektor forbliver upåvirket af projektet.

Den undgåede miljøbelastning for årene 1989 - 1997 kan herefter beregnes ved at multiplicere tallene for arbejdskraft, der trækkes bort fra anden anvendelse med de i tabel 2.3.1 angivne gennemsnitlige emissionskoefficienter for beskæftigelsen. For årene 1998 og frem beregnes den undgåede miljøbelastning ved at multiplicere værdien af den mistede produktion i landbruget med emissionskoefficienterne for landbrug - jf. appendiks 2.1.

Den øgede miljøbelastning i årene 1989 - 1997 beregnes på tilsvarende vis ved at multiplicere værdien af anlægsproduktionen i disse år med emissionskoefficienterne for anlægsvirksomhed - jf. appendiks 2.1. For årene 1998 og frem beregnes den øgede miljøbelastning ved at multiplicere det frigivne antal årsværk med de gennemsnitlige emissionskoefficienter for beskæftigelsen - jf. tabel 2.3.1.

Samlet set indebærer Brede Å projektet i anlægsfasen en forøgelse af den direkte og indirekte belastning af miljøet for så vidt angår de energirelaterede emissioner CO₂, SO₂, NO_x og CO samt NMVOC, mens miljøbelastningen i denne periode reduceres for så vidt angår CH₄, N₂O og NH₃. Disse resultater er bl.a. udtryk for, at anlægsvirksomhed er mere energikrævende end de gennemsnitlige produktionsaktiviteter i samfundet. For perioden 1998 og frem indebærer projektet derimod en næsten entydig reduktion af miljøbelastningen - kun emissionerne af SO₂ forøges en smule. Det er især markant og selv sagt også forventeligt, at de særligt landbrugsrelaterede emissioner CH₄, N₂O og NH₃ udviser relativt store fald.

Det må pointeres, at den foretagne opgørelse af de indirekte miljøkonsekvenser er højst ufuldkommen. Den er således begrænset til de af input-/output-systemet omfattede emissioner, og konsekvenserne for de direkte emissioner som følge af øget anlægsaktivitet og reduceret landbrugsproduktion kan formentlig opgøres væsentligt mere præcist ved at opgøre dem konkret.

11.3.9 Udenlandske fisketurister

Brede Å's rekreative betydning knytter sig, ud over at der er tale om et naturskønt område, i særlig grad til dens tiltrækning af fisketurister. Nærheden til den dansk/tyske grænse betyder, at især tyske fisketurister tiltrækkes. Brede Å har ved genslyngningen fået et 6 km længere vandløb og er desuden målsat som laksefiskevand - herunder som yngleområde for snæbelen. Turistfaciliteterne i området er udbygget med en natursti langs åen og en udbygning af campingpladsen. Endelig er der etableret en kanoudelejning i Løgumkloster kommune, hvis årlige indtjening andrager 75-100.000 kr. fra 1993/94.

De forbedrede miljø- og naturforhold omkring Brede Å må på denne baggrund antages at tiltrække yderligere indenlandske og udenlandske turister. I en samfundsmæssig sammenhæng er det imidlertid kun nettotilgangen af turister til Danmark, der er interessant - dvs. nye udenlandske turister og danske turister, som ellers ville have holdt ferie i udlandet, og ikke den samlede stigning i antallet af turister i Brede Å området. Den samlede stigning omfatter nemlig også turister, der tiltrækkes fra andre dele af Danmark, og disse har kun betydning i en lokaløkonomisk sammenhæng.

Nettotilgangen af turister i Danmark er reelt en konsekvens af den forbedrede miljøtilstand. Værdien af denne tilgang - den forøgede valuta-indtjening og de sparede valutaudgifter - udgør altså en del af den samlede værdi af projektets miljøkonsekvenser. Det er derfor muligt at inddrage turistindtægterne i forbindelse med værdisætningen af miljøkonsekvenserne i afsnit 11.4.5. Når det alligevel er valgt at behandle turisteffekten som en selvstæn-

dig konsekvens under beskrivelsen af projektets reale konsekvenser, skyldes det, at den repræsenterer en valutaindtægt, der reelt svarer til eksportindtægterne fra salget af de i forbindelse med andre typer af projekter producerede varer og tjenester. I dette tilfælde eksporteres godt fiskevand.

Den øgede valutaindtjening er knyttet til to forhold:

- Stigning i antal overnatninger
- Stigning i antal solgte fiske- og jagttrettigheder

Det har imidlertid hverken været muligt at fremskaffe empiriske oplysninger om stigningen i antallet af overnatninger eller om stigningen i antal solgte fiskekort som følge af projektet. Resultatet af en spørgeskemaundersøgelse udført af amtet i 1997 indikerer dog, at der har været tale om en stigning i turismen i området. Borgerne - herunder lodsejerne - blev således spurgt, om projektet havde givet anledning til flere turister eller nye beboere, og i alt 78 pct. svarede bekræftende herpå. Det er imidlertid uvist, om stigningen repræsenterer en reel stigning i antallet af turister på dansk område, eller om der blot er tale om et større antal i lokalområdet.

For at illustrere betydningen af en eventuel øget turisme vil der i det følgende blive gennemført en følsomhedsberegning herfor. Det antages således, at projektet tiltrækker yderligere 100 fisketurister om året. Det skal igen understreges, at tallet alene dækker den øgede turisme som følge af genslyngningen af Brede Å og alene udenlandske turister, som ellers ikke ville have holdt ferie i Danmark. Til sammenligning kan anføres, at der i den samfundsøkonomiske analyse af Skjern Å projektet er skønnet at komme 500 flere fisketurister til landet om året - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1998a). I 1994 blev der solgt ca. 9.580 fisketegn til udlændinge i Sønderjyllands Amt - jf. Roth & Jensen (1997) - dvs. at antagelsen om yderligere 100 solgte fisketegn kun repræsenterer en stigning på godt 1 pct.

Empiriske undersøgelser for Sønderjyllands Amt har vist, at hvert solgt fisketegn til udlændinge i gennemsnit medfører 31 turistovernatninger. Dette tal er beregnet som 2,28 person i 13,54 døgn pr. fisketegn - jf. Roth & Jensen (1997). Tallet virker umiddelbart meget højt og er da også i den samfundsøkonomiske analyse af Skjern Å projektet blevet reduceret til 15 overnatninger per fisketegn. For Brede Å benyttes et skøn på 10 overnatninger pr. fisketegn, idet turisterne typisk kommer for kortere perioder og i grupper.

Beregningerne af de velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske konsekvenser af en øget fisketurisme som følge af Brede Å projektet baseres således på en antagelse om 1000 flere turistovernatninger om året. Til sammenligning

kan det anføres, at der i den samfundsøkonomiske analyse af Skjern Å projektet er skønnet i alt 35.000 flere turistovernatninger, fordelt med 7.500 for fisketurister, 3.500 for øvrige naturturister og 24.000 turister som følge af "grønt image".

11.4 Velfærdsøkonomisk analyse

Hensigten med den velfærdsøkonomiske analyse er at vurdere, om projektet samlet set kan siges at have forøget velfærden i samfundet. Dette sker ved at beregne det velfærdsøkonomiske overskud. Hertil benyttes beregningspriser, som knyttes til de i afsnit 11.3 beskrevne reale konsekvenser - i den udstrækning disse er opgjort i mængdemæssige enheder, jf. konsekvensskemaet i tabel 11.3.2.

Beregningspriserne på varer og tjenester svarer til disses køberpriser ekskl. refunderbare afgifter, forhøjet med hhv. 1,17 og 1,25, når der er tale om indenlandsk producerede og internationalt handlede varer - jf. afsnit 3.3.11. Er de reale konsekvenser pga. datamangel opgjort i kr., er det vigtigt, at værdien er opgjort i de priser, som bygherren, entreprenøren eller landmanden rent faktisk skal betale for materialerne/varerne - dvs. køberpriserne ekskl. refunderbare afgifter. Disse værdier kan herefter forhøjes med 1,17 eller 1,25 afhængigt af, hvilken nettoafgiftsfaktor der er relevant.

Projektet antages ikke at have konsekvenser for den samlede beskæftigelse i samfundet - dvs. den benyttede og fritstillede arbejdskraft antages hhv. at blive trukket bort fra og finde anden beskæftigelse. Beregningsprisen for arbejdskraft fastsættes derfor på grundlag af de gældende lønninger. Hvis projektet havde haft konsekvenser for beskæftigelsen, skulle der som omtalt i afsnit 3.3.2 være anvendt en lavere beregningspris - eventuelt en beregningspris på nul, hvis projektets konsekvenser for arbejdskraftforbruget blev antaget at slå fuldt igennem på beskæftigelsen.

I det følgende beregnes projektets velfærdsøkonomiske omkostninger som summen af

- beregningsprisværdien af ressourceforbruget i forbindelse med anlæg, projektering og drift af åsystemet
- beregningsprisværdien af den mistede potentielle jordrente ved reduktion af græsningsarealet - dvs. værdien af reduktionen i kødproduktionen fratrukket værdien af det sparede ressourceforbrug til produktion af ammekøer og vedvarende græs.

Projektets velfærdsøkonomiske gevinster omfatter værdien af de øgede valutaindtægter som følge af turisttilgangen samt værdien for den danske befolk-

ning generelt - beboerne i området, de besøgende og alle andre - af at miljø- og naturforholdene i området er blevet forbedret. Det har dog kun været muligt at gennemføre meget tentative og ufuldkomne beregninger af miljøgevinsternes værdi for den danske befolkning.

Det har derfor ikke været muligt at beregne projektets samlede velfærdsøkonomiske overskud. Værdien af de opgjorte omkostninger fratrukket værdien af de øgede valutaindtægter fra turisterne kan imidlertid benyttes som indikator på, hvor meget det fra et velfærdsøkonomisk synspunkt har kostet det danske samfund at opnå de beskrevne miljø- og naturmæssige gevinster.

11.4.1 Anlæg

Der fastsættes beregningspriser for følgende varer og tjenester - jf. konsekvensskemaet tabel 11.3.2.

- Arbejdskraft
- Maskintimer
- Materialer
- Andet

De budgetøkonomiske og de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at benytte disse produktionsfaktorer og råvarer i forbindelse med anlægsarbejderne er vist i tabel 11.4.1. Der vises også de budgetøkonomiske omkostninger - som præsenteres i afsnit 11.5 - idet de velfærdsøkonomiske priser er opgjort på basis af de budgetøkonomiske priser. Ressourceforbruget - antal arbejdstimer, maskintimer og materialer - svarer til oplysningerne i tabel 11.3.5. Det ses, at de velfærdsøkonomiske omkostninger for anlæg og entreprise udgør i alt 14,4 mill. kr. (1997-niveau) mod de budgetøkonomiske omkostninger på 12,1 mill. kr. I det følgende er omkostningsberegningerne forklaret nærmere.

Arbejdskraft

Beregningspriserne svarer til de forskellige typer arbejdskrafts timeløn - inkl. arbejdsgiverens indbetalinger til sociale fonde, pensionsordninger etc. - forhøjet med 1,17. Projektets velfærdsøkonomiske omkostninger som følge af den benyttede arbejdskraft beregnes herefter periode for periode som beregningspriserne multipliceret med det brugte antal timer inden for de forskellige arbejdskraftkategorier.

Tabel 11.4.1 Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger i forbindelse med anlægsarbejderne, 1997-priser

Projekt	År	Ressourcer					Budgetøkonomiske priser					Budgetøkonomiske omkostninger				
		Arbej- de timer	Maski- ner timer	Gyde- grus m ³	Sten m ³	Øvrige udgifter kr.	Ar- bejde kr./ time	Ma- ski- ner kr./ time	Gy- de- grus kr./ m ³	Sten kr./ m ³	Øvr. udg. kr.	Arbejds- kraft	Maski- ner	Materia- ler	Øvr. udg.	Anlæg i alt
Lgkl. Mølledam	1989	1.093	1.024	0	1.408	165.459	209	143	89	128	1	228.054	146.027	179.846	165.459	719.386
Landeby Bæk	1990	296	264	50	200	268	211	167	92	128	1	62.515	44.234	30.239	268	137.257
Styrt Bredebro	1990	356	281	150	1.500	51.110	211	167	92	128	1	75.335	47.050	206.178	51.110	379.674
Brede Å 1. etape	1991	2.099	2.062	2.581	3.200	316.366	212	227	94	129	1	445.808	468.354	654.613	316.366	1.885.141
Kongens Mose	1993	274	250	0	469	59.264	217	298	97	137	1	59.430	74.558	64.418	59.264	257.670
Brede Å 2. etape	1994	2.099	2.062	2.581	3.200	348.536	215	348	107	146	1	450.564	717.015	743.749	348.536	2.259.864
Brede Å 3. etape	1995	1.541	1.390	10	3.131	610.045	212	387	142	142	1	326.956	537.075	444.475	610.045	1.918.552
To Okkersøer	1995	1.200	900	0	250	31.387	212	387	142	142	1	254.647	347.872	35.380	31.387	669.285
Lobæk 1. etape	1996	1.774	1.587	915	2.806	128.130	219	413	142	136	1	387.747	655.640	511.098	128.130	1.682.616
Natursti 1. etape	1996	0	0	0	0	116.150	219	413	142	136	1	0	0	0	116.150	116.150
Lobæk 2. etape	1997	1.682	1.309	155	2.087	567.305	225	440	143	130	1	378.338	575.740	293.413	567.305	1.814.795
Natursti 2. etape	1997	0	0	0	0	209.756	225	440	143	130	1	0	0	0	209.756	209.756
I alt		12.412	11.127	6.441	18.250	2.603.776						2.669.394	3.613.565	3.163.410	2.603.776	12.050.145

Fortsættes

Fortsat Tabel 11.4.1 Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger i forbindelse med anlægsarbejderne, 1997-priser

Projekt	År	Ressourcer					Velfærdsøkonomiske priser					Velfærdsøkonomiske omkostninger				
		Arbej- de timer	Maski- ner timer	Gyde- grus m ³	Sten m ³	Øvrige udgifter kr.	Ar- bejde kr./ time	Ma- ski- ner kr./ time	Gy- de- grus kr./ m ³	Sten kr./ m ³	Øvr. udg. kr.	Arbejds- kraft	Maskiner	Materia- ler kroner	Øvr. udg.	Anlæg i alt
Lgkl. Mølledam	1989	1.093	1.024	0	1.408	165.459	244	178	105	149	1,17	266.823	182.534	210.420	193.587	853.363
Landeby Bæk	1990	296	264	50	200	268	247	209	107	150	1,17	73.143	55.293	35.380	314	164.129
Styrt Bredebro	1990	356	281	150	1.500	51.110	247	209	107	150	1,17	88.142	58.813	241.229	59.798	447.982
Brede Å 1. etape	1991	2.099	2.062	2.581	3.200	316.366	248	284	110	151	1,17	521.596	585.442	765.897	370.148	2.243.083
Kongens Mose	1993	274	250	0	469	59.264	254	372	114	161	1,17	69.533	93.198	75.368	69.339	307.439
Brede Å 2. etape	1994	2.099	2.062	2.581	3.200	348.536	251	435	125	171	1,17	527.160	896.268	870.187	407.787	2.701.402
Brede Å 3. etape	1995	1.541	1.390	10	3.131	610.045	248	483	166	166	1,17	382.539	671.344	520.036	713.753	2.287.672
To Okkersøer	1995	1.200	900	0	250	31.387	248	483	166	166	1,17	297.937	434.840	41.394	36.723	810.894
Lobæk 1. etape	1996	1.774	1.587	915	2.806	128.130	256	517	166	159	1,17	453.664	819.550	597.985	149.913	2.021.112
Natursti 1. etape	1996	0	0	0	0	116.150	256	517	166	159	1,17	0	0	0	135.895	135.895
Lobæk 2. etape	1997	1.682	1.309	155	2.087	567.305	263	550	167	152	1,17	442.655	719.675	343.293	663.747	2.169.369
Natursti 2. etape	1997	0	0	0	0	209.756	263	550	167	152	1,17	0	0	0	245.415	245.415
I alt		12.412	11.127	6.441	18.250	2.603.776						3.123.191	4.516.956	3.701.189	3.046.418	14.387.754

For entreprenørens ansatte - anlæg og entreprise - er der i 1997 anvendt en timeløn på 225 kr. Denne løn forhøjes til beregningsprinsniveau ved multiplikation med 1,17 til 263 kr./time. Der foreligger oplysninger om timelønnen for 1994, 1995 og 1997 fra entreprenøren. For 1996 er gennemsnittet af 1995 og 1997 anvendt. For årene 1989-93 er timelønnen nedskrevet fra 1994-lønnen vha. "Årlig stigning i timefortjeneste for samtlige arbejdere i pct." - jf. Danmarks Statistik (1998a), indekset for arbejds løn. De med arbejdskraftforbruget forbundne velfærdsøkonomiske omkostninger i anlægsfasen kan herefter beregnes til de i tabel 11.4.1 angivne beløb ved multiplikation af de forbrugte antal timer med den respektive timeløn. Den velfærdsøkonomiske omkostning vedr. arbejdskraft andrager i alt 3,1 mill. kr. (1997-priser).

Maskintimer

Principielt bør man have kendskab til, hvilke maskiner der benyttes, hvor meget de har kostet - køberpriser ekskl. refunderbare afgifter - samt hvor længe deres levetid er. På dette grundlag kan man gennem en annuitetsberegning beregne, hvor stor den årlige omkostning ved at benytte den enkelte maskine er - jf. afsnit 4.1. Ved annuitetsberegningen i den velfærdsøkonomiske analyse benyttes en kalkulationsrente på 3 pct. Hvis der yderligere gøres antagelser om det årlige timeforbrug af maskinerne, kan der også beregnes en maskintimepris ved at dividere den årlige omkostning med timeforbruget.

Hvis det endelig antages, at maskinerne er blevet importeret - har afstedkommet valutaudgifter - og at beløbet til købet af maskinerne alternativt ville være blevet investeret på anden vis, bør den beregnede årlige omkostning yderligere forhøjes med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder 1,25 og forrentningsfaktoren, der ud over af kalkulationsrenten på 3 pct. også afhænger af maskinens levetid og af den alternative afkastrate - jf. afsnit 4.4.

Til denne maskintimepris, der dækker selve forbruget af det reale kapitalgode, skal herefter lægges udgifterne til drift og vedligeholdelse af maskinen samt til brændstof. Disse udgifter opgøres hhv. i køberpriser ekskl. refunderbare afgifter og i verdensmarkedspriser, og de forhøjes efterfølgende med hhv. 1,17 - reparation og vedligeholdelse antages overvejende at repræsentere udgifter til indenlandsk arbejdskraft - og 1,25 - brændstof bliver importeret.

I det aktuelle tilfælde har det ikke været muligt at fremskaffe de fornødne oplysninger til at gennemføre de skildrede beregninger. Der er indhentet oplysninger om den maskintimepris, som entreprenøren har beregnet sig - ekskl. refunderbare afgifter. Denne pris har over anlægsperioden varieret fra 275 kr./time til 665 kr./time. Fra entreprenøren foreligger der oplysninger om maskintimeprisen for hhv. 1994, 1995 og 1997. For 1996 er gennemsnittet af

1995 og 1997 anvendt. For 1990 og 1991 er maskintimeprisen oplyst i regningerne fra den daværende entreprenør. For de resterende to år - 1989 og 1993 - er maskintimeprisen skønnet.

De oplyste priser omfatter både anskaffelsen af selve maskinen, udgifterne til drift og vedligeholdelse heraf, brændselsudgifterne og lønnen til den person, som anvender maskinen. Fratrækkes aflønningen af arbejdskraften - dvs. time-lønnen - fås en maskintimepris ekskl. arbejdskraft, der i 1997 udgør 440 kr./time, jf. tabel 11.4.1. Denne pris er principielt også resultatet af en annuitetsberegning - blot foretaget af entreprenøren med dennes kalkulationsrente, der formentlig er væsentlig højere end 3 pct., og under hensyntagen til de skatte- og afskrivningsregler, som entreprenøren er underkastet. Hertil har entreprenøren så efterfølgende lagt sine udgifter til drift, vedligeholdelse og brændsel, idet han må forventes også at have beregnet sig en vis fortjeneste på disse varer og tjenester.

Beregningsprisen for maskintimer er herefter fastsat som entreprenørens maskintimepris fratrukket aflønning af én person og forhøjet med 1,25, idet hovedparten af udgifterne til anskaffelse og drift af maskinerne antages at være valutaudgifter. Beregningsprisen bliver herefter 550 kr./time i 1997, jf. tabel 11.4.1. I beregningen af denne pris er der ikke forhøjet med forrentningsfaktoren på kapital. Dette skyldes, at entreprenøren i sin annuitetsberegning allerede har benyttet en kalkulationsrente, der afspejler finansieringsomkostningerne eller eventuelt de alternative afkastmuligheder.

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved brugen af maskiner i anlægsfasen kan herefter ved anvendelse af konsekvensskemaets - jf. tabel 11.3.2 - årlige timeforbrug beregnes til de i tabel 11.4.1 angivne beløb. De velfærdsøkonomiske omkostninger for maskiner udgør i alt 4,5 mill. kr. (1997-priser).

Materialer

Priserne - ekskl. refunderbare afgifter - på sten og gydegrus fremgår af tabel 11.4.1. For 1994, 1995 og 1997 findes oplysninger om materialepriser fra entreprenøren. For 1996 er anvendt gennemsnittet af 1995 og 1997. For de øvrige år er skønnet en pris. Disse priser forhøjes med 1,17 for at nå frem til beregningspriserne. Det antages således, at sten og gydegrus produceres indenlands. Beregningspriserne multipliceres med de angivne forbrug af sten og gydegrus for at nå frem til de i tabel 11.4.1 angivne omkostninger. For materialer andrager den velfærdsøkonomiske omkostning i alt 3,7 mill. kr. (1997-priser).

Øvrige udgifter

Kategorien øvrige udgifter omfatter bl.a. ekstraordinære udgifter til vandløbsvedligeholdelse under anlægsarbejdet, udgifter til hegning og beplantning samt etablering, drift og rømning af arbejdspladsen (skurvogne m.m.). Materialefor-

bruget hertil foreligger kun oplyst som de i konsekvenskemaet angivne udgiftsbeløb, der er opgjort i køberpriser ekskl. refunderbare afgifter. Antages det, at disse materialer er indenlandsk produceret, kan beløbene blot forhøjes med 1,17 for at nå frem til beregningsprisværdien af materialeforbruget. De resulterende velfærdsøkonomiske omkostninger udgør godt 3,0 mill. kr. (1997-priser) - jf. tabel 11.4.1.

11.4.2 Projektering

Til projekteringen er der medgået 1 årsværk - 0,6 akademiker samt 0,4 mellemtekniker - for den del af projekteringen, som amtet selv har stået for - jf. konsekvenskemaet tabel 11.3.2. Den årlige lønudgift til disse årsværk andrager hhv. 203.352 kr. for AC'eren og 99.456 kr. for mellemteknikeren - 0,6 årsværk AC'er svarer til 888 timer à 229 kr. = 203.352 kr., og 0,4 årsværk mellemtekniker svarer til 592 timer à 168 kr. = 99.456 kr. Den samlede lønudgift udgør i alt 302.808 kr., der forhøjes med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17 til beregningsprisniveauet 354.285 kr., der udgør den velfærdsøkonomiske omkostning ved forbruget af arbejdskraft til projektering for hvert af årene 1994 -1997.

De øvrige projekteringsudgifter - jf. konsekvenskemaet tabel 11.3.2 - omfatter primært køb af tjenester fra private virksomheder. Disse udgifter forhøjes med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17 for at nå til de velfærdsøkonomiske værdier.

11.4.3 Drift

Projektet antages i årene 1991-1993 at medføre en årlig besparelse på 10.000 kr. i drifts- og vedligeholdelsesomkostningerne for området. Fra 1994 udgør besparelsen 50.000 kr. årligt - jf. konsekvenskemaet, tabel 11.3.2. Det antages, at disse besparelser alene vedrører lønninger og indenlandsk producerede materialer, hvorfor beregningsprisværdien kan opgøres ved at forhøje de angivne beløb med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17. Beløbene indgår i hele projektperioden som velfærdsøkonomiske gevinster.

11.4.4 Landbrugsproduktionen

For at beregne det velfærdsøkonomiske tab - jordrentetab - ved at den potentielle produktion af ammekøer reduceres med 105 KPE om året, er det nødvendigt at fastsætte beregningspriser for ammekøer og for de til produktionen anvendte produktionsfaktorer og produktionsgoder - jf. konsekvenskemaet tabel 11.3.2. Fastsættelsen af disse priser sker i vid udstrækning med udgangspunkt i de budgetøkonomiske faktorpriser - jf. afsnit 3.3 - hvorfor de budgetøkonomiske beregninger for landbrugsproduktionen også er vist i dette afsnit.

I tabel 11.4.2 er vist resultatet af de budgetøkonomiske og de velfærdsøkonomiske beregninger for landbrugsproduktionen - altså værdien af den potentielle ændring i jordrenteindtjeningen i Brede Å området. Det ses, at der vil blive tale om såvel en budgetøkonomisk som en velfærdsøkonomisk gevinst på hhv. ca. 493.000 kr. og ca. 427.000 kr. om året. Dette er en konsekvens af, at der i øjeblikket er et økonomisk tab ved kødproduktionen. Den negative jordrente kommenteres mere udførligt sidst i afsnittet.

Tabel 11.4.2 Værdien af den potentielt mistede budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske jordrente, kr. 1997-priser

	Produktionstab Ammekøer (KPE)	Jordrente pr. KPE	Samlet jordrentegevinst
Budgetøkonomi	105	- 4.699	493.423
Velfærdsøkonomi	105	- 4.070	427.358

I tabel 11.4.3 er vist beregningen af den budget- og velfærdsøkonomiske jordrente pr. ammekø eller pr. KPE - dvs. inklusiv ungdyr. Der er taget udgangspunkt i konsekvensskemaets mængdeopgørelser - jf. tabel 11.3.2 - og de angivne mængder er herefter tillagt beregningspriser. Valget af beregningspriser forklæres udførligt i det følgende, hvor prissætningen af følgende reale konsekvenser omtales:

- Kødproduktionen
- Husdyrgødningsproduktionen
- EU-tilskuddene
- Arbejdskraftforbruget
- Grovfoder - vedvarende græs
- Korn og kraftfoder
- Øvrige omkostninger
- Forbruget af realkapital
- Vedligeholdelsesomkostninger

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 11.4.3 Budget- og velfærdsøkonomisk jordrentepr. KPE for produktionen af ammekøer, kr. 1997-priser

	Ressource- mængder	Budgetøko- nomisk pris	Velfærds- økonomisk pris	Budgetøkon. omkostnin- ger	Velfærds- økon. om- kostninger
Udbytte:					
Kødproduktion					
- Udsætterkøer (kg)	83,160	15,36	19,20	1.277	1.597
- Ungtyre (kg)	119,402	21,96	27,45	2.622	3.278
- Kælvekvier (stk.)	0,150	6.900	8.625	1.035	1.294
- Slagtekvier (kg)	14,850	16,64	20,80	247	285
Kød i alt				5.182	6.477
Gødning					
- Kvælstof (kg)	58,100	4,90	6,13	285	356
- Fosfor (kg)	9,130	8,10	10,13	74	92
- Kalium (kg)	93,790	3,00	3,75	281	352
Gødning i alt				640	800
Tilskud					
- EU-tilskud til husdyr (kr.)	1.767	1	1,25	1.767	2.209
- Andre tilskud (kr.)	93	1	0	93	0
Tilskud i alt				1.860	2.209
Udbytte i alt				7.682	9.486
Omkostninger:					
Arbejde vedr. ko (timer)	31,2	136,79	160,05	4.268	4.994
Råvarer (foder)					
- Hjemmeavlet grovfoder (FE)	3.626	0,842	0,910	3.053	3.298
- Korn og kraftfoder (FE)	1.060	1,44	1,8	1.526	1.908
Foder i alt	4.686			4.579	5.206
Øvrige omkostninger (kr.)	987	1,00	1,17	987	1.117
Kapitalomkostninger					
- investering bygning (kr.)	15.914	0,0725	0,0819	1.153	1.303
- inv. Maskiner & inventar (kr.)	1.506	0,1424	0,0875	214	132
- inv. Beholdn. & besætning (kr.)	12.176	0,07	0,0351	852	427
- inv. købte beholdning (kr.)	129	0,07	0,0351	9	5
Investering i alt	29.725			2.229	1.867
- vedligehold bygninger (kr.)	58	1	1,17	58	68
- vedligeh. mask.& inventar (kr.)	260	1	1,17	260	304
Vedligehold i alt	318			318	372
Omkostninger i alt				12.381	13.556
Overskud				-4.699	-4.070

Kødproduktionen

De budgetøkonomiske priser stammer fra LR (1997b) - kalkulen for ammekvæg. Priserne er opgivet som priserne pr. kg slagtet dyr. Det er disse priser, som landmændene opnår på det danske marked.

I den velfærdsøkonomiske beregning skal anvendes priserne på verdensmarkedet, idet kødproduktionen antages enten at blive eksporteret eller at erstatte import af kød - jf. afsnit 3.3.8. Der foreligger imidlertid ikke en officiel statistik for verdensmarkedspriserne på kød. FAO har tidligere forsøgt sig med argentinske priser som repræsentant for verdensmarkedspriserne. Problemet er imidlertid, at verdensmarkedet ikke længere er et samlet marked. Det er blevet opdelt i delmarkeder i takt med, at der er opstået mund- og klovsyge, således at der nu kun handles inden for mindre områder.

Den danske okse- og kalvekødseksport fordeler sig med ca. 60 pct. til de øvrige EU-lande og 40 pct. til Rusland - jf. Kødbranchens Fællesråd (1998), tabel 16. Kødbranchens Fællesråd har oplyst, at eksporten til Rusland afsættes til de samme priser, som for EU-markedet, men at det typisk er de dårligere udskæringer, der eksporteres til det russiske marked. Som en approximation for verdensmarkedspriserne kan derfor anvendes markedspriserne inden for EU. Disse er oplyst i Kødbranchens Fællesråd (1998) figur 24 opgjort kvartalsvis i ECU. Omregnet til danske kroner ud fra ECU-kursen - jf. Danmarks Statistik (1998b) - svarer disse stort set til priserne opgivet af LR. Priserne for EU-markedet og hjemmemarkedet er altså stort set de samme. I den velfærdsøkonomiske beregning er anvendt LR's priser, så der benyttes samme kilde.

I den velfærdsøkonomiske beregning skal disse priser forhøjes med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,25, da der er tale om en mistet valutaindtægt.

En alternativ kilde til verdensmarkedspriserne på oksekød er OECD (1998) - figur s. 37; men da den danske okse- og kalvekødseksport som omtalt eksporteres til EU-priser, er det valgt at anvende disse. EU-priserne ligger over niveauet for OECD's verdensmarkedspriser - jf. OECD (1998) s. 40, hvor verdensmarkedsprisen i 1997 er oplyst til ca. 235 USD pr. 100 kg, mens EU-prisen er ca. 350 USD pr. 100 kg. Der er også set bort fra de svingninger i EU-prisen, som må forventes over tid pga. omlægningen af EU-støtten fra hektar- til prisstøtte.

Husdyrgødningsproduktionen

Den producerede husgødning pr. ammeko repræsenterer også en værdi, som indgår i udbyttet. Gødningen er prissat svarende til værdien af den tilsvarende handelsgødning. De budgetøkonomiske priser er oplyst i LR (1997a) - oversigten over "værdi af husdyrgødning" på s. 32. De velfærdsøkonomiske priser er fastsat ud fra de budgetøkonomiske priser ved at multiplicere disse med netto-

afgiftsfaktoren for internationalt handlede varer på 1,25. Husdyrgødningen antages således at kunne erstatte handelsgødning, der er en internationalt handlet vare, og husdyrgødningsproduktionen giver derfor anledning til en valutabesparelse.

EU-tilskuddene

Tilskuddene omfatter som omtalt både EU-tilskud og danske tilskud. EU-tilskud til husdyr består af BSE-tilskud på 154 kr. og direkte produktionstilskud på 1.613 kr. - ammekopræmie på 1.122 kr. og 0,47 handyrpræmie à 1.065 kr. De danske tilskud omfatter generelle driftstilskud og finansieringstilskud.

De danske tilskud skal ikke indgå i den velfærdsøkonomiske beregning, da der blot er tale om overførsel af midler mellem samfundsgrupper - jf. omtalen af tilskud i afsnit 6.1 og 11.3.6. EU-tilskuddet medtages derimod i den velfærdsøkonomiske beregning, da der er tale om en valutaindtægt for landet - jf. afsnit 11.3.6. Tilskuddet multipliceres med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder, 1,25, for at nå frem til dets velfærdsøkonomiske beregningsprisværdi.

Arbejdskraftforbruget

Timelønnen for landmandens arbejdsindsats - 136,79 kr. pr. time - er beregnet ud fra beløbet for arbejdsindsats i driftsgrenstatistikken - jf. SJFI (1998a) - samt antallet af arbejdstimer pr. ko oplyst af SJFI. I den velfærdsøkonomiske beregning er timelønnen forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor, 1,17.

Grovfoder - vedvarende græs

Den budgetøkonomiske og den velfærdsøkonomiske pris for det hjemmeavlede grovfoder, der udgøres af vedvarende græs, svarer hhv. til de budgetøkonomiske og de velfærdsøkonomiske omkostninger pr. FE ved at producere grovfoderet. Priserne omfatter således samtlige omkostninger forbundet med produktionen af hjemmeavlet grovfoder - arbejdskraft-, råvare- og kapitalomkostninger.

Tabel 11.4.4 viser det sparede ressourceforbrug - jf. konsekvensbeskrivelsen i tabel 11.3.8 - de benyttede budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske beregningspriser samt de på dette grundlag beregnede budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostningsbesparelser ved den reducerede produktion af vedvarende græs.

Beregningspriserne for ressourceforbruget er fastsat ud fra SJFI (1998b) og de i LR (1997b) angivne faktorpriser. Fastsættelsen af de velfærdsøkonomiske beregningspriser er yderligere uddybet i det følgende.

KAPITEL 11 - RESTAURERINGEN AF BREDE Å

Tabel 11.4.4 Sparede budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger pr. ha ved reduceret produktion af vedvarende græs, kr. 1997-priser

	Ressource- mængder	Budget- økonomisk pris	Velfærds- økonomisk pris	Budget- økonomisk omkostn.	Velfærds- økonomisk omkostning
Udbytte					
græs (FE)	3.800				
Arbejde					
arbejde (timer)	4,9	129,80	151,86	636,00	744,12
Råvarer					
udsæd (kg)	2	27,40	32,06	54,80	64,12
kemikalier (kr.)	5	1	1,25	5,00	6,25
gødning					
-N i NPK & husdyrgødning (kg)	130	4,90	6,13	637,00	796,25
-Fosfor (kg)	6	8,10	10,13	48,60	60,75
-Kalium (kg)	71	3,00	3,75	213,00	266,25
energi (diesel), liter	48	1,99	2,49	95,71	119,64
Øvrige variable omkostninger					
øvrige omkostninger (kr.)	684	1	1,17	684,00	662,22
Kapitalomkostninger					
investering bygning (kr.)	2.500	0,0858	0,0819	214,53	204,75
invest. Maskiner & inventar (kr.)	2.100	0,1424	0,0875	298,99	183,75
beholdninger (kr.)	350	0,07	0,0351	24,50	12,29
vedligehold bygninger (kr.)	11	1	1,17	11,00	12,87
vedligeh. Maskin.& inventar (kr.)	276	1	1,17	276,00	322,92
I alt				3.199,13	3.456,17
I alt/FE				0,842	0,910

Der foreligger ingen markedsløn for *landmandens egen arbejdsindsats*. Der benyttes derfor en timeløn svarende til den, som benyttes i driftsgrenstatistikken SJFI (1998a). Denne timeløn er beregnet ud fra de angivne arbejdstimer og værdien af den samlede arbejdsindsats opgivet i kroner. I den velfærdsøkonomiske beregning er denne timeløn forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17 for at nå frem til beregningsprisen på landmandens egen arbejdsindsats.

Prisen på arbejdskraft beskæftiget ved produktion af græs er lidt lavere end arbejdskraftprisen ved produktion af ammekøer - jf. tabel 11.4.3. Dette skyldes, at der i driftsgrenstatistikken regnes med varierende grad af medhjælp - udover landmandens egen indsats - i de forskellige driftsformer. Timelønnen for landmanden er i driftsgrenstatistikken sat til 140 kr. og timelønnen for medhjælp er lavere. Da der indgår mere medhjælp ved græsproduktion end ved ammekøer, bliver prisen på arbejdskraft lavere for græs i forhold til ammekøer.

Prisen på *udsæd* er oplyst i SJFI (1998b) - tabel 5 (faktorpriser). I den velfærdsøkonomiske beregning er prisen forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17.

Forbruget af *kemikalier* er opgivet i kroner, da en tilbageregning til mængder ikke skønnes mulig. Den velfærdsøkonomiske omkostning er beregnet ved at forhøje beløbet med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,25. Det antages således, at kemikalierne bliver importeret.

Priserne på *gødning* stammer fra LR(1997a) - værdi af husdyrgødning s. 32. De velfærdsøkonomiske priser fås ved at forhøje de angivne budgetøkonomiske priser med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17. Der er tale om en indenlandsk omsat ressource.

For *dieselolie* er der anvendt faktorprisen herpå fra SJFI (1998b) - tabel 8. Den velfærdsøkonomiske pris er fastsat ved at forhøje faktorprisen med den generelle nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder på 1,25 - dieselolie er et internationalt handlet gode.

De *øvrige variable omkostninger* er ligesom omkostningerne ved kemikalieforbruget opgivet i kroner, da en tilbageregning til mængder ikke skønnes mulig. Den velfærdsøkonomiske omkostning er beregnet ved først at trække de statslige miljøafgifter fra - dvs. vandafgift og CO₂-afgift - og efterfølgende forhøje det resterende beløb med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17, da der antages at være tale om indenlandsk handlede goder.

I konsekvenskemaet tabel 11.3.8 er *kapitalomkostningerne* opgivet som investeringssumme pr. ha.; men til brug for de budgetøkonomiske og de velfærdsøkonomiske beregninger er det den årlige kapitalomkostning pr. ha., som skal anvendes. Dette skyldes selvsagt, at de øvrige omkostningselementer er opgjort i denne enhed. Den årlige omkostning beregnes generelt ved at multiplicere den angivne investeringsudgift med en annuitetsfaktor - jf. afsnit 4.1

$$a(r, T) = \frac{r \cdot (1+r)^T}{(1+r)^T - 1}$$

hvor r er kalkulationsrenten og T er kapitalgodets levetid.

De budgetøkonomiske omkostninger for *bygninger* beregnes derfor som den budgetøkonomiske investeringsudgift multipliceret med annuitetsfaktoren, 0,0858. Denne er beregnet med en kalkulationsrente svarende til den alternative afkastrate, som er sat til 7 pct., og med en levetid på bygninger på 25 år.

De velfærdsøkonomiske omkostninger for bygninger beregnes som den budgetøkonomiske investeringsudgift multipliceret med en annuitetsfaktor på 0,0574 - kalkulationsrente på 3 pct. og levetid på 25 år - en forrentningsfaktor på 1,2189 - en alternativ afkastrate på 7 pct., kalkulationsrente på 3 pct. og levetid på 25 år - og den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17 - jf. afsnit 4.4. Bygninger antages således at være et indenlandsk handlede gode.

De budgetøkonomiske omkostninger for *maskiner og inventar* beregnes som den budgetøkonomiske investeringsudgift multipliceret med en annuitetsfaktor på 0,1424 - idet levetiden for maskiner og inventar er sat til 10 år, og den alternative afkastrate er 7 pct.

De velfærdsøkonomiske omkostninger for maskiner og inventar beregnes som den budgetøkonomiske investeringsudgift multipliceret med en annuitetsfaktor, 0,1172 - kalkulationsrente på 3 pct. og levetid på 10 år - en forrentningsfaktor på 0,5971 - alternativ afkastrate på 7 pct., kalkulationsrente på 3 pct. og levetid 10 år - og nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,25. Maskiner og inventar antages således at være internationalt handlede goder.

De årlige omkostninger ved at ligge inde med *beholdninger* af forskellige råvarer omfatter forrentningen heraf. De opgøres derfor som udgiften til beholdningerne multipliceret med kalkulationsrenten. Den budgetøkonomiske omkostning beregnes herefter som den alternative afkastrate - 7 pct. - multipliceret med det i beholdningerne investerede beløb. De velfærdsøkonomiske omkostninger beregnes tilsvarende ved at multiplicere den velfærdsøkonomiske kalkulationsrente - 3 pct. - med det i beholdningerne investerede beløb forhøjet med 1,17 - beholdningerne antages primært at bestå af indenlandsk handlede goder.

Den velfærdsøkonomiske værdi af de budgetøkonomiske *vedligeholdelsesudgifter* beregnes som dette beløb forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17. Vedligeholdelsesudgifterne antages således primært at omfatte udgifter til indenlandsk handlede goder.

Tabel 11.4.4 viser de sparede budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger ved et udbytte på 3.800 FE/ha. - hhv. 3.199 kr. pr. ha. og 3.456 kr. pr. ha. Ved at dividere disse beløb med 3.800 FE fås de i kalkulen for produktionen af ammekøer - jf. tabel 11.4.3 - benyttede omkostninger på hhv. 0,842 kr./FE og 0,910 kr./FE.

Korn og kraftfoder

Den budgetøkonomiske pris på korn- og kraftfoder er oplyst i SJFI (1998a) - tabel 1.3.3. Den velfærdsøkonomiske pris fremkommer ved at forhøje den budgetøkonomiske pris med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17, idet det antages, at korn og kraftfoder er indenlandsk handlede varer.

Øvrige omkostninger

Den velfærdsøkonomiske værdi af de øvrige omkostninger opnås ved at trække de statslige vand- og CO₂-afgifter fra den budgetøkonomiske udgift og derefter forhøje det resterende beløb med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17, idet disse omkostninger antages at dække udgifter til indenlandsk handlede goder.

Kapitalomkostninger

Kapitalomkostningerne beregnes ved brug af samme annuiteringsmetode, som blev benyttet i forbindelse med opgørelsen af produktionsomkostningerne for vedvarende græs - jf. omtalen ovenfor. Levetiden for bygningerne er dog i dette tilfælde 50 år, således at annuitetsfaktorerne med hhv. 7 pct. og 3 pct. forrentning bliver 0,0725 og 0,0389. Ved beregningen af de velfærdsøkonomiske bygningsomkostninger skal annuitetsfaktoren forhøjes med en forrentningsfaktor på 1,8011 - alternativ afkastrate 7 pct., kalkulationsrente 3 pct. og levetid 50 år - og den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17 til i alt 0,0819. For maskiner og inventar samt beholdningerne er beregningerne de samme som for vedvarende græs.

Vedligeholdelsesomkostninger

Vedligeholdelsesomkostningerne er oplyst som værdien heraf opgjort i budgetøkonomiske faktorpriser. Den velfærdsøkonomiske værdi heraf beregnes ved at forhøje disse beløb med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17, idet omkostningerne antages alene at omfatte udgifter til indenlandsk omsatte varer og tjenester.

Jordrenten

Produktionen af ammekvæg giver i 1997 et budgetøkonomisk jordrentetab på knapt 4.700 kr. pr. KPE. Resultatet stemmer fint overens med oplysningerne i SJFI (1998a) - tabel 50 - der viser et nettotab på 5.296 kr. pr. KPE i 1997 - inkl. værdi af jord.

Driftsgrenstatistikken har i en årrække vist et underskud for ammekøer, og et sådant forventes også i 1998. Det negative resultat kan muligvis forklares ved de lave oksekødpriser. Hertil kommer, at landmanden måske ikke fordrer helt så høj aflønning af sin egen arbejdsindsats, som det er forudsat i beregningen - der er måske delvist tale om fritidsbeskæftigelse. Yderligere gælder, at beregningerne er baseret på driftsgrenstatistikens gennemsnitstal for Jylland og ikke faktiske lokale tal, hvor forholdene for den enkelte landmand selvfølgelig

kan afvige fra gennemsnittet. Endelig indgår kapitalomkostningerne vedrørende bygningerne måske ikke med særlig stor vægt i landmandens økonomiberegninger på kort og mellemlangt sigt. Disse forhold vil i hvert kunne forklare, at landmanden trods alt vil kunne leve med den beregnede negative jordrente.

Der er ikke mulighed for at tage helt de samme forbehold over for resultatet af den velfærdsøkonomiske beregning, der viser et jordrentetab på ca. 4.100 kr. pr. ko. Arbejdskraftforbruget bør således som udgangspunkt værdisættes til fuld løn svarende til arbejdskraftens marginale værdiproduktivitet i alternativ beskæftigelse; men kan der argumenteres for, at den fritstillede arbejdskraft slet ikke vil blive udbudt - der har fx været tale om fritidsbeskæftigelse - så bliver der ikke tale om en økonomisk gevinst for samfundet. Kapitalomkostningerne vedrørende bygningerne bør under alle omstændigheder indregnes med en værdi svarende til den fulde værdi af de alternative afkastmuligheder. Kun hvis bygningsinvesteringen er fastsat for højt i SJFI's kalkuler, kan der være tale om en overvurdering af bygningsomkostningerne. Det kan i øvrigt oplyses, at der også er beregnet negative jordrenter for kødkvæg, får og stude i SNS (1987), tabel 18.

For det samlede produktionstab på i alt 105 KPE fås herefter en årlig budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk gevinst på i alt hhv. 493.000 kr. og 427.000 kr. - jf. tabel 11.4.2. Det samlede jordrentetab ved produktion af ammekøer i Brede Å området reduceres således ved, at den potentielle produktion falder.

11.4.5 Miljøkonsekvenserne

Projektets direkte og indirekte miljøkonsekvenser blev beskrevet i afsnit 11.3.7 og 11.3.8. Det er selvsagt for at opnå de beskrevne potentielle stoftilbageholdelseskonsekvenser, flora og fauna gevinster samt rekreative forbedringer, at projektet er blevet gennemført. De velfærdsøkonomiske omkostninger herved er forsøgt opgjort i afsnit 11.4.1 - 11.4.4, og for herefter at vurdere om projektet samlet set har givet anledning til en velfærdsøkonomisk gevinst er det nødvendigt også at prissætte miljøkonsekvenserne. Mulighederne herfor må dog - bortset fra opgørelsen af valutaindtjeningen fra øget turisme, jf. afsnit 11.4.6 - anses for beskedne.

Den forbedrede miljøkvalitet har værdi for såvel de direkte brugere af området som for andre dele af befolkningen, der måske ikke har egentlige planer om at besøge Brede Å området, men er interesseret i, at miljøtilstanden i landet er så god som mulig - inden for velfærdsøkonomisk metode skelnes der mellem områdets brugsværdi og dets ikke-brugsværdi, jf. afsnit 3.4.2.

Brugsværdi

Brugsværdien af Brede Å området er primært knyttet til de rekreative tjenester, som nu kan opnås ved at besøge området. De rekreative tjenester er dog til en vis grad afhængige af naturkonsekvenserne - dvs. konsekvenserne for flora og fauna.

Brugerne af området omfatter de fastboende, danskere, der tiltrækkes fra andre dele af landet og udlændinge - både udlændinge, der i forvejen er i Danmark og nu tiltrækkes af Brede Å området, og udlændinge, der optræder som nye turister i landet. Udenlandske delegationer har også gennem flere år af professionelle grunde besøgt Brede Å området, der pga. sit omfang påkalder sig international interesse.

De udenlandske turister er ikke en del af den danske befolkning, og derfor udgør deres præferencer ikke en del af det velfærdsøkonomiske vurderingsgrundlag. Værdien af området for de udenlandske turister er således irrelevant for den velfærdsøkonomiske analyse; men i den udstrækning den forbedrede miljøkvalitet trækker nye turister til landet og dermed øger de danske valuta-indtægter, har det som omtalt velfærdsøkonomisk værdi for samfundet. Denne forsøges opgjort i afsnit 11.4.6.

Brugsværdien for de fastboende og for danskere, der tiltrækkes fra andre dele af landet, kan søges estimeret ved brug af en eller flere af de i afsnit 3.4 beskrevne prissætningsmetoder for miljøkonsekvenser. Der tænkes her først og fremmest på Travel Cost metoden, den Hedoniske prissætningsmetode og Contingent Valuation.

Det har ikke inden for dette case study's rammer været muligt at fremskaffe de for anvendelsen af Travel Cost og Contingent Valuation metoderne fornødne data. Derimod har det været muligt at fremskaffe nogle få oplysninger om ejendomsprisudviklingen i området. Disse oplysninger kan i overensstemmelse med den Hedoniske prissætningsmetode benyttes til at skønne over den velfærdsøkonomiske værdi af miljøforbedringerne for de fastboende.

Anlægget af et naturskønt og rekreativt område har haft effekt på grundpriserne for de kommunale udstykninger i Løgumkloster kommune - jf. Løgumkloster kommune (1997a). Lige nord for Løgumkloster Mølledam har der i to omgange fundet en udstykning sted, hvor den sidste fandt sted til ca. dobbelt så høje priser som en tidligere tilsvarende naboudstyknings. Den nye udstykning - Møldamager II - er på i alt 16 grunde à ca. 1.000 m². De 9 grunde tættest på Mølledammen og Brede Å og med udsigt herudover blev i 1997 solgt til en pris på 90 kr./m² og de resterende 7 grunde til en pris på 75 kr./m². Grundene var meget eftertragtede, idet det næsten blev nødvendigt at foretage lodtrækning i forbindelse med den endelige afhændelse af grundene.

Til sammenligning kan det oplyses, at det i adskillige år ikke var muligt at få solgt den ældre naboudstykning - Møldamager I - som ligger umiddelbart ved siden af, men ikke har udsigt til det naturskønne område. Denne udstykning henlå i 10 år til priser på 85 kr./m² og 70 kr./m². Som følge af det yderst træge salg nedsatte kommunen i 1995 prisen til 35 kr./m², hvorefter 5 grunde blev solgt. Der har stort set ikke i perioden 1995 - 1997 været nogen prisstigning på grunde under 2.000 m² - jf. Danmarks Statistiks indeks for udviklingen i kontantpriser på fast ejendom - de 35 kr./m² svarer til 36 kr./m² i 1997-prisniveauet. Der er stadig 7 usolgte grunde tilbage, men prisen er nu 75 kr./m².

Kommunens vurdering er, at anlægget af det naturskønne område omkring Mølledammen og Brede Å har bevirket, at salget af byggegrunde er gået i gang igen - således er Møldamager II nu blevet solgt. Andre forhold har naturligvis også spillet ind, såsom den generelle stigning i den økonomiske velstand, mindsket ledighed etc. Endvidere har kommunen oplyst, at der er planlagt en ny udstykning på i alt 50 grunde lige bag Møldamager I og II. Disse grunde forventes at kunne afsættes til samme høje priser som Møldamager II - ca. 75 kr./m² - til trods for, at de ikke har udsigt over Mølledammen og Brede Å. Området vurderes således at være særdeles eftertragtet som følge af naturgenopretningen.

For de 16 grundenes vedkommende - Møldamager II - er der altså tale om ca. 16.000 m², som har kunnet sælges til priser, der ligger mellem 39 kr./m² og 54 kr./m² over, hvad tilsvarende grunde normalt kan sælges til. I alt svarer det til en stigning i betalingsvilligheden for de 16 grunde på ca. 758.000 kr. - 9.000 m² med en prisstigning på 54 kr./m² og 7.000 m² med en prisstigning på 39 kr./m². Dette svarer med en kalkulationsrente på 3 pct. og en uendelig tidshorisont til en årlig betalingsvillighed på 22.700 kr.

Hertil kommer, at effekten af det rekreative område også må forventes at have slået igennem på ejendomsvurderingerne - både på de nye udstykninger og på eksisterende ejendomme i området tæt på det rekreative område, herunder Møldamager I - samt på priserne for den planlagte ny udstykning, som muligvis sættes til salg i 1999. I følge et ejendomsmæglerfirma i Tønder, som dækker hele projektområdet, har der ikke kunnet spores nogen effekt på ejendomspriserne i området i øvrigt. Dette gælder både for parcelluse og for landbrugs-ejendomme. Der er generelt ikke mange boliger til salg, og de eneste områder, der vurderes at blive berørt, er ejendomme beliggende tæt på vandløbet ligesom ovennævnte udstykninger i Løgumkloster kommune.

Møldamager I består som nævnt af 12 grunde, hvoraf 7 stadig ikke er solgt. 5 grunde blev i 1995 solgt til 35 kr./m², mens prisen for de resterende 7 grunde nu er steget til 75 kr./m². Møldamager I kan derfor anslås at være steget med

op til 467.000 kr. i værdi - 12.000 m² med en værdistigning på 39 kr./m². Dette svarer med en kalkulationsrente på 3 pct. og en uendelig tidshorisont til en årlig betalingsvillighed på ca. 14.000 kr. Denne stigning i betalingsvilligheden er dog sandsynligvis overvurderet, idet det jo ikke er lykkedes at afsætte de sidste 7 grunde til den høje pris.

Den planlagte nye udstykning på i alt 50 grunde forventes som følge af projektet at være steget med 1,95 mill. kr. - 50 grunde à 1000 m² med en prisstigning på 39 kr./m². Dette svarer med en kalkulationsrente på 3 pct. og en uendelig tidshorisont til en stigning i betalingsvilligheden på 58.000 kr. om året.

De beregnede stigninger i betalingsvilligheden for de pågældende grunde/ejendomme på op til 95.000 kr. om året kan benyttes som en meget grov indikator på de fastboendes marginale betalingsvillighed for miljøforbedringen. Der er formentlig tale om et overkantsskøn, idet det som omtalt endnu ikke har været muligt at få solgt alle grundene.

Ikke-brugsværdi

Ikke-brugsværdien vedrører Brede Å området værdi for de danskere, som ganske vist ikke har tænkt sig at besøge området, men alligevel tillægger det en positiv værdi, at det er blevet etableret.

Denne værdi kan i bedste fald kun estimeres ved brug af Contingent Valuation, og en sådan interviewbaseret undersøgelse af betalingsvilligheden i befolkningen har det som nævnt ikke været muligt at foretage i forbindelse med dette case.

Nok så vigtigt i denne sammenhæng er imidlertid områdets betydning for tilbageholdelsen af okker og næringsstoffer. Ud over at vandkvaliteten i selve Brede Å forbedres, hvorved der opnås positive naturmæssige og rekreative gevinster, har stoftilbageholdelsen også positive konsekvenser for vandmiljøet i Vadehavet. Værdien af denne gevinst bør principielt igen opgøres som en sum af den forventede stigning i brugs- og ikke-brugsværdien af Vadehavet.

Nu foreligger der imidlertid som en del af Vandmiljøplan II en målsætning for nedsættelsen af næringsstofbelastningen af vore farvande. Brede Å projektets konsekvenser for næringsstofbelastningen omfatter både denitrifikation og reduceret belastning som følge af reduceret græsareal og kvæghold. I denne situation kan man i overensstemmelse med argumentationen i afsnit 3.4.7 overveje at prissætte disse konsekvenser ud fra de sparede alternative omkostninger ved at opfylde målsætningen. Den relevante pris svarer i så fald til den marginale omkostning herved.

Der foreligger ikke i dag sådanne omkostningsopgørelser for opfyldelsen af Vandmiljøplanen. Som et første groft skøn over størrelsen af den sparede mar-

ginale omkostning kan man imidlertid benytte de anslåede lokale omkostninger ved at opnå den samme reduktion i næringsstofbelastningen, som opnås ved Brede Å projektet. Dette kunne fx være:

- Reduceret behov for spildevandsrensning - centralt eller ved spredt bebyggelse
- Reduceret behov for effektiv gødningshåndtering
- Undgået udbyttetab ved reduceret brug af gødning.

En sådan prisfastsættelse fra omkostningssiden er kun anvendelig, når der foreligger en målsætning for begrænsningen af næringsstofbelastningen. Den omkostningsbestemte pris er således ikke udtryk for værdien af den opnåede forbedring af vandmiljøet ved at opfylde målsætningen.

Genetableringen af vådområder sker i dag i høj grad med henblik på at reducere næringsstofbelastningen. Det er derfor vigtigt ved vurderingen af disse projekter at prissætte denne gevinst. Der er imidlertid et klart behov for at udvikle de praktiske muligheder herfor.

11.4.6 Udenlandske fisketurister

Det blev i afsnit 11.3.9 tentativt skønnet, at nettostigningen i antallet af besøgende udenlandske fisketurister ville ligge på omkring 100 personer. Det blev antaget, at de i gennemsnit ville overnatte 10 døgn i landet.

I dette afsnit skal det forsøges opgjort, hvor store valutaindtægter disse ændringer kan forventes at afstedkomme - dvs. der skal skønnes over valutaindtægten pr. overnatning og valutaindtægten pr. solgt fisketegn og jagttrettheden. Disse valutaindtægter multipliceres efterfølgende med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,25 for at nå frem til beregningsprismværdien af indtægterne.

En empirisk undersøgelse fra 1996 fra Danmarks Turistråd - jf. Danmarks Turistråd (1998) baggrundstabel 2 - indeholder oplysninger om det landsdækkende døgnforbrug pr. turist opdelt på nationalitet og indkvarteringsform. Der er ikke megen forskel mellem danske og tyske turisternes forbrug, men forbruget varierer en del efter indkvarteringsform. Danmarks Turistråd har telefonisk kunnet oplyse døgnforbruget for Sønderjyllands Amt fordelt på indkvarteringsform - vægtet gennemsnit for alle nationaliteter. Døgnforbruget omfatter samtlige udgifter - indkvartering, føde, forlystelser, transport etc. Udgifterne er opgjort inkl. moms og andre forbrugsafgifter. Da der er tale om indirekte afgifter, som udenlandske turister erlægger her i landet, repræsenterer disse afgifter en valutaindtægt, som bør medregnes i forbindelse med den velfærdsøkonomiske beregning.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Det gennemsnitlige døgnforbrug i 1996 pr. turist er 387 kr. for Sønderjyllands Amt. Amtet er imidlertid karakteriseret ved at have en stor andel éndagsturister - grænsehandel - hvilket trækker gennemsnittet opad. Da interessen i denne sammenhæng er rettet mod fisketurister, der bliver i landet i flere dage og må formodes ikke at overnatte i eget sommerhus, er det nødvendigt både at korrigere det oplyste gennemsnitsforbrug for éndagsturisternes forbrug og for forbruget hos de turister, der er indkvarteret i eget sommerhus. Gennemsnitsforbruget, ekskl. éndagsturister og dem, der overnatter i eget sommerhus, kan opgøres til ca. 350 kr./døgn. Omregnet til 1997-priser vha. forbrugerprisindekset udgør gennemsnitsforbruget 358 kr. pr. døgn - jf. tabel 11.4.5.

Tabel 11.4.5 Velfærdsøkonomisk nettooverskud af fisketuristers forbrug i Sønderjyllands Amt - kr. 1997-priser

	Døgnforbrug pr. turist - kr.	Velfærdsøkonomisk døgnforbrug pr. turist - kr.	Velfærdsøkonomisk forbrug ved 1000 turistdøgn
Indkvarter., føde, forlyst., transp. etc.	358	447	447.062
Fiskekort	70	88	87.500
Samlet forbrug	428	535	534.562
Råvareforbrug			
- import	58	73	73.107
- indenlandsk produceret	51	60	59.809
Løn	117	137	136.974
Nettovalutaindtjening	201	265	264.673

Kilde: Danmarks Turistråd (1997) samt egne beregninger.

Fisketuristerne har – ud over det gennemsnitlige døgnforbrug - udgifter til fiskekort. Udgiften hertil andrager 70 kr. pr. døgn i 1998 - oplyst af Løgumkloster turistkontor juli 1998. Det er endvidere oplyst, at priserne på fisketegn og jagttrettigheder er steget med ca. 15 pct. efter projektets gennemførelse. Hvis denne prisstigning kan henføres til en stigning i efterspørgslen efter fisketegn og jagttrettigheder, skal den velfærdsøkonomiske gevinst herved principielt beregnes som stigningen i "producers surplus" ved at sælge disse tegn. Da efterspørgselskurvens form ikke er kendt, er det vanskeligt at beregne dette overskud præcist. Som en tilnærmet fremgangsmåde kan ændringen dog beregnes som forskellen mellem den nye pris og den gamle pris multipliceret med gennemsnittet af solgte tegn før og efter projektet. Da det imidlertid er tvivlsomt, om projektet har givet anledning til en sådan efterspørgselseffekt, er der set bort herfra i det følgende.

Fisketuristernes gennemsnitlige døgnforbrug kan herefter opgøres til (358+70) kr. = 428 kr. - jf. tabel 11.4.5.

I den velfærdsøkonomiske vurdering skal forbruget pr. døgn fratrækkes værdien af de ressourcer, der er medgået til at frembringe de varer og tjenesteydelser, som turisterne forbruger. Det vil sige, at værdien af råvareforbruget, arbejdskraftforbruget og kapitalforbruget skal fratrækkes.

Værdien af de importerede råvarer skal fratrækkes, fordi valutaudgiften hertil fragår valutaindtjeningen for Danmark ved at modtage udenlandske turister. Værdien af de nationalt fremstillede råvarer skal også fratrækkes, idet produktionen heraf giver anledning til, at produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse - der mistes alternative forbrugsmuligheder.

Danmarks Turistråd har beregnet en importkvote for Sønderjyllands Amt på 16 pct. - jf. Danmarks Turistråd (1998) tabel 16. Det importerede råvareforbrug udgør således 16 pct. af det gennemsnitlige døgnforbrug (ekskl. fiskekort) svarende til 58 kr.

Det indenlandske råvareforbrug er beregnet residualt ud fra oplysninger om værditilvæksten i turistsektoren. Denne er af Danmarks Turistråd opgjort som *værditilvækst* = (omsætning - vareskatter - råvareforbrug) - jf. Danmarks Turistråd (1998) tabel 9. Vareskatterne er opgjort særskilt i denne publikations tabel 12, hvorefter det indenlandske råvareforbrug kan beregnes som *indenlandsk råvareforbrug* = (omsætning - værditilvækst - vareskatter - importeret råvareforbrug). Det indenlandske råvareforbrug andrager 51 kr. i gennemsnit.

Udgiften til aflønning af arbejdskraften i turistsektoren skal fratrækkes, fordi det forudsættes, at arbejdskraften trækkes bort fra anden beskæftigelse. Hvis det blev forudsat, at arbejdskraften ellers ville have været ledig, skulle lønnen ikke fratrækkes.

Der findes ikke oplysninger om lønudgifterne i turistsektoren; men den kan med en vis usikkerhed ud fra de opgivne beløb for indkomstskatter opgivet af Danmarks Turistråd (tabel 13) beregnes til 117 kr. pr. overnatning. Skattegrundlaget for personer beskæftiget i turistsektoren i Sønderjyllands Amt er således beregnet som amtsskatten pr. overnatning divideret med amtsskatteprocenten på 10,9% - jf. Danmarks Statistik (1998c). Skattegrundlaget udgør typisk 91% af lønindkomsten eller den personlige indkomst, således at der er divideret med 0,91 for at få lønnen.

Endelig skal det øgede kapitalforbrug - investeringer i hoteller, restauranter, forlystelsessteder osv. - til betjening af turisterne fratrækkes, fordi kapitalen antages at have alternative afkastmuligheder. I dette tilfælde antages der dog at

være tilstrækkelig ledig kapacitet i turistsektoren til at betjene den trods alt marginale stigning i antallet af overnatninger. Da der er tale om fisketurister, vil stigningen formentlig også fortrinsvis ligge uden for sæsonen. Der er derfor ikke gjort noget forsøg på at beregne eventuelle kapitalomkostninger ved stigningen i turismen.

Nettovalutaindtjeningen pr. fisketuristdøgn kan herefter opgøres til 201 kr. - jf. tabel 11.4.5. Til sammenligning kan oplyses, at i Roth & Jensen (1997) er døgnforbruget (brutto) pr. fisketurist opgivet til 342 kr. for feriehuse og 294 kr. for camping (1995-priser). Disse tal anvendes i den samfundsøkonomiske analyse af Skjern Å projektet - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1998a) - hvor det gennemsnitlige døgnforbrug ekskl. lønudgifter og import beregnes til 200 kr. og anvendes for alle former for turister i rapporten. Det er i nærværende beregning valgt at anvende de nyere tal fra Danmarks Turistråd.

I den velfærdsøkonomiske beregning er det importerede råvareforbrug og det samlede forbrug multipliceret med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede varer på 1,25. De øvrige størrelser er multipliceret med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17. Forbruget pr. fisketurist opgjort i velfærdsøkonomiske beregningspriser bliver derved 265 kr. pr. døgn. Når det antages, at antallet af overnatninger for udenlandske fisketurister på grund af projektet stiger med 1.000 overnatninger om året - jf. afsnit 11.3.9 - bliver den velfærdsøkonomiske nettoindtægt ca. 265.000 kr. årligt - jf. tabel 11.4.5.

11.4.7 Produktionsstøtte - MVJ-ordningen

I henhold til MVJ-ordningen - Miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (ændret afvanding og udtagning) - vil de berørte landmænd i perioden 1997 - 2016 hvert år fra EU modtage produktionsstøtte på i alt 80.238 kr. - jf. afsnit 11.5.5. Der er tale om en valutaindtægt for det danske samfund, og som sådan bør den medregnes i den velfærdsøkonomiske kalkule. Beregningsprisværdien af de 80.238 kr. fås ved at forhøje beløbet med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder på 1,25 til 100.298 kr. om året.

11.4.8 Det velfærdsøkonomiske overskud

Resultatet af de velfærdsøkonomiske beregninger af costs og benefits ved Brede Å projektet er sammenfattet i tabel 11.4.6. Det ses, at projektet i anlægsperioden 1989 - 1997 har været forbundet med velfærdsøkonomiske omkostninger, der over årene varierer fra en driftsmæssig gevinst på 12.000 kr. i 1992 til en nettoomkostning i 1995 på 3,8 mill. kr. Fra genopretningen er færdig i 1998 og i alle årene fremover er den velfærdsøkonomiske nettogevinst skønnet til godt 0,9 mill. kr. - en gevinst der fra år 2017 reduceres til godt 0,8 mill. kr., ved at produktionsstøtten falder bort.

KAPITEL 11 - RESTAURERINGEN AF BREDE Å

Det velfærdsøkonomiske overskud beregnes som nutidsværdien af de periode for periode opgjorte velfærdsøkonomiske gevinster fratrukket de velfærdsøkonomiske omkostninger - jf. afsnit 4.2. Da opgørelsen af projektets velfærdsøkonomiske gevinster er omgærdet med endog betydelig usikkerhed beregnes i første omgang alene nutidsværdien af de velfærdsøkonomiske omkostninger for perioden 1989-1997 - anlæg, projektering og drift. Med en kalkulationsrente på 3 pct. kan nutidsværdien af omkostningerne beregnes til ca. 15,5 mill. kr. - tilbagediskonteret til projektets start "år 0" svarende til 1989, jf. tabel 11.4.6.

Tabel 11.4.6 Velfærdsøkonomiske omkostninger og gevinster, - 1.000 kr. 1997-prisniveau

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	∞	Nutids- værdi i 1989	Annuitet fra 1998
Omkostninger i anlægsperioden 1989 - 1997													
Anlæg	-853	-612	-2.243		-307	-2.701	-3.099	-2.157	-2.415			-12.420	
Projektering	-229	-254	-266		-40	-797	-754	-569	-929			-3.276	
Drift			12	12	12	59	59	59	59			225	
I alt omkostning	-1.082	-866	-2.497	12	-336	-3.440	-3.794	-2.668	-3.285			-15.471	-605
Gevinster													
Landbrugsproduktion										427	427	10.918	427
Produktionsstøtte ¹									100	100		1.213	46
Drift										59	59	1.495	59
Udenlandske turister										265	265	6.762	265
Miljøkonsekvenser										95	95	2.430	95
I alt gevinster									100	946	846	22.818	892
I alt nettogevinst	-1.082	-866	-2.497	12	-336	-3.440	-3.794	-2.668	-3.185	946	846	7.347	287
I alt nettogevinst ekskl. landbrug og miljø	-1.082	-866	-2.497	12	-336	-3.440	-3.794	-2.668	-3.185	424	324	-6.002	-235

Note: 1. Produktionsstøtte oppebæres kun frem til år 2016, og det årlige støttebeløb er beregnet som nutidsværdien i 1997 af den 20-årige produktionsstøtte - 1,537 mill. kr. - omdannet til en uendelig annuitet ved at multiplicere med kalkulationsrenten på 3 pct.

Dette resultat giver en ide, om hvor meget det "velfærdsøkonomisk set" har kostet at opnå gevinsterne. Resultatet angiver betalingsvilligheden for de varer og tjenester, der mistes ved at gennemføre projektet - de velfærdsøkonomiske opportunity costs. De opgjorte velfærdsøkonomiske omkostninger kan først og fremmest benyttes i en eventuel sammenligning med alternative udformninger af projektet eller med andre projekter. Men dernæst kan de også benyttes til at angive, hvor stor betalingsvilligheden for de opnåede miljøforbedringer skal være, for at projektet skal være hensigtsmæssigt i velfærdsøkonomisk henseende - betalingsvilligheden skal altså overstige de opgjorte opportunity costs. Det vil den gøre, hvis den årlige betalingsvillighed fra 1998 og frem overstiger godt 0,6 mill. kr. - jf. tabel 11.4.6. De 0,6 mill. kr. er beregnet som 15,5 mill. kr. fremdiskonteret til 1998 og derefter omdannet til en uendelig annuitet, hvor annuitetsfaktoren for en uendelig annuitet er lig med kalkulationsrenten - jf. afsnit 4.1 - altså 3 pct. af 15,5 mill. kr. $\cdot 1,03^9$.

Som angivet i tabel 11.4.6 kan den årlige gevinst fra 1998 og frem opgøres til 0,8 - 0,9 mill. kr., hvilket tyder på, at projektet fra et velfærdsøkonomisk synspunkt må anses for hensigtsmæssigt. Den årlige nettogevinst bliver knap 0,3 mill. kr. Opgørelsen af Brede Å projektets velfærdsøkonomiske gevinster er imidlertid som omtalt forbundet med betydelig usikkerhed.

Konsekvenserne for kvægproduktionen er således som pointeret kun potentielle. Det er muligt, at græsningsarealerne i området er så store, at mulighederne for at opretholde den hidtidige produktion reelt ikke er blevet berørt af projektet. Det er også tvivlsomt, om den potentielle produktionsnedgang faktisk repræsenterer en velfærdsøkonomisk gevinst. Ganske vist tyder alt på, at kvægproduktionen er forbundet med en negativ jordrente; men det er som omtalt i afsnit 11.4.4 muligt, at arbejdsindsatsen er tillagt for høj værdi, og at kvægholdet i sig selv repræsenterer en velfærdsgevinst for landbrugerne - en gevinst der vil gå tabt, hvis produktionen reduceres. Med disse forbehold kan nutidsværdien af den velfærdsøkonomiske gevinst ved den potentielle reduktion i kvægproduktionen opgøres til knap 11 mill. kr. - jf. tabel 11.4.6. Denne potentielle gevinst kan altså ikke i sig selv opveje de velfærdsøkonomiske omkostninger på 15,5 mill. kr.

Den forudsatte øgede tilgang af udenlandske fisketurister på 100 personer om året repræsenterer en velfærdsøkonomisk gevinst på knap 6,8 mill. kr. Dette tal vil variere proportionalt med antallet af turister, der faktisk kommer til området. Det må dog bemærkes, at en væsentlig større tilgang end den forudsatte formentlig vil gøre det nødvendigt at investere i en række turistfaciliteter. Dette vil reducere nettogevinsten pr. turist i forhold til det i afsnit 11.4.6 anslåede beløb, som forudsatte, at der er ledig kapacitet i turisterhvervet.

Den 20-årige produktionsstøtte repræsenterer en gevinst på 1,2 mill. kr. og gevinsten i driftsudgifterne fra 1998 og frem en gevinst på knap 1,5 mill. kr. Disse gevinster må anses for at være projektets mest sikre gevinster. Produktionsstøtten anses for sikker, fordi tilskuddet allerede er udbetalt til landmændene, i henhold til hvor store arealer der er underlagt MVJ-ordningen. Effekten på landbrugsproduktionen er derimod kun potentiel og dermed højst usikker, fordi den faktiske effekt på bestanden af ammekøer ikke kendes - jf. afsnit 11.3.6.

Projektets økonomiske gevinster udgør dermed 20,4 mill. kr.; men ser man bort fra den potentielle gevinst fra den reducerede landbrugsproduktion bliver gevinsten kun 9,5 mill. kr. svarende til 370.000 kr. om året ved en uendelig tidshorisont. Set i forhold til projektets omkostninger på ca. 0,6 mill. kr. om året resterer der i så fald en difference på 235.000 kr. om året - jf. tabel 11.4.6.

Det har kun i meget begrænset omfang været muligt at anslå værdien af de opnåede miljøforbedringer. Den i tabel 11.4.6 angivne værdi på 0,1 mill. kr. om året fra 1998 og frem, afspejler således alene den anslåede stigning i området brugsværdi for beboerne i Løgumkloster - jf. prisstigningerne på boligmarkedet. Nutidsværdien af det anslåede beløb kan beregnes til 2,4 mill. kr. Heri indgår imidlertid hverken stigningen i området brugsværdi for de øvrige danske besøgende i området, værdien af området næringsstoftilbageholdelse eller stigningen i området ikke-brugsværdi.

Sammenfattende kan man sige, at hvis man ser bort fra den tvivlsomme potentielle gevinst ved nedsat kvægproduktion og anerkender de opnåede årlige drifts-, turisme og produktionsstøttegevinster på 370.000 kr. om året, da skal betalingsvilligheden for miljøforbedringerne overstige godt 0,2 mill. kr. om året, for at Brede Å projektet kan siges at være rentabelt i velfærdsøkonomisk forstand. Heraf er betalingsvilligheden for miljøforbedringerne i form af området brugsværdi for beboerne opgjort til ca. 0,1 mill. kr. om året.

For at belyse de beskrevne resultatets følsomhed over ændringer i den benyttede kalkulationsrente, er der gennemført en beregning af nutidsværdien af projektets omkostninger og gevinster ved en kalkulationsrente på 5 pct. i stedet for som hidtil antaget 3 pct. Den alternative afkastrate er dog uændret fastsat til 7 pct. Resultaterne af denne følsomhedsberegning er vist i tabel 11.4.7.

Det ses, at nutidsværdien af projektets omkostninger falder med 1,4 mill. kr. til 14,1 mill. kr., mens nutidsværdien af gevinsterne ekskl. landbrugsproduktionen og miljøkonsekvenserne næsten halveres til godt 5 mill. kr. Nettogevinsten ekskl. landbrugsproduktionen og miljøkonsekvenserne forringes dermed med 3 mill. kr. til -9 mill. kr. Den årlige betalingsvillighed skal i dette

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

tilfælde overstige ca. 0,7 mill. kr. for at modsvare de beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger. Dette repræsenterer en væsentlig stigning i forhold til de godt 0,2 mill. kr., som blev resultatet af beregningerne med en kalkulationsrente på 3 pct.

Tabel 11.4.7 Velfærdsøkonomiske omkostninger og gevinster - 1.000 kr. 1997-prisniveau. Samfundsmæssig kalkulationsrente 5 pct.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	∞	Nutids- værdi i 1989	Annuitet fra 1998
Omkostninger i anlægsperioden 1989 - 1997													
Anlæg	-853	-612	-2.243		-307	-2.701	-3.099	-2.157	-2.415			-11.320	
Projektering	-229	-254	-266		-40	-797	-754	-569	-929			-2.965	
Drift			12	12	12	59	59	59	59			201	
I alt omkostning	-1.082	-866	-2.497	12	-336	-3.440	-3.794	-2.668	-3.285			-14.084	-1.092
Gevinster													
Landbrugsproduktion										458	458	5.910	458
Produktionsstøtte ¹									100	100		888	66
Drift										59	59	754	59
Udenlandske turister										265	265	3.412	265
Miljøkonsekvenser										95	95	1.226	95
I alt gevinster									100	977	877	12.190	943
I alt nettogevinst	-1.082	-866	-2.497	12	-336	-3.440	-3.794	-2.668	-3.185	946	846	-1.894	-149
I alt nettogevinst ekskl. landbrug og miljø	-1.082	-866	-2.497	12	-336	-3.440	-3.794	-2.668	-3.185	424	324	-9.030	-702

Note 1: Produktionsstøtte oppebæres kun frem til år 2016, og det årlige støttebeløb er beregnet som nutidsværdien i 1997 af den 20-årige produktionsstøtte - 1,312 mill. kr. - omdannet til en uendelig annuitet ved at multiplicere med kalkulationsrenten på 5 pct.

Valget af en større kalkulationsrente medfører altså alt andet lige en forringelse af projektets velfærdsøkonomiske værdi. Dette hænger sammen med, at effekterne ude i fremtiden tilskrives mindre vægt med voksende kalkulationsrente. Nutidsværdien af projektets omkostninger, som falder i de første år, vil ganske

vist falde; men dette mere end opvejes af, at gevinsterne, som netop er de langsigtede effekter, reduceres endnu mere. Samlet set bliver resultatet dermed en forringelse af projektets velfærdsøkonomiske værdi.

11.5 Budgetøkonomisk analyse

Hensigten med den budgetøkonomiske analyse er for hver af de institutioner eller befolkningsgrupper, der deltager i eller påvirkes af projektet, at opgøre, hvorledes de økonomisk berøres heraf. Der er altså principielt tale om en pengestrømsanalyse; men af hensyn til sammenligneligheden af beløbene over årene, angives pengestrømmene i faste priser - i dette tilfælde 1997-priser, hvor forbrugerprisindekset er benyttet ved fastprisberegningen. I forbindelse med Brede Å projektet omfatter de berørte institutioner eller befolkningsgrupper

- Staten
- Sønderjyllands Amt
- Løgumkloster Kommune
- EU
- Landmændene i Brede Å området
- Turisterhvervet i Brede Å området

I det følgende vil projektets økonomiske konsekvenser for hver af disse grupper blive omtalt separat, idet der dog indledes med en beskrivelse af finansieringen af anlægs- og erstatningsudgifterne, der både berører staten, amtet og kommunen. Den budgetøkonomiske analyse sammenfattes i afsnit 11.5.8.

11.5.1 Finansieringen af investeringsudgifter og erstatninger

Staten, Sønderjyllands Amt og Løgumkloster Kommune har i perioden 1989 - 1997 afholdt udgifter til anlæg, projektering og erstatninger til områdets landbrugere. Disse udgifter fordelt på investeringer - anlæg og projektering - samt areal- og afgrødeerstatninger er vist i tabel 11.5.1. Det ses, at den samlede investeringsudgift beløber sig til 15.329.969 kr. - jf. også afsnit 11.3.4.

Erstatningerne til de berørte landmænd omfatter arealerstatning og afgrødeerstatning. Arealerstatningen er dels kompensation for arealer, som helt udgår af produktion, dels kompensation for det forringede udbytte af jordene. Arealerstatningerne udbetales i anlægsperioden og finansieres af staten og amtet.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Afgrødeerstatningen er erstatning for tab af afgrøder i den periode, selve anlægsarbejdet finder sted. Afgrødeerstatningerne udbetales i anlægsperioden og finansieres af staten og amtet.

Tabel 11.5.1 viser de udbetalte areal- og afgrødeerstatninger i perioden 1989 - 1997. Det ses, at der udbetales erstatninger for i alt ca. 1.132.000 kr. Heraf udgør arealerstatningerne i alt ca. 967.000 kr. I perioden 1991-96 er der udbetalt arealerstatning på godt 700.000 kr. til landmændene for de områder, som udgår af produktion, og for de vandløbsnære områder, hvor udbyttet forringes. Erstatningen udgør ca. 25.000 kr. pr. ha udbetalt som et skattefrit engangsbeløb. I 1997 udgør arealerstatningen ca. 250.000 kr. For MVJ-områderne udbetales 1.500 kr./ha, og for ikke-MVJ-områder udbetales 8.000 kr./ha. Afgrødeerstatningerne udgør for hele perioden 1989 - 1997 i alt ca. 165.000 kr.

Tabel 11.5.1 De samlede udgifter til investeringer og erstatninger - kr. 1997-priser

Projekt	År	Investeringer i alt	Areal- erstatninger	Afgrøde- erstatninger	Erstatninger i alt	Udgifter i alt
Lgkl. Mølledam	1989	914.885	0	0	0	914.885
Landeby Bæk	1990	220.361	4.276	0	4.276	224.637
Styrt Bredebro	1990	513.367	4.887	0	4.887	518.255
Brede Å 1. Etape	1991	2.112.472	7.927	0	7.927	2.120.399
Kongens Mose	1993	291.854	0	0	0	291.854
Brede Å 2. Etape	1994	2.941.033	247.383	51.098	298.481	3.239.514
Brede Å 3. Etape	1995	2.390.232	109.228	82.922	192.150	2.582.382
To Okkersøer	1995	841.731	164.894	0	164.894	1.006.624
Lobæk 1. Etape	1996	2.169.326	178.544	0	178.544	2.347.870
Natursti 1. Etape	1996	116.150	0	0	0	116.150
Lobæk 2. Etape	1997	2.608.802	249.627	30.995	280.622	2.889.424
Natursti 2. Etape	1997	209.756	0	0	0	209.756
I alt		15.329.969	966.765	165.015	1.131.780	16.461.750

Kilde: Sønderjyllands Amt

Fordelingen af de samlede investerings- og erstatningsudgifter på staten, amtet og kommunen er herefter vist i tabel 11.5.2. Det ses, at de tre offentlige institutioner har afholdt hhv. 7,4 mill. kr., 8,9 mill. kr. og 125.000 kr.

Tabel 11.5.2 De samlede investerings- og erstatningsudgifter fordelt på år samt staten, amtet og kommunen – kr. 1997-priser

År	Staten	Sønderjyllands amt	Løgumkloster kommune	I alt
1989	0	914.885	0	914.885
1990	335.591	407.301	0	742.892
1991	703.330	1.317.430	99.638	2.120.399
1992	0	0	0	0
1993	43.473	248.381	0	291.854
1994	2.105.714	1.133.801	0	3.239.514
1995	2.665.030	923.976	0	3.589.006
1996	1.554.107	909.913	0	2.464.020
1997	0	3.074.180	25.000	3.099.180
I alt	7.407.245	8.929.866	124.638	16.461.750

Kilde: Sønderjyllands Amt

I det følgende omtales, hvorledes de enkelte institutioner og befolkningsgrupper i øvrigt påvirkes økonomisk af projektet. Overalt angives merindtægter/besparelser som et positivt tal og merudgifter/indtægtstab som et negativt.

11.5.2 Staten

Statsfinanserne påvirkes økonomisk af projektet gennem statens bidrag til finansiering af:

- Projekterings- og anlægsudgifter samt erstatninger til de berørte landmænd
- Produktionsstøtte i henhold til MVJ-ordningen - halvdelen af den udbetalte støtte
- Tilskud til ammekvæg

Statens bidrag til finansieringen af disse udgifter er vist i tabel 11.5.4.

Tabel 11.5.4 Påvirkningen af statsfinanserne - kr. 1997-priser

	1989 - 1996	1997	1998	2016	∞
Investering og erstatning	-7.407.245					
Produktionsstøtte		- 80.238	- 80.238		- 80.238	
Tilskud ammekøer		9.765	9.765		9.765	9.765
I alt	-7.407.245	-70.473	-70.473		-70.473	9.765

Det fremgår, at statens bidrag til finansieringen af investeringsudgifterne og erstatningerne andrager i alt 7,4 mill. kr. for perioden 1989 - 1997 - jf. afsnit 11.5.1. Hertil kommer, at staten i henhold til MVJ-ordningen har bundet sig til at betale halvdelen af produktionsstøtten svarende til godt 80.000 kr. om året i perioden 1997 - 2016 - EU betaler den anden halvdel, jf. afsnit 11.5.5. Støtten udbetales for at holde landbrugsarealer ude af produktion. Den udbetales som et fast årligt skattepligtigt beløb i 20 år samt som et skattefrit én-gangsbeløb, hvis landmanden er villig til enten at lade arealerne udgå af produktionen eller indgår en aftale om efter de obligatoriske 20 år at fortsætte en meget ekstensiv drift, der kan betragtes som en pleje af arealerne. For områder, der ikke falder ind under MVJ-områder udbetales et skattefrit engangsbeløb.

Endelig sparer staten fra 1997 udgifter på 9.765 kr. om året til støtte af ammekoproduktionen, som antages potentielt at blive reduceret som følge af projektet - jf. afsnit 11.4.4. Beløbet er beregnet for en reduktion i produktionen på 105 KPE, hvortil der hidtil er ydet et tilskud på 93 kr. pr. ko - jf. tabel 11.4.3.

Produktionsstøtten er som omtalt skattepligtig, således at statens nettoudgift reelt kun udgør en vis andel af de angivne 80.000 kr. Det er imidlertid valgt at se bort herfra. Dette skyldes, at det ikke har været muligt at belyse projektets øvrige konsekvenser for skatte- og afgiftsbetalingerne.

Indkomstskattebetalingerne vil nemlig formentlig også blive påvirket af projektet - fx i forbindelse med landmændenes reducerede jordrentetab og merindtægter i forbindelse med salg af fisketegn og jagttrettigheder samt i forbindelse med turistindustriens eventuelle merindtægter. Da det imidlertid ikke har været muligt at fremskaffe de fornødne oplysninger om disse erhvervs økonomiske forhold, har det været umuligt at belyse projektets indkomstskattemæssige konsekvenser. Med hensyn til momsindtægterne er det endvidere tvivlsomt, om beløbene repræsenterer en reel merindtægt for staten. De i forbindelse med projektet benyttede og frigjorte produktionsfaktorer antages jo hhv. at blive trukket bort fra og finde alternativ beskæftigelse.

11.5.3 Sønderjyllands Amt

Sønderjyllands amt påvirkes økonomisk af projektet gennem amtets bidrag til finansiering af :

- Projekterings- og anlægsudgifter samt erstatninger til de berørte landmænd
- Driftsudgifter til vedligeholdelse af vandløb

Amtets bidrag til finansieringen af disse udgifter er vist i tabel 11.5.5.

Tabel 11.5.5 Påvirkningen af Sønderjyllands Amts kasse - kr. 1997-priser

	1989 - 1996	1997	1998	2016	∞
Investering og erstatning	- 5.855.686	- 3.074.180				
Vandløbsvedligeholdelse	180.000	50.000	50.000		50.000	50.000
I alt	-5.675.686	- 3.024.180	50.000		50.000	50.000

Det fremgår, at amtets bidrag til finansieringen af investeringsudgifterne og erstatningerne andrager i alt 8,9 mill. kr. for perioden 1989 - 1997 - jf. afsnit 11.5.1. Amtet sparer fra 1991 driftsudgifter til vedligeholdelse af vandløb - jf. afsnit 11.4.3.

Ligesom for staten er der i denne opgørelse set bort fra projektets eventuelle påvirkning af amtets skatteindtægter. Både indkomst- og ejendomsskatterne vil formentlig blive påvirket heraf.

11.5.4 Løgumkloster Kommune

Løgumkloster kommune påvirkes økonomisk af projektet gennem:

- Bidrag til projekterings- og anlægsudgifter
- Økonomisk gevinst ved salg af byggegrunde
- Afgivelse af arealer til etableringen af løgumkloster mølledam

Kommunens bidrag til finansieringen af disse udgifter er vist i tabel 11.5.6.

Tabel 11.5.6 Påvirkningen af Løgumkloster kommunes kasse - kr. 1997-priser

	1989 - 1996	1997	1999	2016	∞
Anlæg og projektering	- 99.638	-25.000				
Salg af byggegrunde		757.731	136.222		136.222	136.222
Areal til Mølledam	75.000					
I alt	-174.638	732.731	136.222		136.222	136.222

Det fremgår, at kommunens bidrag til finansieringen af anlægsudgifterne andrager i alt knap 125.000 kr. for perioden 1989 - 1997 - jf. afsnit 11.5.1.

Det blev i afsnit 11.4.5 omtalt, at byggegrundene i området omkring Løgumkloster Mølledam var steget betydelig i pris efter mølledammens etablering. Dette

medførte, at kommunens salgsindtægter i 1997 for 16 grunde (Møldamager II) blev 758.000 kr. højere end forventet. For en ny udstykning på 50 grunde forventes en merindtægt på knap 2 mill. kr. Dette beløb er fordelt med ca. 136.000 kr. - alternativ afkastrate på 7 pct. - i hvert af årene fra 1999. Der er set bort fra værdistigningen fra Møldamager I på ca. 467.000 kr.; dels er ca. halvdelen af grundene ikke solgt endnu og de øvrige blev solgt til den lave pris.

Løgumkloster kommune var også ejer af den jord, som i 1989 blev omdannet til Løgumkloster Mølledam. Jorden, hvis værdi var ca. 75.000 kr., blev stillet gratis til rådighed for projektet - oplyst af Løgumkloster kommune. Værdien er uændret i 1997-priser, da Danmarks Statistiks indeks for udviklingen i kontantpriser for grunde under 2.000 m² er stort set ens i 1989 og 1997. Der er tale om tab af en potentiel indtægt for kommunen. Kommunens driftsudgifter til vedligeholdelse af vandløb påvirkes ikke, da der er tale om et amtsligt vandløb.

Ligesom for staten og amtet er der i denne opgørelse set bort fra projektets eventuelle påvirkning af kommunens skatteindtægter. Både indkomst- og ejendomsskatterne vil formentlig blive påvirket heraf.

11.5.5 EU

EU's påvirkning økonomisk af projektet gennem EU's bidrag til finansiering af:

- EU-støtte til ammekvæg - ammekopræmie og handyrpræmie
- Finansiering af produktionsstøtten under MVJ-ordningen - halvdelen betales af staten

EU's bidrag til finansieringen af disse udgifter er vist i tabel 11.5.7.

Tabel 11.5.7 Påvirkningen af EU's finanser - kr. 1997-priser

	1989 - 1996	1997	1998	2016	∞
Ammekvægsstøtte		185.551	185.551		185.551	185.551
Produktionsstøtte		- 80.238	- 80.238		- 80.238	
I alt		105.313	105.313		105.313	185.551

Det fremgår, at EU's støtte til produktionen af ammekøer - ammeko- og handyrpræmie - som følge af den potentielle produktionsnedgang fra 1997 bliver reduceret med 185.551 kr. om året - jf. afsnit 11.4.4. Beløbet fremkommer som støtten pr. KPE på 1.767 kr. multipliceret med produktionsnedgangen på 105 KPE. Ligeledes fra 1997 påføres EU i henhold til MVJ-ordningen en øget udgift til produktionsstøtte på 80.238 kr. om året frem til år 2016.

11.5.6 Landmændene i Brede Å området

Landmændene påvirkes økonomisk af projektet gennem:

- Potentiel ændring i jordrenteindtjeningen
- Erstatninger
- Produktionsstøtte.

Projektets konsekvenser for landmændenes økonomi er vist i tabel 11.5.8.

Tabel 11.5.8 Påvirkningen af landmændenes økonomi – kr., 1997-priser

	1989 - 1996	1997	1998	2016	∞
Potentiel jordrente		493.423	493.423		493.423	493.423
Erstatninger	851.158	280.622				
Produktionsstøtte		160.475	160.475		160.475	
I alt	851.158	934.520	653.898		653.898	493.423

Det fremgår, at landmændene fra 1997 opnår en potentiel jordrentegevinst på knapt 0,5 mill. kr. om året - jf. afsnit 11.4.4. Beløbet fremkommer som det årlige jordrentetabet på 4.699 kr. pr. KPE multipliceret med den årlige reduktion i ammekoproduktionen på 105 KPE. Det skal atter understreges, at der er tale om en potentiel gevinst. Erstatningerne til landmændene beløber sig i perioden 1989 - 1997 til i alt godt 1,1 mill. kr. - jf. tabel 11.5.1 Endelig modtager landmændene i henhold til MVJ-ordningen fra 1997 og frem til 2016 en årlig produktionsstøtte på ca. 160.000 kr. finansieret af staten og EU - jf. afsnit 11.5.2 og 11.5.5.

11.5.7 Turisterhvervet i Brede Å området

Turisterhvervet påvirkes økonomisk gennem besøg af:

- Nye udenlandske turister
- Udenlandske turister, der tiltrækkes fra andre dele af landet
- Danske turister der tiltrækkes fra andre dele af landet.

Det har i forbindelse med dette projekt kun været muligt at skønne over den økonomiske betydning af, at nye udenlandske fisketurister besøger Brede Å området - jf. afsnit 11.4.6. Disse besøg giver således anledning til en nettoindtægt for erhvervet på 201 kr. pr. overnatning. Af dette beløb udgør moms og punktafgifter 88 kr., således at erhvervet i gennemsnit kan forvente at tjene 113 kr. pr. overnatning før skat. I denne budgetøkonomiske kalkule ses der som omtalt af datamæssige årsager bort fra skattebetalinger - jf. afsnit 11.5.2. Med en forventet

årlig stigning i antallet af overnatninger på 1.000, kan der herefter forventes en årlig merindtjening i turisterhvervet på 113.000 kr. Dette beløb indbefatter en indtægt på 70.000 kr. ved salg af fisketegn. Indtægten herfra tilfalder i første omgang den lokale fiskeforening, der her betragtes som en del af turisterhvervet; men muligvis er det i sidste ende snarere området's lodsejere, der modtager beløbet - disse modtager således et fast årligt beløb fra fiskeforeningen. Hertil kommer, at der er etableret en kanoudlejning med en årlig indtjening på 75.-100.000 kr. fra 1993/94. Der er set bort fra denne i beregningen.

De to øvrige gevinster for turisterhvervet i Brede Å området, som det ikke har været muligt at opføre, modsvares af tab for andre dele af den danske turistindustri.

11.5.8 Sammenfatning af den budgetøkonomiske analyse

Resultaterne af den budgetøkonomiske analyse er sammenfattet i tabel 11.5.9. Det ses, at fra et budgetøkonomisk synspunkt har staten alene udgifter af projektet, og Sønderjyllands amt har også en betydelig udgiftsbyrde frem til 1997, hvorefter der opnås en beskedne årlig besparelse. For amtet modsvares udgifterne dog af miljøgevinster for indbyggerne i området og af merindtægter for området's turisterhverv. Hertil kommer eventuelle sparede udgifter til alternative amtslige foranstaltninger med henblik på begrænsning af næringsstofbelastningen.

Tabel 11.5.9 Budgetøkonomiske konsekvenser - kr. 1997-priser

	1989 - 1996	1997	1998	1999	2016	∞
Staten	- 7.407.245	- 70.743	- 70.743	- 70.743		- 70.743	9.765
Sønderjyllands amt	- 5.685.686	- 3.024.180	50.000	50.000		50.000	50.000
Løgumkloster kommune	-174.638	732.731		136.222		136.222	136.222
EU		105.313	105.313	105.313		105.313	185.551
Landmændene	851.158	934.520	653.898	653.898		653.898	493.423
Turisterhvervet		113.000	113.000	113.000		113.000	113.000

Løgumkloster kommune har kun haft beskedne udgifter af projekter og forventer i de kommende år merindtægter på salg af grunde. EU's budget påvirkes også positivt af projektet, og endelig synes landbrugerne i området at have en betydelig budgetøkonomisk gevinst af projektet - heraf er jordrentegevinsten dog kun potentiel.

KAPITEL 12

Skovrejsning - Vollerup Skov

Dette eksempel vedrører et igangsat skovrejsningsprojekt, og der er derfor ikke tale om en typisk ex ante vurderingssituation, hvor det vurderes om gennemførelsen af projektet vil være hensigtsmæssig. På grund af skovrejsningens permanente karakter svarer eksemplet i nogen udstrækning til Brede Å eksemplet, ved at det ikke er muligt at tale om en afgrænset projektperiode. Lige som med Brede Å eksemplet er der tale om at vurdere skovrejsningen som en alternativ arealanvendelse i forhold til en udgangssituation, som i dette tilfælde primært har været konventionel planteavl.

Af hensyn til en fornuftig metodeudvikling er det i eksemplet tilstræbt så vidt muligt at anvende standardoplysninger i form af regnskabsoversigter og tabelværker samt eksisterende dokumentation om skovrejsningsprojektet. Konkrete opgivelser fra projektområdet er kun fremskaffet, når det ikke er skønnet muligt at anvende standardoplysninger - hverken direkte eller efter en skønsmæssig tilpasning til det konkrete projekt.

12.1 Udgangssituationen

I dette afsnit beskrives udgangssituationen i projektområdet. Beskrivelsen henviser til forholdene inden skovrejsningens begyndelse, og derfor benyttes begreberne "hidtidig" og "eksisterende" om forholdene inden projektets start.

12.1.1 Skovrejsningsplanen

Skovrejsningsområdet Vollerup Skov omfatter ca. 220 ha 4 km nord for Kalundborg by i Kalundborg Kommune, Vestsjællands Amt. Området, der i regionplanen er udpeget til skovrejsningsområde, er beliggende mellem Kalundborg, Saltbæk Vig og Røsnæs i umiddelbar tilknytning til et sommerhusområde ved Sejrbøgen med 5-700 sommerhuse. Ved at skabe større variation i landskabet og bedre vilkår for friluftslivet forventes området med sin beliggenhed at få en stor rekreativ og landskabelig betydning. Området er i forvejen skovfattigt, da skovprocenten for Kalundborg kommune er ca. 5,5 pct. - under halvdelen af landsgennemsnittet - og da de nærmeste større skovområder ligger syd for Kalundborg Fjord på Asnæs.

Størstedelen af Vollerup Skov er anlagt i perioden 1995 - 1999 og forbinder de to ca. 20 ha store eksisterende skove, Brændemose Skov og Svenstrup Skov. Ud over disse småskove omfatter projektområdet en del blandede løvtræshegn og flere små bevoksninger på op til 1 ha. Disse har ligget spredt i landskabet indtil

skovrejsningsprojektet blev påbegyndt og samlede de eksisterende bevoksede arealer til et sammenhængende skovområde.

I følge det eksisterende planforslag vil arealfordelingen for Vollerup Skov skønsmæssigt omfatte 63 pct. løvtræ, 23 pct. nåletræ og 13 pct. ubevoksede arealer. Den specifikke målsætning for Vollerup Skov er, at den på sigt skal "drives som en flersidig produktionsskov med vægt på løvtræ, hvor der i afgrænsede delområder særligt fokuseres på hensynet til flora og fauna. Skoven indrettes med en varieret arealanvendelse for at bibringe skoven fremtidige oplevelsesmuligheder" - jf. Skov- og Naturstyrelsen, Driftsplankontoret, plantilføjelse 16.8.95.

På kort 12.1.1 er med stregmarkering omkring skovrejsningsområdet vist Vollerup Skovs placering i forhold til de eksisterende skove og sommerhusområdet.



Kort 12.1.1 Skovrejsningsområdet Vollerup Skov (Kort- og Matrikelstyrelsen, 4 cm kort)

12.1.2 Hidtidig arealanvendelse

Området er domineret af relativt flade landbrugsarealer, der op til skovrejsningens begyndelse primært har været benyttet til konventionel planteavl. Desuden har der i området været en del spredte enklaver med nåletræ, birk og el samt en række eng- og sletteområder uden for omdrift.

Den konventionelle landbrugsdrift i området må dog karakteriseres som marginal - både mht. ejendomsstrukturen og dyrkningsforholdene. Ejendomsstrukturen er kendetegnet af en række mindre brug drevet af deltids- og pensionistlandmænd, og landbrugsejendommene var i 1992 for en dels vedkommende præget af, at man står foran evt. at skulle foretage større investeringer - jf. Skov- og Naturstyrelsen, Landskabskontoret, notat LBP 15.12.1992.

Landbrugsdriftens afgrødefordeling i området har været bestemt af den dårlige til halvdårlige jord. Den skønsvise fordeling af arealer i omdrift er vist i tabel 12.1.1

Tabel 12.1.1 Afgrødefordeling for arealer i omdrift inden skovrejsningen

Afgrøde	Areal (%)
Sukkerroer	3
Kartofler	3
Rug	33
Vårbyg	25
Hvede	15
Vinterraps	6
Ærter	5
Vinterbyg	10

Kilde: Nordvestsjælland Landbrugscenter I/S - personlig meddelelse

På grund af de ringe dyrkningsforhold antages det gennemsnitlige udbytte for alle afgrøder undtagen kartofler og rug at ligge ca. 10 pct. lavere end det gennemsnitlige kommunale udbytte - jf. Nordvestsjælland Landbrugscenter I/S, personlig meddelelse.

I området har der også været en enkelt betydende ejendom med svineproduktion; men en nærmere behandling af den animalske produktion udelades i dette eksempel - jf. afsnit 12.3.1.

12.1.3 Miljøproblemer

Der foreligger så vidt vides ingen lokalitetsspecifikke undersøgelser, af hvilke miljømæssige problemer landbrugsdriften i området har givet anledning til. Det antages derfor, at hovedproblemerne ved en fortsat landbrugsdrift har vedrørt:

- Begrænsede adgangsmuligheder til det åbne land og muligheder for udfoldelse af friluftslivet - dette især med tanke på placeringen i forhold til sommerhusområdet og den campingplads, der er placeret nord for Brændemose Skov.

- Manglende grundvandsbeskyttelse fx i form af nitratudvaskning fra arealer i omdrift. Området er i regionplanen udpeget som almindeligt drikkevandsområde. I forbindelse med Grundvandsovervågningsprogrammet - GEUS (1995) s.100 - er området desuden sammen med resten af Asnæs betegnet som "problemområde med nitrat". Betegnelsen dækker områder, hvor nitratbelastningen grundet arealanvendelsen er stor og beskyttelsesgraden lille, samtidig med at dannelsen af grundvand er stor og af vital betydning for den lokale drikkevandsforsyning.
- Det generelt begrænsede naturindhold i et konventionelt drevet landbrugsområde. Dog har ejendomsstrukturen og fx forekomsten af små skovparceller og levende hegn både givet en vis variation i landskabet og muligheder for levesteder for dyr og planter.

Disse tre faktorer er samtidig centrale i forhold til skovrejsningsprojektets formål, da de vigtigste grunde til statslig skovrejsning i dag netop er forbedring af befolkningens rekreative muligheder - især gennem anlæg af bynær skov - grundvandsbeskyttelse og beskyttelse af flora og fauna.

12.2 Problemformulering

Som udgangspunkt undersøges, om det er miljømæssigt og velfærdsøkonomisk hensigtsmæssigt at gennemføre det pågældende statslige skovrejsningsprojekt frem for at fortsætte den hidtidige landbrugsproduktion i området. Der er således tale om at sammenligne de væsentligste produktions- og miljømæssige konsekvenser af to alternative arealanvendelser - hhv. en fortsat konventionel landbrugsdrift i området og en anvendelse af arealet til det statslige skovrejsningsprojekt.

I forlængelse af denne analyse gennemføres en budgetøkonomisk analyse, hvor det undersøges, hvorledes statens, landbrugernes, EU's og husholdningernes økonomi påvirkes af projektet.

Afslutningsvis diskuteres det, hvilke miljømæssige og velfærdsøkonomiske konsekvenser det vil have, at projektet gennemføres som et privat skovrejsningsprojekt. Privat skovrejsning antages generelt at adskille sig fra statslig skovrejsning mht. træartvalg - lavere løvtræsandel og højere pyntegrøntsandel - publikumsfaciliteter og landskabelige tiltag samt finansieringen - denne har betydning for projektets budgetøkonomiske konsekvenser. Foreløbige resultater fra en igangværende evaluering af den gennemførte skovrejsning siden 1989 peger dog mere i retning af, at den største forskel på privat og statslig skovrejsning i denne periode har været skalaen, således at private skovrejsningsprojekter arealmæssigt er mindre end statslige.

12.3 Konsekvensbeskrivelse

12.3.1 Afgrænsning

Ved sammenligning af de to alternativer – fortsat landbrugsdrift over for skovrejsning – medtages kun de faktiske ændringer, som projektforslaget giver anledning til. Alle aktiviteter og arealer, der ikke ændres som følge af projektet, lades derfor ude af betragtning. Da alternativerne repræsenterer forskellige arealanvendelser, skal der hovedsageligt foretages en geografisk afgrænsning med henblik på at fastslå, hvilke arealer der i væsentlig grad påvirkes af projektet. Det er især arealernes størrelsesmæssige og økonomiske betydning, der er bestemmende for dette.

Udgangspunktet for analysen er planforslagets kort og bevoksningsliste. Disse sammenlignes med kort eller luftfotos for at fastslå, hvor skovrejsningsprojektet vil medføre en væsentlig ændring for et givet areal. Der opstilles en revideret bevoksningsliste, der er identisk med planforslagets bortset fra mindre eksisterende skovparceller. Skovrejsningen vil ganske vist have en mindre effekt på disse arealer i form af muligheder for en mere rationel drift og forbedrede tilvækstforhold på grund af nedsatte randvirkninger samt et ændret naturindhold som følge af arronderingen med den øvrige skov; men dette ses der bort fra her. På samme måde udelades diverse naturområder og halvkulturer, selvom driftsformen bliver en smule anderledes i forbindelse med skovrejsningen. Dette er primært begrundet i forekomsten af naturplejeforanstaltninger på statens arealer, hvor en privat landmand næppe vil foretage naturpleje i samme omfang. Endelig udelades arealer, der er erhvervet med henblik på mageskifte eller på anden måde påtænkes afhændet og dermed ikke kan siges at være en egentlig del af skovrejsningsprojektet.

Den aggregerede bevoksningsliste, som er en summarisk fremstilling af den reviderede bevoksningsliste for det nye skovområde, udgør herefter grundlaget for opstillingen af konsekvensbeskrivelsen for skovdelen - jf. i øvrigt afsnit 12.3.4.

I konsekvensbeskrivelsen for landbrugsalternativet tages der udgangspunkt i den procentvise afgrødefordeling, der er angivet i tabel 12.1.1. Forudsætningerne for denne fremgangsmåde er, at arealet i omdrift i udgangssituationen antages at være i en ligevægtstilstand med en nogenlunde uændret afgrødefordeling over årene. Dette er muligvis ikke helt i overensstemmelse med de faktiske forhold, men har ikke betydning for eksemplets illustrative værdi.

Der er i eksemplet set bort fra den animalske produktion i området. Dette skyldes dels, at denne produktion ikke har været særlig omfattende, og at områdets eneste betydende svinebrug er bibeholdt, ved at den pågældende landmand har overtaget svigerforældrenes gård, der ligger lige op til projektområdet. Skovrejsningen har derfor ikke medført en ændring i denne landmands aktiviteter -

jf. Nordvestsjælland Landbrugscenter I/S, personlig meddelelse - herunder i mulighederne for at håndtere husdyrgødningen. Herved er behovet for produktion af foderafgrøder og behovet for tillægsjord blevet forskudt til det tilstødende område; men dette er der valgt at se bort fra her. Der henvises i øvrigt til kapitel 11 om Brede Å, hvor beregningerne for en animalsk produktion gennemgås.

Som beskrevet ovenfor foreligger der så vidt vides ingen lokalitetsspecifikke undersøgelser af miljøforholdene i projektområdet. I beskrivelsen af projektets konsekvenser for miljøet tages der derfor udgangspunkt i generelle undersøgelser for henholdsvis landbrug og skovrejsning.

12.3.2 Tidshorisont

Da der er tale om en trinvis overgang fra landbrug til skovbrug, er det ikke muligt at fastlægge et entydigt begyndelsesår for det samlede projekt. For at forenkle beregningerne og for at gøre konsekvensbeskrivelsen mere overskuelig er det antaget, at den samlede skovrejsning er foretaget i et enkelt år - 1997 - og at landbrugsdriften i hele området ligeledes er ophørt i dette år. Alle beskrivelser, beregninger og priser tager tidsmæssigt udgangspunkt i året 1997, der fremkommer som det arealvægtede gennemsnitsår for anlæg af de enkelte bevoksninger. Denne forenkling forekommer rimelig i lyset af, at hovedparten af den samlede skovrejsning forventes at forløbe over en relativ kort periode fra 1995 til 1999.

Ved beskrivelsen og vurderingen af projektets økonomiske og miljømæssige konsekvenser anlægges i øvrigt en uendelig tidshorisont. Dette er mest rimeligt, da offentlige skovrejsningsområder pålægges fredskovspligt, som er en permanent reservation af arealerne til skovbrugsformål.

12.3.3 Konsekvensskemaet

For at besvare det i afsnit 12.2 formulerede spørgsmål er det nødvendigt i videst muligt omfang at beskrive de økonomiske og miljømæssige konsekvenser ved de to alternative arealanvendelsesmuligheder - hhv. en fortsættelse af den konventionelle landbrugsdrift og en gennemførelse af det statslige skovrejsningsprojekt.

Konsekvenserne af de to arealanvendelsesmuligheder omfatter følgende forhold:

Produktion af markedsomsatte varer, herunder hvordan produktionen forudsættes afsat - indenlandske producenter og husholdninger eller eksport.

- Afgrøder - reduceret produktion af 8 afgrøder (rug, vårbyg, hvede, vinterbyg, vinterraps, ærter, sukkerroer og kartofler)

- Træproduktion - øget produktion af effekter fra 8 driftsklasser/træarter (eg, bøg, ask, birk, rødgran, skovfyr, thuja og nobilis)
- Pyntegrønt og juletræer - øget produktion af disse produkter fra nobilis

Forbrug af produktionsfaktorer og råvarer, hvor der skelnes mellem indenlandsk producerede og importerede varer - forbruget reduceres i landbruget og øges i skovbruget.

- Realkapital (bygninger, traktorer, maskiner o.l.)
- Arbejdskraft
- Energi (brændstof, el)
- Gødning
- Pesticider
- Andre råvarer

Miljøkonsekvenser

- Belastning med miljøfremmede stoffer som kunstgødning og pesticider - landbrugets belastning reduceres, mens skovbrugets belastning kun i beskednen udstrækning forøges.
- CO₂-lagring - skovrejsningen binder drivhusgassen CO₂ i forbindelse med væksten.
- Adgang til det åbne land - skovrejsningen giver befolkningen større mulighed for at færdes i det åbne land.
- Muligheder for friluftaktiviteter - skovrejsningen giver mulighed for at udbyde såvel markedsomsatte (fx jagt og evt. ridning) som ikke-markedsomsatte (fx almindeligt friluftsliv) tjenester.
- Flora og fauna - gennem skovrejsningen etableres levesteder for en mere righoldig flora og fauna, end den der er knyttet til konventionelt dyrkede landbrugsarealer.

Ved hjælp af nationalregnskabets input-/output-system kan man desuden beregne en række indirekte miljøkonsekvenser, som er knyttet til produktionen af input til landbruget og skovbruget, og som opstår, når produktionsfaktorer trækkes bort fra anden anvendelse - jf. afsnit 2.3. Der er både tale om yderligere og undgåede miljøkonsekvenser.

På grund af skovbrugets lange tidshorisont samt antallet af træarter og landbrugsafgrøder, hvis produktion påvirkes af projektet, er det vanskeligt at sammenfatte samtlige konsekvenser i ét skema. Det er derfor valgt først at omtale de produktions- og ressourcemæssige konsekvenser af skovrejsningen - jf. afsnit 12.3.4 - og dernæst de tilsvarende konsekvenser af den reducerede land-

brugsproduktion - jf. afsnit 12.3.5. Endelig beskrives i afsnittene 12.3.6 - 12.3.7 miljøkonsekvenserne af at gennemføre skovrejsningsprojektet frem for at fortsætte den hidtidige landbrugsproduktion.

12.3.4 Skovrejsning

Udgangspunktet for konsekvensbeskrivelsen for skovrejsningsalternativet er som nævnt en summarisk fremstilling af den reviderede bevoksningsliste. Her ved fremkommer i alt 13 forskellige driftsklasser. De fleste bevoksninger er blandingsbevoksninger med bøg/douglasgran, rødgran/douglasgran og ask/rødel som eksempler på de hyppigst forekommende. I konsekvensbeskrivelsen og de deraf følgende beregninger er disse bevoksninger kun medtaget ved deres hovedtræart. Desuden er foretaget en sammenlægning af enkelte træarter, der er sammenlignelige mht. vækst og afsætningsforhold samt omdriftsalder, hvis de er af mindre arealmæssig og/eller økonomisk betydning. Således er birk og rødel slået sammen til driftsklassen birk og thuja og cypres behandles under ét som thuja. På samme måde er østrigsk fyr og skovfyr behandlet som skovfyr. Dette skyldes dels ønsket om at gøre beskrivelsen overskuelig ved at bringe antallet af driftsklasser ned fra 13 til 8, og dels at der ikke er umiddelbart tilgængelige oplysninger om kulturmodeller for disse blandingsbevoksninger.

For skovrejsningsprojektet er det er valgt i konsekvensbeskrivelsen og de økonomiske beregninger at se bort fra udgifterne til anlæg og drift af skovbrugets driftsbygninger. Disse vurderes ikke på samme måde som i landbruget at udgøre en integreret del af driften.

I tabel 12.3.1 er på summarisk form vist den reviderede bevoksningsliste, som ligger til grund for konsekvensbeskrivelsen af skovrejsningsalternativet. Det ses, at ca. 90 pct. af arealet bliver bevokset, og at ca. 65 pct. af det bevoksede areal udgøres af eg og bøg. For disse træarter regnes med omdriftsaldrer på hhv. 120 år og 100 år. Blandt de øvrige træarter optager ask, rødgran og nobilis de største arealer - i alt ca. 23 pct. Omdriftsaldrene for disse træarter er væsentligt kortere end for eg og bøg. PK-værdien angiver produktionsklassen, som er et udtryk for den gennemsnitlige årlige vedmasseproduktion.

Konsekvensbeskrivelsen præsenteres herefter i otte separate skemaer, der for hver driftsklasse angiver produktionen af vedmasser og evt. pyntegrønt samt forbruget af produktionsfaktorer og råvarer i hver driftsperiode. Driftsperiode 0 omfatter kun anlægsåret, mens de følgende driftsperioder er 10-årige. Den sidste periode er kortere end ti år, da omdriftstiden (perioden fra plantning til omdrift) er kortere end omdriftsalderen. For løvtræ anvendes 2 år gamle planter ved kulturanlægget, og omdriftstiden bliver således 98 år (100-årig omdriftsalder - 2 år gamle planter). Periode 10 er derfor på 8 år for bøg.

For nåletræer plantes 4-årige planter, dog ikke nobilis, hvor der anvendes 3-årige planter. Skovfyrs omdriftstid er derfor 116 år og den 12. periodes længde er således 6 år.

Tabel 12.3.1 Revideret bevoksningsliste for skovrejsningsprojektet

Driftsklasse (træart)	Areal (ha)	PK	Omdrifts-alder	Bemærkninger
Eg	62,4	6	120	Typisk med 10% indblanding af skovfyr. Forynges ved plantning
Bøg	32,6	10	100	Bøg/douglasgran-blanding (90/10%). Selvforynges
Ask	10,0	6	70	7,2 ha ask og 2,8 ha ask/rødel-blanding (75/25%). Selvforynges
Birk	3,1	8	80	1,1 ha birk og 2 ha rødel. Selvforynges.
Rødgran	12,5	16	70	Rødgran/douglasgran-blanding (75/25%). Selv-/skærmforynges
Skovfyr	8,1	6	120	3,9 ha skovfyr og 4,2 ha østrigsk fyr. Selvforynges
Thuja	5,4	12	60	3,7 ha thuja og 1,7 ha cypres. Forynges ved plantning
Nobilis	10,3	16	40	Klip (132 tons), juletræer og vedproduktion. Forynges ved plantning
<i>Bevokset i alt</i>	<i>144,4</i>	-	-	
Eng mv.	11,7	-	-	Eng- og sletteområder
Sø	3,7	-	-	4 nye søer skabt ved vandstandsregulering og evt. jordaf-rømning
<i>Ubevokset i alt</i>	<i>15,4</i>	-	-	
Areal i alt	159,8	-	-	

Kilde: Planforslagets kort og bevoksningsliste samt egne beregninger. PK-angivelser modificeret efter distriktets oplysninger af Skov- og Naturstyrelsen

I tabel 12.3.2 er vist konsekvenskemaet for bøg, mens konsekvenskemaerne for de øvrige træarter er vist i appendiks 12.1. Det er så vidt muligt forsøgt at opgøre de reale konsekvenser i fysiske enheder, men hvor dette ikke har kunnet lade sig gøre, er konsekvenserne alene beskrevet ved deres værdi opgivet i kroner. Alle opgørelser er pr. ha. Udbytter og ressourceforbrug fordeler sig mere eller mindre jævnt inden for de angivne 10-årsperioder; men af hensyn til de økonomiske beregninger - jf. afsnit 12.4 og 12.5 - antages det, at alle udbytter og udgifter falder i midten af hver periode.

Ved- og pyntegrøntsproduktionen

Vedmasseopgivelserne er ud fra de angivne produktionsklasser (PK) beregnet for hver træart ved hjælp af Skov- og Naturstyrelsens planlægningsprogram Tauron. For pyntegrøntudbyttens vedkommende - jf. konsekvenskemaet for

nobilis i appendiks 12.1 - er anvendt udbytted modellerne for nobilis med en samlet klippegrøntsproduktion på 132 tons i Skovøkonomiske tabeller - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1995).

Forbruget af produktionsfaktorer og råvarer

Forbruget af produktionsfaktorer og råvarer er opdelt i skovning & transport og kulturanlæg. For de træarter, der påtænkes selvforynget eller forynget ved skærmforyngelse - bøg, ask, birk, rødgran og skovfyr - er desuden angivet forbruget af produktionsfaktorer og råvarer for selv-/skærmforyngelse - jf. tabel 12.3.2 og appendiks 12.1. I tabellerne angiver s0, s1, s2 osv. driftsperioderne under selv-/skærmforyngelse, der starter fra og med anden omdrift.

For skovning & transport er de angivne maskintime- og arbejdskraftforbrug beregnet ved at dividere de angivne vedmasser med de i tabel 12.3.3 viste gennemsnitlige præstationstal. Tallene er angivet i antal kfm (kubikmeter fastmasse) pr. time. Arbejdskraftforbruget er sat til en arbejdstime pr. maskintime.

For kulturanlæg er oplysningerne som udgangspunkt taget fra kulturmodellerne i Skov- og Naturstyrelsen (1995). For så vidt det er muligt at kvantificere forbruget af produktionsfaktorer og råvarer i fysiske størrelser er tabeloplysningerne suppleret med enkelte egne beregninger. Hvor det ikke har været muligt at beregne fysiske størrelser, eller det er skønnet, at usikkerheden ved at gøre det er for stor, er der for enkelte produktionsfaktorer og råvarers vedkommende kun angivet udgiftsbeløb i kroner. Prisniveauet er justeret fra 1995- til 1997-niveau ved hjælp af nettoprisindekset.

Maskintimeforbruget ved kulturanlæg er oplyst af Skov- og Naturstyrelsen (notat KTM 12.10.1998). Bortset fra plantningsmaskinen, der har en kapacitet på 750 planter i timen, og som betjenes af en maskinfører og to skovarbejdere, er arbejdskraftforbruget sat til en arbejdstime pr. maskintime.

Arbejdskraftforbruget til efterbedring, der vedrører alle 8 træarter bortset fra nobilis og birk, er fundet ved at trække udgifterne til planter fra efterbedringsudgifterne og derefter at dividere dette restbeløb med timelønnen.

For de træarter, hvor foryngelsen påtænkes at ske ved selvforyngelse eller skærmstilling - dvs. bøg, ask, birk, skovfyr og rødgran - er ressourceforbruget beregnet med udgangspunkt i kulturmodellen for selvforyngelse af bøg - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1995). For ask, birk, skovfyr og rødgran er denne kulturmodels ressourceforbrug reduceret med 25 pct. for at afspejle det lavere forbrug i forhold til bøg.

KAPITEL 12 – SKOVREJSNING – VOLLERUP SKOV

Tabel 12.3.2 Konsekvensskema for bøg (PK 10) - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

BØG	Enhed	Driftsperiode										
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Vedproduktion												
Brænde, ukløvet	kfm ¹					26,58	44,25	47,26	31,10	15,62	11,78	25,21
Junckerkævlér	kfm						7,40	7,95	36,44	49,32	43,01	134,11
Kævlér 25-29 cm	kfm								1,51	3,97	6,99	13,97
Kævlér 30-34 cm	kfm								0,82	3,97	8,63	16,71
Kævlér 35-39 cm	kfm									1,51	3,97	33,56
Kævlér 40-49 cm	kfm											16,71
Svellekævlér	kfm											25,21
Sankebrænde	kfm				6,03	5,07	2,74	2,88				
IUV ²	kfm				54,66	31,64	12,74	13,56	6,03	3,97	3,97	13,97
Skovning & Transport												
Motorman. skovn. mask.	timer					26,6	46,5	49,6	42,5	32,3	28,6	86,7
Motorman. skovn. arb.	timer					26,6	46,5	49,6	42,5	32,3	28,6	86,7
Udkørsel mask.	timer					4,0	7,4	7,9	7,9	6,7	5,6	15,6
Udkørsel arb.	timer					4,0	7,4	7,9	7,9	6,7	5,6	15,6
Udslæbning mask.	timer								0,2	0,9	1,9	10,5
Udslæbning arb.	timer								0,2	0,9	1,9	10,5
Kulturanlæg												
Jordbearbejdning, mask.	timer	2,5										
Jordbearbejdning arb.	timer	2,5										
Forb. sprøjtn. mask.	timer	1										
Forb. sprøjtn. arb.	timer	1										
Plantning mask.	timer	8,7										
Plantning arb.	timer	8,7										
Plantning medhjælp	timer	17,4										
Mek. renholdelse mask.	timer	7,5	15									
Mek. renholdelse arb.	timer	7,5	15									
Efterbedring	timer	15,9										
Udrensning mask.	timer			40								
Udrensning arb.	timer			40								
Slåning	timer	24										
Eftersyn af hegn	timer		4	2								
Planter	stk.	6.500	650									
Hegn	kr.	11.463		2605								
Musetjæring	kr.		5.210									
Transport	kr.											
Selvforryngelse												
		s0	s1	s2	s3							
Pladsrydning mask.	timer	4										
Pladsrydning arb.	timer	4										
Jordbearbejdning mask.	timer	4										
Jordbearbejdning arb.	timer	4										
Kemikalier	kr.	1.251	1.532									
Udbringning mask.	timer		2									
Udbringning arb.	timer		2									
Grenknusning mask.	timer			5								
Grenknusning arb.	timer			5								
Udrensning mask.	timer			24	24							
Udrensning arb.	timer			24	24							

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse 2. Ikke udnyttet vedmasse

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 12.3.3 Præstationstal for maskintime- og arbejdskraftforbrug - kfm pr. time

	Motormanuel skovning	Maskinskov- ning	Udkørsel	Udslæbning
Løv				
Andet gavntræ og brænde	1,0	-	6,6	-
Junckerkævler	3,3	-	11,4	-
Øvrige kævler	5,0	-	-	10,1
Nål				
Cellulose-, emballage- og spånpladetræ	-	8,0	10,4	-
Korttømmer	-	15,0	10,4	-
Langtømmer, 16-20	-	13,0	-	8,4
Langtømmer, 21-25	-	15,0	-	13,8
Langtømmer > 26 cm	3,3	-	-	13,8
Skovflis	-	7,0	6,0	

Kilder: Skov- og Naturstyrelsen (1998b) - for maskinskovning (bilag 3), udkørsel og udslæbning (bilag 4) og flisning (s.31). Suadicani (1989) for motormanuel skovning (skovningsklasse I).

12.3.5 Fortsat landbrugsdrift

Grundlaget for beskrivelsen af konsekvenserne ved fortsat landbrugsdrift er angivet i tabel 12.3.4, der viser den procentvise afgrødefordeling for arealet. Det er som nævnt valgt at se bort fra den beskedne animalske produktion, der har fundet sted i området.

Tabel 12.3.4 Den hidtidige landbrugsproduktion

Afgrøde	Arealfordeling (%)	Areal (ha)	Udbytte (hkg pr. ha)
Rug	33	52,5	60,4
Vårbyg	25	40,1	50,9
Hvede	15	24,0	64,2
Vinterbyg	10	16,0	58,1
Vinterraps	6	9,6	30,9
Ærter	5	8,0	38,5
Sukkerroer	3	4,8	432,0
Kartofler	3	4,8	393,0
I alt	100	159,8	-

Kilder: Nordvestsjælland Landbrugscenter I/S, personlig meddelelse og Danmarks Statistik (1998d)

KAPITEL 12 - SKOVREJSNING - VOLLERUP SKOV

Det i tabel 12.3.4 angivne areal i omdrift antages at være i en ligevægtstilstand med en nogenlunde uændret afgrødefordeling over årene. Det er ikke helt klart, hvor stort et område skal være, for at denne antagelse er gyldig; men i indeværende eksempel regnes den skitserede arealfordeling for at være gældende. De i tabellen angivne udbyttetal er overført til konsekvensskemaet for landbrugsafgrøderne - jf. tabel 12.3.5. Alle opgivelser er pr. ha. Skemaet viser desuden for hver af de otte afgrøder forbruget af produktionsfaktorer og råvarer.

Tabel 12.3.5 Konsekvensskema for landbrugsafgrøder- produktion, tilskud og ressourceforbrug pr. ha

		Rug	Vårbyg	Hvede	Vin- terbyg	Raps	Ærter	Roer	Kar- tofler
Produktion									
Høstudbytte	hkg	60,4	50,9	64,2	58,1	30,9	38,5	432	393
Halm/top	FE	536	383	452	359			489	
Tilskud									
- Ej specificeret (EU)	kr.	2.170			2.174				173
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.		26	22		27	10	22	
- Arealtilskud (EU)	kr.		2.117	2.151		3.618	3.056		
Ressourceforbrug									
Arbejdsindsats	timer	15,3	14,7	17,1	16,7	13,7	15	41,3	67,2
Udsæd	hkg	1,72	1,80	1,79	1,84	0,053	2,29	0,018	22,69
Gødning									
- N i NPK og husdyrgødning	kg	116	120	150	140	158	0	105	164
- Fosfor	kg	14	16	19	19	19	13	30	25
- Kalium	kg	34	42	52	54	59	38	155	180
Kemikalier	kr.	380	322	548	450	549	431	1600	1556
Energi (diesel)	liter	85	83	101	103	79	81	184	450
Øvrige var. omkostninger	kr.	895	842	942	929	1.020	720	1564	2746
Vedligeholdelse									
- Vedl., inventar	kr.	356	439	631	511	438	492	1275	2412
- Vedl., bygninger	kr.	83	113	144	104	69	65	96	187
- Vedl., grundforbedring	kr.	80	91	101	91	84	106	100	171
Kapitalindsats									
- Bygninger	kr.	12.350	15.517	16.314	14.150	4.479	4.981	10.855	9.800
- Inventar	kr.	3.775	4.282	5.324	5.025	3.812	4.027	7.040	17.025
- Beholdninger	kr.	1.425	3.040	3.706	1.175	1.256	773	290	10.550

Kilder: SJFI (1998a) og SJFI (1998b) - udsæd og energiforbrug - samt LR (1997) - gødningsmængder

Planteproduktionen

Den årlige produktion af salgsafgrøder beregnes som det samlede areal for hver afgrøde multipliceret med afgrødens gennemsnitlige udbytte pr. arealenhed. Udbyttet er oplyst i Danmarks Statistik (1998d) - tabel 10.3. De gennemsnitlige udbytter for Vestsjællands Amt for 1997 er reduceret med 10 pct. - undtagen kartofler og rug - for at tage højde for den generelt dårlige jord i området - jf. Vestsjællands Landbrugscenter I/S, personlig meddelelse. I stedet for denne fremgangsmåde er det principielt muligt at anvende kommunale opgørelser af de gennemsnitlige udbytter. Herved tages der bedre højde for de lokale forhold; men sådanne opgørelser udarbejdes kun ca. hvert tiende år af Danmarks Statistik - senest i 1989.

For biprodukter som halm og roetoppe er produktionens størrelse angivet i foderenheder (FE), som fremkommer ved at dividere produktionsværdien for disse produkter med prisen på en FE - denne er i SJFI (1998a) s. 107 sat til én krone.

Forbruget af produktionsfaktorer og råvarer

Forbruget af produktionsfaktorer og råvarer er beregnet på grundlag af de i SJFI (1998a) opstillede regnskabskalkuler. Disse specificerer de samlede omkostninger pr. ha for forskellige afgrøder. Kalkulerne er opstillet regionalt for hhv. "Jylland" og "Øerne", og i denne sammenhæng er den sidstnævnte anvendt.

Arbejdsindsatsen er for de enkelte afgrøder beregnet som omkostningerne til arbejdsindsats divideret med arbejdskraftens timeløn.

Forbruget af råvarer såsom udsæd og energi - der her antages overvejende at være i form af diesellole - er beregnet ved hjælp af de relevante pris/mængdeopgørelser i SJFI (1998b). De tilførte gødningsmængder - overvejende i form af handelsgødning - er baseret på LR (1997).

Kemikalieforbruget er opgivet i kroner, da det ikke har været muligt at omregne dette til fysiske enheder, fx kg virksomt stof. Dette gælder også de øvrige variable omkostninger, der omfatter udgifterne til maskinstation, tørring og lagerleje, øvrige planteavlsmkostninger, forsikringer og diverse.

For de fleste af afgrøderne oplyses vedligeholdelsesudgifterne i SJFI (1998a) specifikt for inventar, bygninger og grundforbedringer; men for afgrøderne rug, vinterbyg og kartofler er vedligeholdelsesudgifterne for hhv. bygninger og grundforbedringer slået sammen med afskrivningerne på disse aktiver. For disse afgrøder har det derfor været nødvendigt beregningsmæssigt at udskille vedligeholdelsesdelen. Dette er sket på grundlag af den gennemsnitlige fordeling mellem vedligeholdelse og afskrivning for de øvrige afgrøder. For bygningerne er det samlede beløb herefter fordelt mellem vedligeholdelse og afskrivning i forholdet 1:2,5, og for grundforbedringer er det tilsvarende fordelingsforhold 3,7:1.

For rug, vinterbyg og kartofler er kapitalindsatsen for inventar, bygninger og beholdninger beregnet ud fra de opgivne rentebelastninger, der i SJFI (1998a) opgives at udgøre 4% af kapitalindsatsen. For de øvrige afgrøder er kapitalindsatsen for inventar, bygninger og beholdninger opgjort separat i SJFI (1998a).

12.3.6 Direkte miljøkonsekvenser

Ændringen af arealanvendelsen fra konventionel landbrugsdrift til statslig skovrejsning giver som omtalt anledning til følgende hovedgrupper af miljøkonsekvenser.

- Generelt en kraftig reduktion i næringsstofbelastningen.
- Generelt en kraftig reduktion i belastningen med miljøfremmede stoffer knyttet til anvendelsen af sprøjtemidler i landbruget.
- CO₂-lagring - skovrejsningen binder drivhusgassen CO₂ i forbindelse med væksten.
- Adgang til det åbne land og mulighederne for friluftaktiviteter - skovrejsningen giver befolkningen større mulighed for at færdes i det åbne land, og der skabes mulighed for at udbyde såvel markedsomsatte som ikke-markedsomsatte tjenester.
- Flora og fauna - gennem skovrejsningen etableres levesteder for en mere righoldig flora og fauna, end den der er knyttet til konventionelt dyrkede landbrugsarealer.
- Andre miljøkonsekvenser - skovrejsningen kan bidrage at forbedre områdets landskabelige værdier samt til at bevare visse fortidsminder og kulturmiljøer.

Næringsstofbelastningen

Skovarealer er generelt karakteriseret ved, at der i forhold til tilsvarende landbrugsarealer udvaskes meget små mængder kvælstof (N) per arealenhed herfra. Udvaskningen af nitrat fra landbrugsarealer varierer stærkt afhængig af en række forskellige faktorer; men i gennemsnit udvaskes der ca. 65 kg N/ha/år. Nitratudvaskningen fra skov angives ofte at være <10 kg N/ha/år. I gennemsnit kan man derfor regne med, at der fra skovarealer udvaskes 55 kg N/ha/år mindre end fra landbrugsarealer - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1998c). Dette svarer til den anvendte difference i forbindelse med Vandmiljøplan II. Den samlede udvaskningsreduktion fra skovarealet kan herefter beregnes ved at multiplicere de angivne 55 kg N/ha/år med skovarealets størrelse på 159,8 ha. Resultatet bliver en årlig belastningsreduktion på ca. 8,8 tons pr. år.

Da det ved skovrejsning på landbrugsjord kan forventes, at mineraliseringsbetingelserne er betydeligt bedre i den nytplantede landbrugsjord end i en tilsvarende skovjord, kan der derfor i en periode ske en større nitratudvaskning fra skovrejsningsområder end fra tilsvarende skovjorde - jf. Hansen m.fl. (1996). Ovennævnte reduktion på 55 kg N/ha/år må således opfattes som et øvre-grænse estimat for reduktionen i nitratudvaskningen ved skovrejsning på landbrugsjord.

Pesticidbelastning

Generelt er skov karakteriseret ved, at der kun i meget begrænset omfang anvendes pesticider på arealerne. Dog skiller pyntegrønts- og juletræsarealer sig ud, idet pesticidanvendelsen her ligger væsentligt over, hvad der gælder for almindelig skovdrift; men de benyttede mængder ligger dog stadig væsentligt under gennemsnittet for landbrugsarealerne. Med implementeringen af Skov- og Naturstyrelsens strategi for pesticider, bliver der endvidere tale om yderligere at reducere anvendelsen af pesticider på denne type skovarealer.

Som indikator på pesticidbelastningen kan benyttes behandlingshyppigheden, som for statsskovbruget i 1995 var 0,02, mens den for landbruget i 1994 var 2,51. Behandlingshyppigheden beregnes som det antal gange et givent areal behandles med pesticider hvert år. Det beregnede tal dækker både over store forskelle fra areal til areal og over anvendelsen af forskellige typer af pesticider. Tallet afspejler heller ikke den dosering, der anvendes.

Pesticidbelastningen udtrykkes derfor også ved kg virksomt stof. Hermed angives den mængde aktivt stof, som fratrukket diverse fyldstoffer - især vand - anvendes i forbindelse med sprøjtningen. I landbruget blev der i 1994 benyttet 1,69 kg virksomt stof/ha/år. Det tilsvarende tal for Skov- og Naturstyrelsens skovarealer var i 1996 0,02 kg virksomt stof/ha/år. I gennemsnit er belastningen med virksomt stof således godt 80 gange højere på landbrugsarealer end på skovarealer. For skovrejsningsarealer er tallet dog ca. 0,3 kg virksomt stof/ha/år, idet anvendelsen af pesticider især er knyttet til skovens etableringsfase. Den samlede belastningsreduktion kan herefter beregnes ved at multiplicere forskellen mellem de angivne belastningsomfang for landbrug og skov med skovarealets størrelse på 159,8 ha. Belastningsreduktionen kan på denne måde beregnes til 220 - 270 kg aktivt stof pr. år.

De angivne værdier for Skov- og Naturstyrelsens arealer gælder fra før Pesticidstrategiens ikrafttræden i 1996. Eftersom denne strategi indebærer reduktion og stop for anvendelse af flere bekæmpelsesmidler, skal tallene opfattes som maksimumtal, der i de kommende år vil være faldende - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1998c).

CO₂-lagring

Skovrejsning nævnes ofte i forbindelse med drivhuseffekten - dvs. en forventet gradvis forandring af de klimatiske forhold grundet atmosfærens stigende CO₂-koncentration, bl.a. som følge af afbrænding af fossile brændsler. Gennem skovrejsning etableres nye skovøkosystemer, der dræner atmosfæren for en del af den overskydende CO₂ ved at opbygge et lager af kulstof i biomassen. CO₂-lagringen ved skovrejsning afhænger af to faktorer - dels af hvor hurtigt kulstoffet optages og lagres i biomassen, altså af tilvæksten, dels af hvor hurtigt den lagrede CO₂ frigøres igen gennem biomassens og træprodukternes afbrænding og forrådnelse. Denne forsinkelseeffekt afhænger især af vedmassens anvendelse efter hugsten - fx af hvor stor en del der går til brænde, og af hvor stor en del der anvendes til bygningstømmer. Den samlede lagring af kulstof i CO₂-ækvivalenter er en konsekvens af kombinationen af disse to faktorer.

Desuden kan skovrejsning, i det omfang den forøgede biomasseproduktion anvendes til energiformål, give anledning til en substitutionseffekt hvor CO₂-neutral biomasse erstatter fossile brændsler, og derfor mindsker nettoudledningen af CO₂ til atmosfæren. Det er vanskeligt at kvantificere denne effekt, da den bl.a. afhænger af forbruget af fossile brændsler, som medgår til oparbejdning og transport af fx træflis eller brænde.

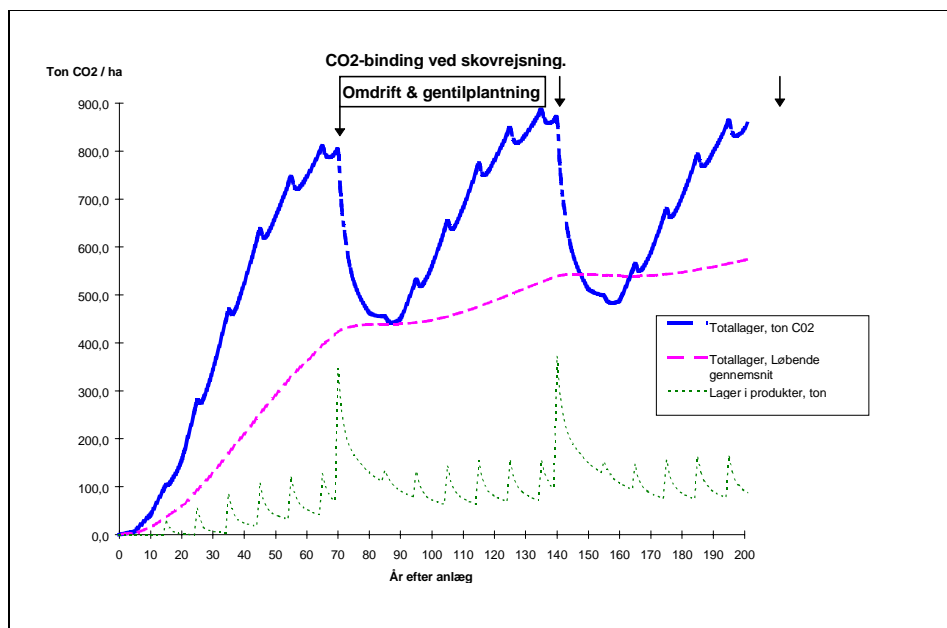
For en enkel omdrift vil der ske en midlertidig lagring af CO₂, der ved biomassens nedbrydning igen vil frigøres til atmosfæren. Ved skovrejsning opnås dog en permanent lagring, fordi gentilplantningen sikrer, at lageret fra den første omdrift bliver opbygget igen og igen. Desuden er der pga. lagringseffekten en forsinkelse mellem optag og frigørelse af CO₂. Foruden lagringen af kulstof i træerne, sker der en opbygning af kulstof i underjordiske plantedele, jordbunden, mv. Således vil man med en skovrejsning, hvor der løbende genplantes, opnå en varig oplagring af CO₂-ækvivalenter.

Et udvalg under Miljø- og Energiministeriet har opstillet en model til beregning af skovrejsningens effekter på CO₂-lagringen - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1998d). Modellen omregner en tilvækstoversigts stående vedmasser og hugstmasser til CO₂-ækvivalenter. Denne CO₂-vækstmodel kombineres med en model for varigheden af det lager, som ligger i hugstmasserne - dvs. en model, som beskriver, hvor lang tid der går inden CO₂-lageret frigøres ved træprodukternes forrådnelse eller forbrænding.

I figur 12.3.1 er vist en principskitse for den tidsmæssige udvikling i CO₂-lagringen for en hektar skov. Tilsvarende viser tabel 12.3.6 det omtalte udvalgs beregninger af sammenhængen mellem jordtype, træart og CO₂-lagring.

For nåleskov - her repræsenteret ved rødgran - bliver de viste niveauer opnået efter ca. 50 år, og for løvskov - her repræsenteret ved eg - vil de viste niveauer først blive opnået efter ca. 90 år.

Figur 12.3.1 Principskitse, der viser den tidsmæssige udvikling i CO₂-lagringen for en hektar skov



Kilde: Skov- og Naturstyrelsen (1998d)

Under A (Lager med produkter) er vist den samlede lagring, inkl. den del, der er bundet i træprodukterne. Under B (Lager uden produkter) er vist den lagring, som alene er bundet i skovens træer - dvs. uden det CO₂-lager, der er bundet i træprodukterne. Det ses af tabel 12.3.6, at lagringen er størst på de bedre jordtyper og at der ikke er den store forskel på løvskov og nåleskov mht. evnen til at akkumulere CO₂.

FN's internationale klima-ekspertpanel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) har også udviklet en beregningsmetode for CO₂-lagring i skov, der ikke inkluderer CO₂-lageret i træprodukterne. For tempereret nåleskov har IPCC beregnet CO₂-lagringen til 610 - 871 tons CO₂/ha og for tempereret løvskov til 766 - 1028 tons CO₂/ha - jf. IPCC (1997). Disse tal er sammenlignelige med B-kolonnerne i tabel 12.3.6, og det ses, at IPCC's tal er ca. 25 pct. højere end de danske.

Tabel 12.3.6 Beregnede CO₂-lagre i tons CO₂/ha for nåleskov og løvskov, repræsenteret ved henholdsvis rødgran og eg

Jordtype	Nåleskov		Løvskov	
	A - Lager med produkter	B - Lager uden produkter	A - Lager med produkter	B - Lager uden produkter
"God"	813	662	903	774
"Medium"	689	562	776	669
"Ringe"	539	434	581	573
Gennemsnit	680	552	753	672

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen (1998d)

Den samlede CO₂-akkumulering for projektområdet Vollerup Skov er beregnet i tabel 12.3.7. Det ses, at den samlede CO₂-lagring i projektområdet er ca. 100.000 tons ved anvendelse af den danske metode, mens lagringen som nævnt bliver ca. 25 pct. højere ved brug af IPCC's retningslinier. Tallene angiver den mængde CO₂, der på lang sigt efter opbygningsfasen vil være lagret i skoven - mængderne opnås efter ca. 50 år for rødgran og efter ca. 90 år for eg - og de kan ikke umiddelbart bruges til at beregne den årlige binding af CO₂ ved skovrejs bygningsfasen med produkter (kolonne A) er ca. $680 : 50 = 13,6$ tons CO₂/ha for

Tabel 12.3.7 Samlet CO₂-lagring i projektområdet Vollerup Skov

CO₂-lagring med produkter (kolonne A - gennemsnitsværdier)			
Nål	36,3 ha · 680 tons CO ₂ /ha		24.684 tons CO ₂
Løv	108,1 ha · 753 tons CO ₂ /ha		81.399 tons CO ₂
I alt			106.083 tons CO ₂
CO₂-lagring uden produkter (kolonne B - gennemsnitsværdier)			
Nål	36,3 ha · 552 tons CO ₂ /ha		20.038 tons CO ₂
Løv	108,1 ha · 672 tons CO ₂ /ha		72.643 tons CO ₂
I alt			92.681 tons CO ₂
CO₂-lagring uden produkter (IPCC - tempereret skov - gennemsnitsværdier)			
Nål	36,3 ha · (610 + 871)	0,5 tons CO ₂ /ha	26.880 tons CO ₂
Løv	108,1 ha · (766 + 1.028)	0,5 tons CO ₂ /ha	97.506 tons CO ₂
I alt			124.386 tons CO ₂

Anm.: Arealopgivelserne jf. tabel 12.3.1

nål og ca. $753 : 90 = 8,4$ tons CO₂/ha for løv. Uden produkter (kolonne B) er de tilsvarende tal $552 : 50 = 11,0$ tons CO₂/ha for nål og $672 : 90 = 7,5$ tons CO₂ for løv, og ved brug af IPCC's retningslinier er den gennemsnitlige årlige nettolagring $741 : 50 = 14,8$ tons CO₂/ha for nål og $897 : 90 = 10,0$ tons CO₂ for løv.

Resultaterne af de simple beregninger af den årlige CO₂-lagring er sammenfattet i tabel 12.3.8, hvor der også er gennemført en samlet beregning af lagringen for hele projektområdet. Dette er sket ved at multiplicere arealstørrelserne for hhv. løv og nål med de gennemsnitlige årlige lagringstal i de relevante perioder.

Tabel 12.3.8 Gennemsnitlig årlig CO₂-lagring i opbygningsfasen - pr. hektar for løv og nål samt for hele projektområdet

	Nål (tons CO ₂ / ha i 50 år)	Løv (tons CO ₂ / ha i 90 år)	Projektområdet i alt tons CO ₂	
			0 - 50 år	50 - 90 år
CO ₂ lagring med produkter	13,6	8,4	1.402	908
CO ₂ lagring uden produkter	11,0	7,5	1.210	811
CO ₂ lagring uden produkter (IPCC)	14,8	10,0	1.618	1.081

Det ses, at den gennemsnitlige årlige CO₂-lagring for hele projektområdet afhængigt af opgørelsesmetoden ligger på mellem 1.210 og 1.618 tons CO₂/år i de første 50 år, og de efterfølgende 40 år ligger lagringen på mellem 811 og 1.081 tons CO₂/år.

Friluftsliv

Vollerup Skovs betydning for de lokale muligheder for friluftsliv er et væsentligt formål med skovrejsningsprojektet. Disse rekreative effekter skal bl.a. bedømmes i lyset af, at Kalundborgegnen er relativ skovfattig, og at størstedelen af kommunens skov er samlet i et par store klumper syd for Kalundborg by. Hertil kommer, at den friluftsmæssige betydning af en fortsat konventionel landbrugsdrift i projektområdet med den nuværende lovgivning og de dermed ret begrænsede muligheder for adgang til og færdsel i landbrugslandskabet må bedømmes som værende meget lille.

Følgende faktorer fremhæves generelt som de væsentligste i forhold til en skovs potentielle anvendelse til friluftsliv:

- Afstand til beboelsesområder samt størrelsen af disse
- Adgangs- og færdselsmuligheder
- Oplevelsesmuligheder
- Omfanget af andre muligheder for friluftsliv i området

Bynær skov har stor betydning for friluftslivet, da de fleste skovbesøg foregår i en skov, der ligger nær ved bopælen - omkring tre fjerdedele af skovgæsternes besøg sker inden for en radius på ca. 10 km fra bopælen og godt en tredjedel inden for en afstand på 2 km - jf. Jensen & Koch (1997), s. 49. Gennem sin placering umiddelbart i tilknytning til et stort sommerhusområde med ca. 600 huse, vil Vollerup Skov sandsynligvis mest blive benyttet af sommerhusgæsterne. Men også for besøgende fra Kalundborg by, der med ca. 15.000 indbyggere ligger ca. 4 km fra skoven, og for de mange små lokalsamfund i nærområdet vil Vollerup Skov formentlig være et attraktivt friluftsmål.

Mod nord afgrænses skoven af sommerhusområdet, hvorfra der er adskillige adgangsmuligheder til fods. Mod syd afgrænses skoven af offentlig vej. Samtidig er der planlagt fire små ubefæstede parkeringspladser på op til 0,1 ha. Adgangsmulighederne til skoven synes således at være gode. Samtidig vil skoven blive gennemkrydset af et netværk af skovveje, arbejdsstier og trampede stier, som yderligere bidrager til at forøge færdselsmulighederne i området.

De generelle ønsker til "skovoplevelser" er primært stilhed og varierede naturoplevelser. Ønsker til skovens udformning varierer selvfølgelig fra skov til skov og fra person til person, men generelt foretrækkes løvskov fremfor nåleskov - og jo ældre løvskov des bedre. Vigtigt er også den rumlige fordeling af åbne og tætbevoksede arealer. Behovet for publikumsfaciliteter synes der derimod at være ret begrænset. Generelt gælder det, at jo mere naturnær en driftsform er, og jo mindre skovfremmed et anlæg er, jo højere er præferencen for det pågældende skvområde. Hovedmålsætningen for etableringen af en skov med friluftsmæssigt sigte kan derfor siges at være en varieret skov med et ikke alt for kultiveret præg - jf. Koch & Kristiansen (1991) s. 19 ff.

Det samlede skvområde ved Vollerup bliver overvejende løvskov - ca. 2/3 af det bevoksede areal - men i sagens natur vil der ikke være gamle løvtræsbevoksninger de første mange år. Ca. 10 pct. af det samlede areal er ubevokset, og dette giver rig mulighed for at skabe en varieret rumlig opbygning med bevoksede og ubevoksede områder. Som en del af skovrejsningen bliver der skabt fire nye søer i området på i alt 3,7 ha. Disse søer vil være oplagte udflugtsmål. Et sletteområde på 1,8 ha er desuden udlagt specielt til publikumstiltag. Dette sker gennem friholdelse af udsigter og opstilling af borde og bænke. Med sin størrelse vil skoven endvidere give rig mulighed for udøvelsen af arealkrævende friluftaktiviteter såsom orienteringsløb, der kræver mindst 100 ha. Den endelige udformning af skoven kan til en vis grad varieres med henblik på at opfylde de konstaterede behov og ønsker, da udbygningen af friluftstiltag er en dynamisk proces.

Især to andre forhold bidrager til Vollerup Skovs friluftsmæssige betydning - Vollerup strand og en anden planlagt skovrejsning i området. For sommerhusgæ-

sternes vedkommende må det formodes, at stranden er den primære attraktion. Men skovrejsningen vil ved at øge udbudet af lokale naturbaserede aktivitetsmuligheder være med til at udvide sæsonen og dermed tiltrække flere besøgende i ydersæsonerne. Også i badesæsonen vil skoven repræsentere et godt alternativ til stranden. For skovgæster fra Kalundborg by og de mindre lokalsamfund øges Vollerup Skovs attraktive værdi som udflugtsmål, ved at skovturen kan kombineres med en strandtur. Kombinationen af skov og strand må således snarere forventes at give anledning en vis synergieffekt end til en egentlig konkurrence mellem de to friluftstilbud. Omvendt vil realiseringen af skovrejsningsprojektet Klosterskov på ca. 440 ha, der ligger tættere - mindre end 1 km - på Kalundborg by, sandsynligvis betyde en mindre tilgang af skovgæster fra byen, end hvis Vollerup skov var den eneste større skov i området nord for Kalundborg.

Det er ikke umiddelbart muligt at kvantificere Vollerup Skovs fremtidige betydning for friluftslivet - målt ved antal skovgæster pr. år, besøgstimer pr. ha el. lign. Distriktet har heller ingen skøn over områdets nuværende anvendelse til friluftsmål. Der er dog i forbindelse med undersøgelsen "Friluftsliv '98" foretaget nogle registreringer af besøgstal m.m. for skovrejsningsområder; men resultaterne af disse undersøgelser foreligger endnu ikke. Et generelt indtryk fra skovrejsningsområder er dog, at de nye skove allerede ved anlægget får en betydelig rekreativ betydning i lokalområdet. Dette hænger sandsynligvis sammen med forbedringen i adgangsmulighederne i forhold til færdselsmulighederne i et landbrugslandskab. Man kan dog forestille sig, at skovens nyhedsværdi og en målrettet informationsindsats vil kunne tiltrække mange besøgende. En ny skovs fulde friluftsmæssige betydning vil dog formentlig først vise sig senere.

På Forskningscentret for Skov & Landskab er der igangsat et forskningsprojekt med henblik på at opstille modeller for et skovrejsningsområdes betydning for friluftslivet. Modellerne skal beskrive sammenhængen mellem antallet af skovgæster og et skovrejsningsområdes størrelse, træartsfordeling, afstand til byområder, andre friluftstilbud etc. Modelarbejdet baseres på omfattende skovtællinger. Ved at opstille sådanne modeller, vil det herefter allerede i planlægningsfasen ved hjælp af modellerne være muligt at skønne kvalificeret over et skovrejsningsprojekts betydning for friluftslivet.

Flora og fauna

En vigtig målsætning for de nuværende skovrejsningsaktiviteter er at støtte biodiversiteten og at skabe nye og gode levesteder for flora og fauna. Skovrejsning på landbrugsjorde kan således fremme biodiversiteten i et område ved at skabe mere rum til den vilde flora og fauna, som desuden styrkes alene fordi landbrugsdriften afløses af en ekstensiv drift med få forstyrrelser i form af opkvistning, tyndinger og hugst. Disse indgreb foregår desuden med års mellemrum og deres omfang er ofte langt mindre end omfanget af den konventionelle landbrugsdrifts aktiviteter.

Skovrejsning kan også være med til at fremme artsrigdommen i skovene. Det er dog et problem, at indvandringen i de nye skove for mange grupper af organismer tager lang tid. Generelt er faunaen hurtigere til at indfinde sig i de nye skove end floraen. Selv 200 år efter skovrejsning på landbrugsjord kan den pågældende skov mangle typiske skovbundsarter, og først langt senere vil det ikke længere være muligt at skelne artssammensætningen i den nye skov fra artssammensætningen i en skov med kontinuert skovhistorie.

Antallet af organismer knyttet til de enkelte træarter varierer meget. Der er således knyttet en særlig rig flora og fauna til en art som eg, der er naturligt hjemmehørende i Danmark og har vokset her i tusinder af år. Modsat er floraen og faunaen med tilknytning til træarter indført fra andre kontinenter mere artsfattig. Mange hjemmehørende træarter i blandingsbevoksninger eller plantet som en mosaik af renbestande vil i særlig grad kunne styrke de danske skovtilknyttede organismer. Desuden vil skovrejsning på en varieret jordbund med afvekslende fugtighedsforhold også kunne skabe levesteder for mange flere arter, end hvis skoven plantes i et område med ensartede jordbundsforhold.

Indvandringen af planter og dyr og dermed udviklingen i biodiversitet afhænger også af hvilke landskabstyper, der støder op til den nyanlagte skov. De væsentligste parametre for denne indvandring er traditionelt afstanden til de nærmeste skove, størrelsen og arten af disse samt eksistensen af forbindelseslinier i form af hegn. Desuden må det tages i betragtning, at indvandring også kan ske fra naturtyper som krat og overdrev, der typisk også er levested for en række skovarter.

Vollerup Skovs betydning for naturindholdet i området skal på denne baggrund ses i sammenhæng med den øvrige skovrejsning i området - Klosterskoven på ca. 440 ha, der påtænkes anlagt 2 km sydøst for Vollerup Skov. Desuden er et ca. 10 km langt bælte fra Saltbæk Vig i vestlig retning umiddelbart syd for Vollerup Skov i regionalplanen for Vestsjællands Amt udlagt som grøn korridor. Skovrejsningen omfatter som nævnt endelig etableringen af fire nye småsøer i området samt over 10 ha eng- og sletteområder, der vil have stor betydning for arter, der er knyttet til lysåbne arealer.

Andre miljøkonsekvenser

Projektet har ikke nogen nævneværdig betydning for bevarelsen af fortidsminder og andre kulturelle værdier i området. Derimod bidrager det formodentligt positivt til områdets landskabelige værdi, idet de dyrkede marker erstattes med en varieret skov.

De omtalte direkte miljøkonsekvenser er herefter sammenfattet i tabel 12.3.9. Det ses, at der udelukkende forventes at være tale om positive konsekvenser. For næringsstof- og pesticidbelastningen har det alene været muligt at skønne over

projektets konsekvenser for belastningsomfanget. Det har ikke været muligt at vurdere, hvilke konsekvenser den angivne belastningsreduktion vil have for miljøkvaliteten - der tænkes her på de belastede miljøers produktivitet som produktionsfaktorer, drikkevandsforsyningen, sundheden og de rekreative muligheder - jf. afsnit 2.1.2. Ændringen i mulighederne for friluftaktiviteter samt i floraen og faunaen repræsenterer direkte ændringer i miljøkvaliteten; men det har som omtalt ikke været muligt at kvantificere ændringernes omfang.

Tabel 12.3.9 Direkte miljøkonsekvenser

	Belastningsændring	Miljøkvalitetsændring
Næringsstofbelastning	ca. - 8,8 tons N pr. år	-
Pesticidbelastning	- 220 - 270 kg virksomt stof pr. år	-
CO ₂ -lagring	ca. 100.000 tons (ca. 1.100 tons pr. år over 90 år)	-
Friluftaktiviteter	-	Forbedrede rekreative muligheder
Flora og fauna	-	Større artsrigdom - skovarter
Andre miljøkonsekvenser	-	Forbedret landskabelig værdi

12.3.7 Øvrige direkte samt indirekte miljøkonsekvenser

Projektets øvrige direkte samt indirekte miljøkonsekvenser omfatter på den ene side en reduktion af miljøbelastningen, ved at arbejdskraft trækkes bort fra anden anvendelse til skovbruget, og ved at landbrugsproduktionen reduceres. På den anden side øges belastningen, ved at produktionen i skovbruget stiger, og ved at arbejdskraft frigives fra landbruget og kan benyttes i andre sektorer. Disse direkte og indirekte konsekvenser kan opgøres ved brug af den i afsnit 2.3 beskrevne metode, hvor input-/output-systemets emissions- og beskæftigelsesfaktorer benyttes - jf. også afsnit 11.3.8 i Brede Å eksemplet.

De fornødne oplysninger om arbejdskraftforbrug i hhv. skovbrug og landbrug kan aflæses af konsekvensskemaerne - jf. tabel 12.3.2 og appendiks 12.1 samt tabel 12.3.4. Oplysningerne om stigningen i skovbrugets og reduktionen i landbrugets produktionsværdi opnås i forbindelse med de budgetøkonomiske beregninger - jf. afsnit 12.5.

I landbruget vil der som følge af projektet blive frigivet arbejdskraft svarende til 2.843 timer om året eller 1,6 årsværk (2.843 timer : 1750 timer/årsværk) og den årlige produktionsværdi reduceres med ca. 1.180.000 kr.

I skovbruget varierer forbruget af arbejdskraft meget over årene, idet det afhænger af, i hvilken driftsperiode man befinder sig med hensyn til produktionen af de forskellige træarter. Over de første 240 år varierer det årlige arbejdskraftforbrug inden for driftsperioderne således mellem knapt 300 timer og godt 1.950

timer. I gennemsnit forbruges der over den angivne periode 1.183 timer om året eller ca. 0,7 årsværk. Det antages, at der er så megen fleksibilitet med hensyn til arbejdsindsatsen inden for de enkelte driftsperioder, at dette gennemsnitstal med god tilnærmelse afspejler det normale årlige arbejdskraftforbrug i Vollerup skov.

Det viser sig tilsvarende, at skovbrugets produktionsværdi over de første 240 år varierer fra knapt 130.000 kr. om året i én driftsperiode til 1.525.000 kr. om året i en anden periode. I gennemsnit er den årlige produktionsværdi i Vollerup Skov på ca. 500.000 kr. Ligesom for arbejdsindsatsen antages det, at produktionen er underlagt så stor fleksibilitet, at dette gennemsnitstal kan benyttes som udtryk for værdien af skovens normale årlige produktion.

Projektets øvrige direkte samt indirekte miljøkonsekvenser kan herefter beregnes ud fra de opgjorte arbejdskraftforbrug og produktionsværdier i hhv. landbruget og skovbruget. Resultatet af beregningerne er sammenfattet i tabel 12.3.10.

Det ses, at projektet for alle belastningsformers vedkommende medfører en reduktion af belastningen. Dette skyldes, at den reducerede miljøbelastning fra landbruget opvejer den øgede belastning fra skovbruget samt fra anden produktion, som igangsættes ved, at den frigjorte arbejdskraft bliver beskæftiget i andre erhverv. De øvrige opgjorte direkte samt indirekte miljøkonsekvenser er beskedne; men de bidrager altså yderligere til en forbedring miljøet ud over de direkte konsekvenser, som blev beskrevet i afsnit 12.3.6.

Tabel 12.3.10 Øvrige direkte samt indirekte miljøkonsekvenser - årlige belastningsændringer, kg

		CO ₂	SO ₂	NO _x	CO	CH ₄	N ₂ O	NM VOC	NH ₃
Førøget belastning									
Frigjort arbejdskraft - landbrug	1,6 årsværk								
Arbejdskraftforbrug - skovbrug	0,7 årsværk								
Frigjort arbejdskraft - netto	0,9 årsværk	25.411	54,7	86,6	65,8	116,5	3,7	14,5	35,0
Produktionsværdi - skovbrug	500.000 kr.	25.480	55,7	195,1	175,6	91,6	3,4	41,9	27,5
I alt		50.891	110,4	281,7	241,4	208,1	7,1	56,4	62,5
Reduceret belastning									
Produktionsværdi - landbrug	1.180.000 kr.	101.692	210,7	820,5	519,1	9.168,2	245,1	421,0	2.776,8
Årlig belastningsændring netto		-50.801	-100,3	-538,8	-277,7	-8.960,1	-238,0	-364,6	-2.714,3

12.4 Velfærdsøkonomisk analyse

Hensigten med den velfærdsøkonomiske analyse er at vurdere, om projektet samlet set kan siges at have forøget velfærden i samfundet. Dette sker ved at beregne det velfærdsøkonomiske overskud. Hertil benyttes beregningspriser, som knyttes til de i afsnit 12.3 beskrevne reale konsekvenser - i den udstrækning disse er opgjort i mængdemæssige enheder - jf. konsekvensskemaerne i tabel 12.3.2 og 12.3.5 samt appendiks 12.1.

Beregningspriserne på varer og tjenester svarer til disses køberpriser ekskl. refunderbare afgifter, forhøjet med hhv. 1,17 og 1,25, når der er tale om indenlandsk producerede hhv. internationalt handlede varer - jf. afsnit 3.3.11. Er de reale konsekvenser pga. datamangel opgjort i kr., er det vigtigt, at værdien er opgjort i de priser, som skovejeren eller landmanden rent faktisk skal betale for materialerne/varerne - dvs. køberpriserne ekskl. refunderbare afgifter. Disse værdier kan herefter forhøjes med 1,17 eller 1,25 afhængigt af, hvilken nettoafgiftsfaktor der er relevant.

Projektet antages ikke at have konsekvenser for den samlede beskæftigelse i samfundet - dvs. den benyttede og fritstillede arbejdskraft antages hhv. at blive trukket bort fra og finde anden beskæftigelse. Beregningsprisen for arbejdskraft fastsættes derfor på grundlag af de gældende lønninger. Hvis projektet havde haft konsekvenser for beskæftigelsen, skulle der som omtalt i afsnit 3.3.2 være anvendt en lavere beregningspris - eventuelt en beregningspris på nul, hvis projektets konsekvenser for arbejdskraftforbruget blev antaget at slå fuldt igennem på beskæftigelsen.

I det følgende beregnes projektets velfærdsøkonomiske omkostninger som beregningsprisværdien af den mistede jordrente ved reduktion af landbrugsarealet - dvs. værdien af reduktionen i afgrødeproduktionen fratrukket værdien af det sparede ressourceforbrug hertil.

Projektets velfærdsøkonomiske gevinster omfatter værdien af jordrenteindtjeningen ved driften af skoven, værdien af de opnåede belastningsreduktioner - næringsstoffer, pesticider og CO₂ - samt værdien for den danske befolkning generelt - beboerne i området, de besøgende og alle andre - af at miljø- og naturforholdene i området er blevet forbedret.

Det har kun i begrænset omfang været muligt at prissætte miljøkonsekvenserne, og det har derfor ikke været muligt at gennemføre en fuldstændig beregning af projektets velfærdsøkonomiske overskud. Forskellen i jordrenteindtjeningen i landbruget og skovbruget kan imidlertid benyttes som indikator på, hvor meget det fra et velfærdsøkonomisk synspunkt har kostet det danske samfund at opnå de beskrevne miljø- og naturmæssige gevinster.

I det følgende beskrives først i afsnit 12.4.1 beregningen af den opnåede jordrenteindtjening i skovbruget. Dernæst beskrives i afsnit 12.4.2 beregningen af den mistede jordrenteindtjening i landbruget. I afsnit 12.4.3 vurderes mulighederne for at prissætte en række af de beskrevne miljøkonsekvenser. Endelig sammenfattes de velfærdsøkonomiske beregninger i afsnit 12.4.4.

12.4.1 Opnået jordrenteindtjening i skovbruget

Der er tale om to forskellige anvendelsesmuligheder for det pågældende areal. Konsekvenserne af de forskellige muligheder kan i tilfældet med en fortsat landbrugsdrift opgøres som konstante årlige konsekvenser, forudsat at arealet er nået i en ligevægtssituation med hensyn til den enkelte form for udnyttelse - jf. afsnit 12.4.2.

Produktionen i skoven gennemgår derimod en helt anden cyklus, end hvad der umiddelbart kan beskrives ved et fast årligt udbytte. Det økonomiske resultat for hver træart må derfor først beregnes som en nutidsværdi for en hel omdriftsperiode. Nutidsværdien kan efterfølgende omregnes til en annuitet - jf. afsnit 4.1 - der er sammenlignelig med det årlige resultat af landbrugsproduktionen.

Jordrenteindtjeningen i skovbruget opgøres for hver træart på grundlag af oplysningerne om udbytte og ressourceforbrug i konsekvenskemaerne - jf. afsnit 12.3.4 og appendiks 12.1. Disse reale konsekvenser tillægges beregningspriser, som beskrives i det følgende. Et eksempel på beregningen af den opnåede jordrente for de 32,6 ha med bøg er vist i tabel 12.4.1 - beregningstabellerne for de øvrige træarter er samlet i appendiks 12.2. De gældende køberpriser pr. enhed for produkter og ressourcer er angivet i tabellens anden kolonne. I den tredje kolonne er angivet den anvendte nettoafgiftsfaktor (NAF), og den benyttede beregningspris - beregnet som køberprisen multipliceret med nettoafgiftsfaktoren - er endelig angivet i den fjerde kolonne.

Vedproduktion

De budgetøkonomiske salgspriser - dvs. de priser skovejeren modtager for produkterne - er oplyst i Skov- og Naturstyrelsens salgsstatistik for 1997 - jf. Skov- og Naturstyrelsen (1997b). Denne statistik angiver de i 1997 opnåede gennemsnitspriser for de enkelte produkter. For ask og birk - jf. appendiks 12.2 - er anvendt gennemsnitspriser for gruppen "andet løvtræ", ALØ. For nåletræ er anvendt træartsgruppen NÅL, og for klippegrønt og juletræer er anvendt kategorierne NOB klippegrønt og NOB juletræer.

De velfærdsøkonomiske beregningspriser opnås ved at multiplicere salgspriserne for de produkter, der omsættes indenlands med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17. For de produkter, der eksporteres - cellulose, gran og tall - multipliceres salgspriserne med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

goder på 1,25. Hvorvidt de enkelte effekter afsættes internationalt eller fortrinsvis er indenlandsk handlede produkter er oplyst af Skov- og Naturstyrelsens Handelskontor.

Arbejdskraft

Der anvendes tre forskellige typer arbejdskraft i skovbruget - hhv. skovarbejder, maskinfører og specialmaskinfører (skovningsmaskine, udkørselstraktor og flishugger). Lønniveauet for de to førstnævnte typer er opgivet i Skov- og Naturstyrelsen (1995) og derefter justeret op til 1997-niveau ved hjælp af netto-prisindekset. For at afspejle den højere specialiseringsgrad og tilnærme lønniveauet til maskinstationspriser er lønnen til specialmaskinførere fastsat som den almindelige maskinførerløn forhøjet med 10 pct. For alle tre typer arbejdskraft er nettoafgiftsfaktoren for indenlandsk omsatte varer og tjenesteydelser på 1,17 anvendt til at forhøje lønningerne til beregningsprisiniveauet i den velfærdøkonomiske analyse.

Tabel 12.4.1 Beregning af den velfærdøkonomiske jordrente i hver driftsperiode for selvforynget bøg

BØG	Pris/ en- hed kr.	NAF	Be- regn. pris kr.	Velfærdøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode										
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Vedproduktion														
Brænde, ukløvet	340	1,17	397					10.561	17.584	18.781	12.358	6.206	4.682	10.017
Junckerkævler	306	1,17	359					2.652	2.849	13.065	17.682	15.423	48.086	
Kævler 25-29 cm	490	1,17	573							864	2.277	4.005	8.010	
Kævler 30-34 cm	599	1,17	701							576	2.784	6.047	11.711	
Kævler 35-39 cm	628	1,17	735								1.108	2.921	24.673	
Kævler 40-49 cm	759	1,17	888										14.846	
Svellekævler	393	1,17	460											11.595
Sankebrænde	195	1,17	228			1.375	1.156	625	656					
Produktionsværdi i alt						1.375	11.717	20.861	22.286	26.863	30.057	33.078	128.938	
Skovning & Transport														
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31					830	1.452	1.551	1.328	1.009	894	2.708
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121					3.203	5.600	5.983	5.121	3.893	3.447	10.445
Udkørsel mask.	550	1,25	688					2.768	5.055	5.402	5.437	4.601	3.821	10.713
Udkørsel arb.	134	1,17	157					632	1.155	1.234	1.242	1.051	873	2.447
Udslæbning mask.	150	1,25	188								43	175	364	1.971
Udslæbning arb.	122	1,17	143								33	134	277	1.500
Omk. skovn. & trans.						7.434	13.261	14.170	13.203	10.863	9.675	29.785		

Fortsættes

KAPITEL 12 – SKOVREJSNING – VOLLERUP SKOV

Fortsat

BØG	Pris/ en- hed kr.	NAF	Be- regn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning – kr. pr. driftsperiode																
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10						
Kulturanlæg																				
Jordbearbejdning mask.	155	1,25	194	484																
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	357																
Forb. sprøjtn. Mask.	170	1,25	213	213																
Forb. sprøjtn. arb.	122	1,17	143	143																
Plantning mask.	190	1,25	238	2.066																
Plantning arb.	122	1,17	143	1.242																
Plantning medhjælp	103	1,17	121	2.097																
Mek. renholdelse mask.	125	1,25	156	1.172	2.344															
Mek. renholdelse arb.	122	1,17	143	1.071	2.141															
Efterbedring	103	1,17	121	1.916																
Udrensning mask.	25	1,25	31		1.250															
Udrensning arb.	103	1,17	121		4.820															
Slåning	103	1,17	121	2.892																
Eftersyn af hegn	103	1,17	121		482	241														
Planter	3,25	1,17	3,80	24.716	2.472															
Hegn		1,17		13.412		3.048														
Musetjæring		1,17			6.096															
Transport		1,25		260																
Omk. Kulturanlæg				52.040	13.534	9.359														
Jordrente 1. omdrift				-52.040	-13.534	-9.359	1.375	4.284	7.600	8.117	13.659	19.195	23.402	99.154						
Selvfornyelse																				
Pladsrydning mask.	155	1,25	194	775																
Pladsrydning arb.	122	1,17	143	571																
Jordbearbejdning mask.	155	1,25	194	775																
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	571																
Kemikalier		1,25		1.564	1.915															
Udbringning mask.	170	1,25	213		425															
Udbringning arb.	122	1,17	143		285															
Grenknusning mask.	155	1,25	194			969														
Grenknusning arb.	122	1,17	143			714														
Udrensning mask.	25	1,25	31		750	750														
Udrensning arb.	103	1,17	121		2.892	2.892														
Omk. Selvfornyelse				4.256	2.625	5.325	3.642													
Jordrente 2. omdrift				-4.256	-2.625	-5.325	-2.267	4.284	7.600	8.117	13.659	19.195	23.402	99.154						

Anm: NAF angiver den benyttede nettoafgiftsfaktor

Maskiner

Priserne for anvendelsen de enkelte maskintyper - ekskl. aflønning af maskinførerne - er fastsat med udgangspunkt i Skov- og Naturstyrelsen (1997a). Disse priser antages at svare til de budgetøkonomiske omkostninger til afskrivning og forrentning af maskinerne - det er dog ikke oplyst, hvilken afskrivningsrate og rente der er benyttet ved beregningen af priserne. Med denne antagelse må priserne også antages i nogen grad at afspejle værdien de alternative afkastmuligheder for kapitalen. For at undgå dobbeltregning er priserne er derfor ikke forhøjet med forrentningsfaktoren - jf. afsnit 4.4.

Maskintimepriserne er i den velfærdsøkonomiske analyse opjusteret til beregningsprismiveau med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,25, idet det antages, at de benyttede maskiner antages overvejende at være internationalt handlede goder.

Planter

Plantepriiserne er oplyst i Skov- og Naturstyrelsen (1995), og de er efterfølgende opjusteret fra 1995- til 1997-prismiveau ved hjælp af nettoprisindekset. Planternes beregningspriser er fastsat ved at forhøje de oplyste priser med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17, idet det antages, at planter er indenlandsk handlede varer.

Gødskning

Udgifterne til gødskning er oplyst i Skov- og Naturstyrelsen (1995). Beregningsprismværdien af gødskningsudgifterne er beregnet ved at forhøje de oplyste udgiftsbeløb med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor på 1,21, idet det antages, at udgifterne til gødskning udgøres dels af importeret handelsgødning og dels af arbejds løn.

Øvrige råvareudgifter

De budgetøkonomiske udgifter til det øvrige råvareforbrug er oplyst i Skov- og Naturstyrelsen (1995), og udgifterne er efterfølgende opjusteret fra 1995- til 1997-prismiveau ved hjælp af nettoprisindekset. Udgifterne til transport er i den velfærdsøkonomiske analyse forhøjet med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,25, da der her overvejende er tale om udgifter til maskiner. For de øvrige udgifter - hegn, musetjæring, vildtafværgning, rodhalsprøjtning, snudebillebekæmpelse, og diverse uspecificeret - er de budgetøkonomiske udgifter forhøjet med den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17, idet disse udgifter antages primært at vedrøre indenlandsk omsatte varer og/eller arbejds løn.

Beregning af jordrente/annuitet

Beregningen af hver driftklassens jordrente afhænger dels af det tidsmæssige forløb af ind- og udbetalingerne i forbindelse med driften og dels af den valgte

rentefod. For den velfærdsøkonomiske analyse anvendes en rente på 3 pct. - samt 1 pct. og 5 pct. til følsomhedsanalyser.

Jordrenten opgøres periodevist, ved at produktionsværdien fratrækkes udgifterne til skovning & transport samt kulturanlæg. Dette er vist for bøg i tabel 12.4.2. Derefter diskonteres hver periodes jordrente fra midten af perioden til plantningstidspunktet med de angivne rentefødder. Herved findes nutidsværdien af hver periodes jordrente. Disse summeres efterfølgende for den aktuelle træart/driftsklasse og en given rentesats til en samlet nutidsværdi - kapitalværdi - for en enkelt omdrift. For at beregne driftsklassens jordrente som et fast, årligt beløb - annuitet - kan den samlede nutidsværdi annuiseres ved at multiplicere nutidsværdien med annuitetsfaktoren

$$a(r, T) = \frac{r \cdot (1 + r)^T}{(1 + r)^{T+1} - 1}$$

hvor T er omdriftstiden i år og r er den valgte rentefod.

For de driftsklasser, der påtænkes forynget ved selv- eller skærmforyngelse - bøg, ask, birk, rødgran og skovfyr - må den skildrede fremgangsmåde suppleres med nutidsværdiberegninger for anden omdrift og frem. Først beregnes nutidsværdien af den første plantede omdrift som summen af de diskonterede jordrenter for hver periode. Dernæst beregnes en annuiseret jordrente for den anden omdrift og alle følgende omdrifter, hvor foryngelsen sker ved selvforyngelse. Fremgangsmåden er den samme som ovenfor beskrevet. Kapitalværdien af samtlige selvforyngede omdrifter beregnes ved at dividere annuiteten med den benyttede rentefod - idet der antages en uendelig tidshorisont. Nutidsværdien af denne kapitalværdi beregnes herefter ved at tilbagediskontere værdien til plantningstidspunktet - "Nutidsværdi af kapitalværdi (2. omdrift og frem)". Denne nutidsværdi summeres endelig med nutidsværdien af den første omdrift - "Nutidsværdi, plantning (1. omdrift)" - for at nå frem til hele driftsklassens nutidsværdi. Denne kan efterfølgende annuiseres ved at multiplicere med rentefoden - der er tale om en uendelig tidshorisont.

Resultaterne af de velfærdsøkonomiske nutidsværdiberegninger er sammenfattet i tabel 12.4.3. Det ses, at kun ved en kalkulationsrente på 1 pct. er jordrenten for de fleste træarter positiv - den eneste undtagelse er thuja, for hvilken jordrenten selv ved denne lave kalkulationsrente er negativ. Det er kun nobilis, som giver en positiv jordrente ved en kalkulationsrente på 5 pct.

For det skovbevoksede areal under ét indtjenes der også kun en positiv jordrente ved en kalkulationsrente på 1 pct. Ved en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct. indtjenes der årligt en negativ jordrente på knapt 69.000 kr.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Naturpleje på ubevoksede arealer

Den beregnede velfærdsøkonomiske jordrenteindtjening fra produktionen på det skovbevoksede areal reduceres yderligere, hvis de årlige omkostninger til naturpleje på de ubevoksede arealer indregnes heri. Der er i projektområdet 15,4 ha ubevoksede arealer - fortrinsvis eng, slette- og søarealer, jf. tabel 12.3.1.

De årlige omkostninger til naturplejeforanstaltninger på de ubevoksede arealer kan groft opgøres til 150 kr./ha. I den velfærdsøkonomiske analyse benyttes en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor på 1,21, idet det antages, at omkostningerne delvis udgøres af hhv. maskiner og manuel arbejdskraft. For hele det ubevoksede areal kan den årlige velfærdsøkonomiske omkostning således opgøres til 15,4 ha 150 kr./ha · 1,21 = 2.795 kr.

Den samlede årlige jordrente for hele projektområdets 159,9 ha bliver herved - 2.795 kr. - 68.941 kr. = - 71.736 kr. svarende til en jordrente på - 449 kr./ha.

Tabel 12.4.2 Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefødder for selvforynget bøg - velfærdsøkonomisk jordrente opgjort i 1997- priseniveau

BØG	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jordrente, plantning	-52.040	-13.534	-9.359	1.375	4.284	7.600	8.117	13.659	19.195	23.402	99.154
Jordrente, selvforyngelse	-4.256	-2.625	-5.325	-2.267	4.284	7.600	8.117	13.659	19.195	23.402	99.154
Diskonteringsstad	0	5	15	25	35	45	55	65	75	85	94
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6391	0,5785	0,5237	0,4741	0,4292	0,3925
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2644	0,1968	0,1464	0,1089	0,0811	0,0621
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1113	0,0683	0,0419	0,0258	0,0158	0,0102
Plantning											
Diskonteret værdi (1%)	-52.040	-12.877	-8.062	1.072	3.024	4.857	4.696	7.154	9.101	10.045	38.914
Diskonteret værdi (3%)	-52.040	-11.675	-6.007	657	1.522	2.010	1.597	2.000	2.091	1.897	6.160
Diskonteret værdi (5%)	-52.040	-10.604	-4.502	406	777	846	555	573	494	370	1.010
Selvoryngelse											
Diskonteret værdi (1%)	-4.256	-2.498	-4.586	-1.768	3.024	4.857	4.696	7.154	9.101	10.045	38.914
Diskonteret værdi (3%)	-4.256	-2.265	-3.418	-1.083	1.522	2.010	1.597	2.000	2.091	1.897	6.160
Diskonteret værdi (5%)	-4.256	-2.057	-2.561	-669	777	846	555	573	494	370	1.010
					1%	3%	5%				
Nutidsværdi, plantning (1. omdrift)					5.883	-51.788	-62.116				
Nutidsværdi, selvforyngelse					64.682	6.257	-4.919				
Annuitet, plantning (1. omdrift)					94	-1.644	-3.132				
Annuitet, selvforyngelse					1.026	198	-248				
Kapitalværdi (2. omdrift og frem)					102.622	6.600	-4.957				
Nutidsværdi af kapitalværdi (2. omdrift og frem)					38.703	364	-42				
Samlet nutidsværdi (1. omdrift samt 2. omdrift og frem)					44.586	-51.423	-62.157				
Annuitet, samlet					446	-1.543	-3.108				

Tabel 12.4.3 Annuiseret jordrente pr. ha for de enkelte driftsklasser og for det skovbevoksede areal ved forskellige rentefødder - opgjort i velfærdsøkonomiske beregningspriser, 1997- niveau.

Træart/ Driftsklasse	Areal	PK	kr. pr. ha			kr. i alt		
			(1%)	(3%)	(5%)	(1%)	(3%)	(5%)
Eg	62,4	6	276	-1.519	-2.845	17.222	-94.786	-177.528
Bøg	32,6	10	446	-1.543	-3.108	14.540	-50.302	-101.321
Ask	10,0	6	282	-789	-1.718	2.820	-7.890	-17.180
Birk	3,1	8	1.041	205	-391	3.227	636	-1.212
Rødgran	12,5	16	1.286	145	-717	16.075	1.813	-8.963
Skovfyr	8,1	6	227	-551	-1.114	1.839	-4.463	-9.023
Thuja	5,4	12	-524	-1.340	-2.156	-2.830	-7.236	-11.642
Nobilis	10,3	16	12.104	9.057	6.120	124.671	93.287	63.036
I alt	144,4					177.564	-68.941	-263.833
I alt pr. ha						1.230	-477	-1.827

Jagtleje

Skovrejsningsprojektet har endelig konsekvenser for jagtmulighederne i området, som forbedres. De registrerede jagtlejeindtægter varierer meget afhængigt af jagtarealens karakter og geografiske placering; men generelt gælder det, at indtægterne er større fra skovarealer end fra landbrugsarealer - jf. de i tabel 12.4.4 angivne oplysninger for 1997.

Tabel 12.4.4 Jagtlejeindtægter 1997 - kr. pr. ha

	Jylland	Øerne
Agerjord	50 - 200 kr.	100 - 350 kr.
Skov	100 - 300 kr.	350 - 500 kr.

Kilde: HEI/ET (1997)

Indtægterne kan benyttes som indikatorer på jægerens betalingsvillighed og dermed marginale nytte af at jage i de pågældende områder. Det ses af tabellen, at denne betalingsvillighed på "Øerne" gennemsnitligt udgør 225 kr./ha for agerjord og 425 kr./ha for skov. Skovrejsning kan altså gennemsnitligt antages at føre til en stigning i betalingsvilligheden for jagt på 200 kr./ha. Forbedringen

i jagtmulighederne opnås formentlig ret hurtigt efter projektets gennemførelse, og i de følgende beregninger antages det, at skovens etablering fører til en årlig merindtægt fra jagt på 200 kr./ha.

Den årlige velfærdsøkonomiske værdi af de forbedrede jagtmuligheder som følge af skovrejsningsprojektet kan herefter beregnes til $200 \text{ kr./ha} \cdot 159,9 \text{ ha} = 31.980 \text{ kr.}$ for hele området.

12.4.2 Mistet jordrenteindtjening i landbruget

Den mistede jordrenteindtjening i landbruget opgøres for hver afgrødetype på grundlag af oplysningerne om udbytte og ressourceforbrug i konsekvensskemaerne - jf. afsnit 12.3.5. Disse reale konsekvenser tillægges beregningspriser efter fuldstændig samme retningslinier, som blev benyttet i forbindelse med vurderingen af Brede Å - jf. afsnit 11.4. Et eksempel på beregningen af den mistede jordrente for de hidtil opdyrkede 52,5 ha med rug er vist i tabel 12.4.5 - beregningstabellerne for de øvrige afgrøder er samlet i appendiks 12.3.

Tabel 12.4.6 Velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha og for hele det hidtidigt dyrkede areal for de en-kelte afgrøder - kr. 1997-prisniveau

Afgrøder	Areal (ha)	Årlig jordrente pr. ha	I alt
Rug	52,5	2.668	140.070
Vårbyg	40,1	1.012	40.581
Hvede	24,0	1.208	28.992
Vinterbyg	16,0	1.075	17.200
Vinterraps	9,6	3.701	35.530
Ærter	8,0	2.404	19.232
Sukkerroer	4,8	3.792	18.202
Kartofler	4,8	12.796	61.421
I alt	159,8		361.228
Gns. pr. ha			2.261

Resultatet af de velfærdsøkonomiske beregninger er herefter sammenfattet i tabel 12.4.6. Det ses, at den velfærdsøkonomiske jordrente er positiv for alle afgrøder, og at der årligt mistes en jordrenteindtjening på godt 361.000 kr. ved at udtage det pågældende areal af landbrugsdrift.

KAPITEL 12 – SKOVREJSNING – VOLLERUP SKOV

Tabel 12.4.5 Årligt mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af rug - 1997-priser

RUG	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	60,4	90,00	5.436	1,25	112,50	6.795
Halm/ top	FE	536	1,00	536	1,17	1,17	627
Produktionsværdi i alt	kr.			5.972			7.422
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.	2.170	1,00	2.170	1,25	1,25	2.713
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.						
- Arealtilskud (EU)	kr.						
Tilskud i alt	kr.	2.170		2.170			2.713
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	15,3	124,90	1.911	1,17	146,13	2.236
Udsæd	hkg	1,72	265,00	457	1,17	310,05	533
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg	116	4,80	557	1,25	6,00	696
- Fosfor	kg	14	8,10	113	1,25	10,13	142
- Kalium	kg	34	3,00	102	1,25	3,75	128
Kemikalier	kr.	380		380	1,25		475
Energi (diesel)	liter	85	1,99	169	1,25	2,49	212
Øvrige var. omkostninger	kr.	895		895	1,17		1.047
Skatter og afgifter	kr.	197		197			
Vedligeholdelse							
- Vedl., inventar	kr.	356		356	1,17		417
- Vedl., bygninger	kr.	83		83	1,17		97
- Vedl., grundforbedring	kr.	80		80	1,17		94
Kapitalindsats							
- Bygninger ¹	kr.	12.350	0,0858	1.060	1,17	(0,0819)	1.011
- Inventar ²	kr.	3.775	0,1424	538	1,25	(0,0875)	330
- Beholdninger	kr.	1.425	0,0700	100	1,17	(0,0351)	50
Omkostninger i alt	kr.			6.998			7.467
Årlig jordrente	kr.			1.144			2.668

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år. 2. Levetiden for inventar er 10 år.

12.4.3 Værdien af miljøkonsekvenserne

Skovrejsningsprojektets miljøkonsekvenser blev omtalt i afsnit 12.3.6 og 12.3.7. Det har ikke været muligt at gennemføre en egentlig prissætning af disse konsekvenser; men i det følgende skal det for nogle af de direkte miljøkonsekvenser angives, hvorledes prissætningen i givet fald vil kunne gennemføres.

Næringsstof- og pesticidbelastning - grundvandsbeskyttelse

Skovrejsningsprojektet har positive konsekvenser for såvel næringsstof- som pesticidbelastningen. Dette skyldes på den ene side, at landbrugsproduktionen reduceres og erstattes med en væsentligt mindre gødnings- og pesticidforbrugende træproduktion, og på den anden side at skoven optager næringsstoffer, der udvaskes fra det omkringliggende landbrug. Den reducerede belastning kan have positive konsekvenser for vandkvaliteten i områdets vandløb og søer samt de indre farvande; men i relation til skovrejsning er det nok især de positive konsekvenser for grundvandsressourcerne, der er væsentlige.

Som omtalt i afsnit 12.3.6 er det muligt at skønne over belastningsreduktionens størrelse; men det har ikke været muligt at belyse, hvilke konsekvenser denne reduktion efterfølgende vil få for grundvandskvaliteten. Der foreligger således heller ikke information om, hvorvidt grundvandsressourcerne i området er truet. Det er derfor ikke muligt på det foreliggende grundlag at gennemføre en egentlig prissætning af projektets positive konsekvenser for grundvandetets kvalitet. Dette ville kræve information om kvalitetsforbedringens omfang, samt om hvilke sundhedsmæssige konsekvenser forbedringen forventes at have.

Hvis det imidlertid fra samfundets side generelt anses for uacceptabelt at forurene grundvandet, kan prissætningen dog gennemføres fra omkostningssiden - jf. afsnit 3.3.6 og 3.4.7. Ved gennem skovrejsningsprojektet at reducere miljøbelastningen spares således ressourcer til alternative reduktionsforanstaltninger, til eventuelt at rense vandet, til at tilvejebringe nye forsyningsmuligheder eller til at omlægge landbrugsproduktionen til at være mindre miljøbelastende. Prissætningen af den opnåede belastningsreduktion kan altså i dette tilfælde ske gennem opgørelse af:

- Sparede velfærdsøkonomiske omkostninger til alternative foranstaltninger vedrørende grundvandsbeskyttelsen.
- Sparede velfærdsøkonomiske omkostninger til fremskaffelse af en alternativ vandforsyning.
- Sparede velfærdsøkonomiske omkostninger til rensning af det forurenede grundvand.
- Det velfærdsøkonomiske tab ved omlægning af landbrugsproduktionen til at være mindre miljøbelastende - ultimativt overgang til økologisk jordbrug.

Prisen på den opnåede belastningsreduktion kan herefter bestemmes som de velfærdsøkonomiske omkostninger ved i stedet for Vollerup Skov projektet at opnå den samme reduktion gennem den eller de mest omkostningseffektive foranstaltninger blandt de mulige alternativer. Der er dog ikke i dette eksempel gjort forsøg på foretage de nødvendige omkostningsberegninger.

CO₂-lagring

Globalt set betyder den danske skovrejsning ikke meget for løsningen af CO₂-problemet. Skovrejsningen er derimod relevant i relation til den danske målsætning om at nedbringe CO₂-udledningerne. Mens skoven vokser op bindes CO₂, og i denne periode spares omkostninger til alternative foranstaltninger med henblik på reduktion af CO₂-emissionerne. Disse sparede omkostninger er givet den opstillede CO₂-målsætning udtryk for værdien af skovens CO₂-binding.

Der er stor usikkerhed forbundet med at opgøre de sparede omkostninger - jf. diskussionen vedrørende bottom up og top down metoderne i afsnit 8.2.3. Derfor benytter man undertiden den gældende CO₂-afgift på 100 kr. pr. ton som en indikator herpå - se fx Skov- og Naturstyrelsen (1998a). Afgiften er en politisk fastsat pris, og hvis virkshederne og befolkningen antages at handle økonomisk rationelt, afspejler den de marginale omkostninger ved de aktuelle foranstaltninger for at reducere CO₂-emissionerne.

Problemet ved at benytte CO₂-afgiften som pris for CO₂-bindingen er, at den godt nok i en vis forstand er udtryk for sparede alternative omkostninger; men det er ikke sikkert, at den gældende afgift er tilstrækkelig til, at CO₂-målsætningen bliver opfyldt. Man kan altså ikke være sikker på, at afgiften på 100 kr. pr. ton er udtryk for de marginale omkostninger ved at opfylde målsætningen. Det Økonomiske Råd nåede således for et par år siden frem til, at CO₂-målsætningen for at blive opfyldt krævede en afgift på ca. 300 kr. pr. ton - jf. Frandsen, Hansen & Trier (1996a).

Et andet problem ved benytte CO₂-afgiften som pris i en velfærdsøkonomisk beregning er, at den i bedste fald alene afspejler de budgetøkonomiske omkostninger ved reducere emissionerne - afgiften indgår således i virksomhedernes og befolkningens budgetøkonomiske overvejelser over hvilke foranstaltninger, det kan betale sig at gennemføre. Afgiften som udtryk for sparede marginale budgetøkonomiske omkostninger pr. ton bundet CO₂ kan altså ikke umiddelbart sammenlignes med de opgjorte velfærdsøkonomiske omkostninger ved at gennemføre skovrejsningen.

Endelig er der ved at værdisætte CO₂-bindingen ud fra de sparede alternative omkostninger under ingen omstændigheder tale om at værdisætte de undgåede miljøskader - dette er og vil formentlig heller aldrig blive muligt. En sådan

værdisætning er heller ikke relevant i denne sammenhæng, hvor der foreligger en specifik politisk vedtaget målsætning for reduktionen af CO₂-emissionerne. Værdien af de undgåede miljøskader er derimod relevant for vurderingen af, om målsætningen velfærdsøkonomisk set er hensigtsmæssig - dvs. om værdien af de undgåede skader står mål med omkostningerne ved at opfylde målsætningen. Dette er som nævnt særdeles vanskeligt at vurdere.

På trods af de omtalte svagheder er det af hensyn til eksemplets illustrative værdi, valgt at prissætte den opnåede CO₂-binding ud fra den gældende CO₂-afgift. I afsnit 12.3.6 blev det anslået, at der de første 90 år af Vollerup skovs levetid, mens skoven er i opbygningsfasen, i gennemsnit bliver bundet godt 1.100 tons CO₂ pr. år. Med en CO₂-afgift på 100 kr. pr. ton kan værdien af denne miljøgevinst herefter opgøres til 110.000 kr. om året i 90 år. Dette svarer ved en rentefod på 3 pct. til en nutidsværdi på 3.410.264 kr., som fremkommer ved at multiplicere 110.000 kr. med en nutidsværdifaktor, som for en 90-årig periode er 31,0024 ved en rentefod på 3 pct. Omsat til en annuitet over en uendelig tids-horisont og med en rentefod på 3 pct., svarer dette til en årlig miljøgevinst på 102.308 kr.

Værdisætning af friluftsliv

Etableringen af Vollerup skov forøger som omtalt de fremtidige muligheder for en række forskellige friluftaktiviteter. En prissætning af disse muligheder må baseres på de besøgendes og den øvrige befolkningens villighed til at betale for disse muligheder. For at afsløre denne betalingsvillighed, kan man som omtalt i afsnit 3.4 benytte enten Travel Cost eller Contingent Valuation metoden.

Begge metoder kræver imidlertid, at der i nogen udstrækning foreligger viden om, hvor mange personer der kan forventes at besøge skoven, og om hvorfra de forventes at komme - samt, hvis Travel Cost metoden anvendes, om transportformen for de skovbesøgende. Denne viden foreligger imidlertid ikke - jf. afsnit 12.3.6.

Dette er et generelt problem i forbindelse med skovrejsningsprojekter og andre naturgenopretningsprojekter. Man ønsker at vurdere projekternes relative fordelagtighed ex ante; men det er reelt først efter projekternes gennemførelse, at man kan opnå den fornødne viden om befolkningens faktiske udnyttelse af de nye muligheder.

I en sådan situation kan prissætning forsøges gennemført ved at udspørge en række af de potentielle besøgende - fx udvalgt som en stratificeret stikprøve - om deres villighed til at betale for projektets gennemførelse. Alternativt kan man inddrage erfaringer fra andre tidligere undersøgelser af befolkningens villighed til at betale for et øget udbud af aktivitetsmuligheder i skovene.

Som omtalt i afsnit 3.4 skal man imidlertid være yderst forsigtig med at overføre observerede priser for ét specifikt miljøgode til andre goder. Dette gælder især lokalitetsbestemte miljøkvalitetsændringer. Når det alligevel i det følgende er valgt at inddrage resultaterne fra et tidligere Contingent Valuation studie, er det derfor primært sket med et illustrativt formål.

Dubgaard (1998) har ved hjælp af Contingent Valuation metoden undersøgt befolkningens årlige betalingsvillighed for at kunne benytte landets samlede skovareal til friluftsmål. Den gennemsnitlige betalingsvillighed pr. person mellem 15 og 76 år for en hypotetisk tilladelse til at benytte alle danske skove til friluftsmål viste sig at være 128 kr. pr. år. Dette beløb anses pga. spørgemetoden for at være et minimumsestimat.

Der kan rejses en række indvendinger mod en sådan brug af Contingent Valuation metoden. Som omtalt i afsnit 3.4.6 er det væsentligt i forbindelse med anvendelsen af denne metode, at den hypotetiske betalingssituation både fremtræder som værende meningsfuld, troværdig og acceptabel. Dette er imidlertid tvivlsomt i forbindelse med den aktuelle undersøgelse, hvor der er tale om at skulle betale for et gode - adgang til vore skove - der formentlig af de fleste anses for et frit gode. Det er derfor ikke sikkert, at de adspurgte reelt opfatter den hypotetiske betalingssituation som meningsfuld, og mange vil sikkert ikke finde det acceptabelt at skulle betale for skovturen. Endelig virker det måske for mange ikke særligt troværdigt, at det overhovedet er muligt i praksis at gennemføre en sådan betalingsordning - hvordan skal man kontrollere at folk har betalt. Disse indvendinger betyder at undersøgelsens resultat bør fortolkes og benyttes med forsigtighed. I det følgende arbejdes der imidlertid videre ud fra det angivne estimat på 128 kr. pr. år.

Multipliseres den gennemsnitlige betalingsvillighed på 128 kr. pr. år med antallet af personer i aldersgruppen 15 - 76 år, kan den samlede betalingsvillighed for brug af alle landets skove til friluftsliv beregnes til i alt ca. 500 millioner kr. pr. år. Hvis personer under 15 år og over 76 år antages at have en betalingsvillighed på halvdelen af den undersøgte gruppes, øges den samlede betalingsvillighed til ca. 600 millioner. Med en samfundsmæssig alternativomkostning ved at levere friluftsydelserne på ca. 100 mio. kr., bliver den årlige nettogevinst ved brug af de danske skove til friluftsmål ca. en halv milliard kr., svarende til et beløb på ca. 1000 kr./ha pr. år - Dubgaard (1998) s. 60.

Det er ikke muligt direkte at benytte denne betalingsvillighed for brugen af eksisterende skov som udtryk for den friluftsmæssige værdi af nye skovrejsningsprojekter. I så fald skal der nemlig tages hensyn til lokale forhold såsom befolkningstæthed, omfanget af allerede eksisterende muligheder for friluftsliv osv. Desuden skal man for at undersøge den relative fordelagtighed af skov-

rejsningsprojektet sammenligne skovens friluftsmæssige værdi med den friluftsmæssige værdi af landbrugsalternativet. Det har ikke været muligt at finde nogle undersøgelser, der har kunnet belyse værdien af friluftsliv i et landbrugsområde, men på grund af de begrænsede adgangsmuligheder til landbrugsområder antages denne værdi at være lav i forhold til skovområder. For at illustrere Vollerup Skovs friluftsmæssige merværdi i forhold til landbrugsalternativet er der i dette eksempel valgt at benytte den angivne gennemsnitsværdi på 1000 kr./ha pr. år, som i denne forbindelse må opfattes som et øvre-grænse estimat. Det antages dog, at den fulde værdi først opnås, når skoven er vokset helt op, dvs. efter en trægeneration på ca. 80 år. Herefter antages merværdien at svare til det angivne beløb. Til brug for eksemplet antages skovens rekreative merværdi i forhold til fortsat landbrugsdrift at være lineært stigende fra 0 kr./ha pr. år ved anlægstidspunktet til at være 1000 kr./ha pr. år efter 80 år.

Værdien af de tilsvarende annuiteter af den friluftsmæssige værdi er herefter angivet i tabel 12.4.7. Det ses, at merværdien af mulighederne for friluft aktiviteter i Vollerup Skov - med alle de ovennævnte forbehold - kan opgøres til godt 64.000 kr. om året.

Tabel 12.4.7 Merværdien af friluftsliv ved forskellige rentefodder, opgivet hhv. som nutidsværdi og annuitet.

Rentefod pct.	Nutidsværdi kr./ha	Annuitet kr./ha pr. år	Annuitet kr. pr. år
1	71.375	713,75	114.057
3	13.444	403,31	64.449
5	5.290	264,50	42.267

Hvis den gennemførte beregning baseres på en kraftigere stigning i betalingsvilligheden, og der allerede efter 30 år opnås en værdi på 500 kr./ha, fås ved en rentefod på 3 pct. en annuitet på 498 kr./ha. Dette svarer til en stigning på næsten 20 pct. Den beregnede friluftsmæssige værdi er således meget afhængig af forudsætningerne om værdiens tidsmæssige udvikling.

M. Linddal og F.S. Jensen (1991) har også benyttet Contingent Valuation metoden til at estimere den årlige velfærdsøkonomiske værdi af mulighederne for friluftsliv i tilknytning til naturområdet Vestamager. Værdien anslås forsigtigt til ca. 6 mio. kr. pr. år i 1991. Med et areal på ca. 2.000 ha svarer dette til en værdi på ca. 3.000 kr./ha pr. år. Der er selvfølgelig store forskelle mellem de to undersøgelser samt mellem forholdene ved Vollerup Skov og på Vestamager med hensyn til arealernes udformning og bynærhed m.v. Resultatet er da også kun medtaget for at vise, at værdien er af samme størrelsesorden som den ovenfor nævnte gennemsnitsværdi af mulighederne for friluftsliv i vore skove.

Skovrejsningens konsekvenser for friluftaktiviteterne kan også i visse tilfælde omfatte øget turisme. Velfærdsøkonomisk er denne dog kun relevant, såfremt den nyanlagte skov tiltrækker yderligere udenlandske turister til landet - jf. omtalen af udenlandske turister i forbindelse med Brede Å eksemplet, afsnit 11.3.9. I forbindelse med Vollerup Skov anses det dog ikke for at være relevant at inkludere turismen, idet målgruppen for projektet primært er de lokale borgere og sommerhusgæster. Det er derfor tvivlsomt, om skovanlægget vil tiltrække yderligere udenlandske turister eller holde på danskere, som ellers ville have holdt ferie i udlandet. Kun i disse to tilfælde vil turismen have en velfærdsøkonomisk værdi. Det vælges altså i dette eksempel at se bort fra turismen; men ved skovrejsningsprojekter, der antages at få en national betydning, er det nødvendigt at inddrage dette aspekt i en velfærdsøkonomisk analyse.

Flora og fauna

Det har som omtalt i afsnit 12.3.6 ikke umiddelbart været muligt at kvantificere skovrejsningsprojektets flora- og faunamæssige konsekvenser. Det har således heller ikke været muligt at værdisætte disse konsekvenser. En del af denne værdi er principielt også omfattet af værdien af de forøgede muligheder for friluftaktiviteter - nemlig i den udstrækning området tiltrækningskraft for de besøgende hænger sammen med ændringen i floraen og faunaen. Brugernes betalingsvillighed for området afspejler således også i vid udstrækning floraens og faunaens brugsværdi - jf. afsnit 3.4.2.

Tilbage står floraens og faunaens ikke-brugsværdi og optionsværdi. Disse værdier vil kun kunne fastsættes gennem yderligere Contingent Valuation studier, hvor befolkningen udspørges om dens betalingsvillighed for disse goder - altså om værdien af Vollerup Skov ud over den værdi, skoven har som udflugtsmål. Da Vollerup Skov imidlertid hverken i flora- eller faunamæssig henseende forventes at udvikle sig til en unik lokalitet, er skovens ikke-brugsværdi og optionsværdi formentlig lille.

12.4.4 Sammenfatning af den velfærdsøkonomiske analyse

Resultaterne af de velfærdsøkonomiske beregninger er sammenfattet i tabel 12.4.8 og 12.4.9.

Tabel 12.4.8 Den årlige velfærdsøkonomiske gevinst af ændringen i de økonomiske aktiviteter (kr.)

	kr./ha	kr. i alt
Jordrenteindtjening i skovbruget (incl. naturpleje)	- 449	- 72.000
Jagtens merværdi ved skovrejsning	187	+ 30.000
Mistet Jordrenteindtjening i landbruget	- 2.261	- 361.000
Velfærdsøkonomisk gevinst ved ændringen i de økonomiske aktiviteter	- 2.522	- 403.000

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Det ses, at skovrejsningen for så vidt angår de økonomiske aktiviteter resulterer i et samlet årligt velfærdsøkonomisk tab på ca. 400.000 kr. - der mistes jordrenteindtjening i landbruget, og den produktionsmæssige drift af skoven er forbundet med tab. Fra et velfærdsøkonomisk synspunkt er det herefter spørgsmålet om værdien af de opnåede miljøgevinster kan dække dette tab.

Tabel 12.4.9 Den årlige velfærdsøkonomiske gevinst af miljøkonsekvenserne - kr.

	kr./ha	kr. i alt
Grundvandsbeskyttelse	-	-
CO ₂ -lagring (110.000 kr./år i 90 år)	638	102.000
Friluftsliv (merværdi op til 1.000 kr./ha efter 80 år)	400	64.000
Flora og fauna	-	-
Landskab og kulturmiljø	-	-
Velfærdsøkonomisk gevinst af miljøkonsekvenser		166.000

Anm: Annuiteterne er beregnet ved en kalkulationsrente på 3 pct.

Den gennemførte prissætning af miljøkonsekvenserne har som omtalt primært tjent illustrative formål. Med alle forbehold viser det sig, at værdien af de opnåede forbedringer for friluftslivet beløber sig til godt 60.000 kr. om året, og at værdien CO₂-lagringen kan opgøres til godt 100.000 kr. om året - jf. tabel 12.4.9. Der er ikke gjort forsøg på at opgøre værdien af Vollerup skovs konsekvenser for næringsstof- og pesticidbelastningen samt for floraen og faunaen i området; men hvis projektet fra et velfærdsøkonomisk synspunkt skal være fordelagtigt, bør værdien af disse effekter overstige omkring 240.000 kr. om året.

Herfra skal dog trækkes den velfærdsøkonomiske værdi af de opnåede indirekte miljøgevinster - dvs. yderligere og undgåede miljøkonsekvenser, som er angivet tabel 12.3.10. Disse konsekvenser er ikke forsøgt værdisat i dette eksempel.

Værdien af de opnåede miljøkonsekvenser er omgærdet med så stor usikkerhed, at det ikke forekommer rimeligt at konkludere, hvorvidt Vollerup skov projektet samlet set er velfærdsøkonomisk fordelagtigt. Det kan reelt kun konstateres, at erstatningen af den hidtidige landbrugsproduktion med skovbrug påfører samfundet et årligt velfærdsøkonomisk tab på godt 400.000 kr. Betalingsvilligheden for de opnåede miljømæssige gevinster skal overstige dette beløb, for at projektet kan anses for fordelagtigt.

12.5 Budgetøkonomisk analyse

Den budgetøkonomiske analyse gennemføres på grundlag af de faktiske betalingsstrømme, som de forskellige arealanvendelser giver anledning til. Hensigten er at belyse, hvorledes forskellige grupper i samfundet berøres økonomisk af projektet. I forbindelse med Vollerup Skov drejer det sig om:

- Staten
- Landbrugerne
- EU
- Husholdningerne

I det følgende omtales de økonomiske konsekvenser for hver af disse grupper i samfundet.

12.5.1 Staten

De budgetøkonomiske konsekvenser for staten er resultatet af følgende betalingsstrømme:

- Jordrenteindtjening fra skovrejsningsprojektet
- EU-tilskud til beplantning af skovarealet
- Sparede landbrugssubsidier
- Udgift til erhvervelsen af arealet
- Udlejning af jagttrettigheder

Jordrenteindtjening fra skovrejsningsprojektet

Beregningen af statens budgetøkonomiske jordrenteindtjening ved etableringen af Vollerup Skov baseres ligesom den velfærdsøkonomiske beregning på oplysningerne om projektets produktionsmæssige konsekvenser - jf. konsekvensskemaerne i afsnit 12.3.4. De reale konsekvenser tillægges budgetøkonomiske priser, og den budgetøkonomiske jordrente beregnes på fuldstændig tilsvarende vis som den velfærdsøkonomiske. Fastsættelsen af de budgetøkonomiske priser er omtalt i forbindelse med den velfærdsøkonomiske analyse - jf. afsnit 12.4.1.

Resultatet af de budgetøkonomiske beregninger er sammenfattet i tabel 12.5.1. Der er kun vist resultaterne for kalkulationsrenterne 5 pct., 7 pct. og 9 pct., idet kalkulationsrenten i den budgetøkonomiske analyse skal afspejle de alternative afkastmuligheder eller eventuelt lånerenten - jf. afsnit 4.4. Det ses, at skovdriften selv ved den laveste kalkulationsrente på 5 pct. er forbundet med betydelige årlige tab - med en kalkulationsrente på 7 pct. ligger det årlige tab således på godt 370.000 kr.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Tabel 12.5.1 *Annueret jordrente pr. ha samt for hele skovarealet for de enkelte driftsklasser ved forskellige rentefødder - budgetøkonomiske priser, 1997-prisniveau*

Træart/ Driftsklasse	Areal	PK	Kr. pr. ha			Kr. i alt		
			(5%)	(7%)	(9%)	(5%)	(7%)	(9%)
Eg	62,4	6	-2.411	-3.371	-4.261	-150.456	-210.350	-265.917
Bøg	32,6	10	-2.631	-3.762	-4.790	-85.772	-122.637	-156.153
Ask	10	6	-1.445	-2.136	-2.756	-14.455	-21.356	-27.558
Birk	3,1	8	-320	-691	-988	-994	-2.144	-3.061
Rødgran	12,5	16	-593	-1.147	-1.595	-7.413	-14.338	-19.938
Skovfyr	8,1	6	-942	-1.352	-1.740	-7.629	-10.949	-14.091
Thuja	5,4	12	-1.818	-2.501	-3.164	-9.817	-13.505	-17.086
Nobilis	10,3	16	4.394	2.228	308	45.262	22.952	3.176
I alt	144,4					-230.274	-372.327	-500.628
I alt pr. ha						-1.595	-2.578	-3.467

Til den beregnede budgetøkonomiske jordrenteindtjening af produktionen på det skovbevoksede areal skal lægges de årlige omkostninger til naturpleje på de ubevoksede arealer. Der er i projektområdet 15,4 ha ubevoksede arealer - fortrinsvis eng, slette- og søarealer, jf. tabel 12.3.1. Omkostninger til naturplejeforanstaltninger på de ubevoksede arealer kan groft skønnes til 150 kr./ha. For hele det ubevoksede areal kan de årlige omkostninger herefter opgøres til 15,4 ha · 150 kr./ha = 2.310 kr.

Den samlede budgetøkonomiske jordrente for hele projektområdets 159,9 ha kan endelig beregnes til - 2.310 kr. - 372.327 kr. = - 374.637 kr. svarende til en årlig jordrente på - 2.344 kr./ha.

EU-tilskud til beplantning af skovarealet

Det beregnede årlige jordrentetab for staten omfatter også udgifterne til beplantningen af skovarealet. Hertil yder EU imidlertid et tilskud svarende til 50 pct. af udgifterne - jf. EU Rådsforordning RFO 2080/92.

De samlede tilplantningsudgifter kan beregnes som summen af udgifterne til kulturanlæg for de forskellige træarter. Disse udgifter kan beregnes ud fra konsekvensskemaerne i afsnit 12.3.4 og appendiks 12.1 samt de i afsnit 12.4.1 og appendiks 12.2 angivne budgetøkonomiske priser. Resultatet af beregningerne er sammenfattet i tabel 12.5.2.

Det ses, at de samlede tilplantningsudgifter beløber sig til ca. 7,3 mill. kr. svarende til en gennemsnitlig udgift pr. ha på godt 50.000 kr. Tilplantningsudgifterne er fordelt på de to første driftsperioder, og nutidsværdien heraf kan med en kalkulationsrente på 7 pct. beregnes til 6.384.738 kr. Annuiseres dette beløb over en uendelig tidshorison, fås en årlig udgift på 446.932 kr.

EU refunderer som nævnt 50 pct. af tilplantningsudgifterne, hvilket i dette tilfælde svarer til en samlet refusion på 3,65 mill. kr. med en nutidsværdi på 3.192.369 kr. Ved at annuisere dette beløb fås ved en kalkulationsrente på 7 pct. en årlig refusionsindtægt for staten på 223.466 kr.

Tabel 12.5.2 Omkostninger til kulturanlæg for de otte driftsklasser fordelt på driftsperioder - kr. 1997-prisniveau

Omkostninger kulturanlæg									
Træart	Areal	Driftsperiode 0		Driftsperiode 1		Driftsperiode 2		I alt	
	ha	kr./ha	I alt (kr.)	kr./ha	I alt (kr.)	kr./ha	I alt (kr.)	kr./ha	I alt (kr.)
Eg	62,4	40.372	2.519.213	7.764	484.492	7.931	494.894	56.067	3.498.599
Bøg	32,6	44.249	1.442.527	11.440	372.928	7.931	258.551	63.620	2.074.005
Ask	10,0	23.032	230.324	12.877	128.768			35.909	359.092
Birk	3,1	10.371	32.150	2.472	7.663			12.843	39.813
Rødgran	12,5	16.299	203.743	3.645	45.567			19.945	249.310
Skovfyr	8,1	18.121	146.783	1.978	16.020			20.099	162.803
Thuja	5,4	29.784	160.836	7.347	39.672	2.813	15.191	39.944	215.699
Nobilis	10,3	28.378	292.294	40.508	417.232			68.886	709.527
I alt	144,4		5.027.870		1.512.342		768.636		7.308.848
Pr. ha			34.819		10.473		5.323		50.615

Anm. Omkostningerne til kulturanlæg for nobilis i periode 2 er sat til 0 kr., da der hovedsageligt er tale om driftsudgifter til gødskning mv. og ikke egentlige tilplantningsudgifter

Sparede landbrugssubsidier

I tabel 12.5.3 er der gennemført en beregning af de samlede tilskud til landbrugsproduktionen. Tilskuddene er fordelt på tilskud fra hhv. EU og den danske stat. Opgørelserne pr. ha er overført fra konsekvenskemaerne - jf. afsnit 12.3.5 - og de samlede sparede tilskud er herefter beregnet ved at multiplicere disse opgørelser med de enkelte afgrødearealer. Tilskuddene er fordelt på EU og Danmark efter følgende retningslinier. Tilskud, som ikke er nærmere specificeret, antages overvejende at være EU-tilskud. Generelle tilskud antages at være ligeligt fordelt mellem EU-tilskud og danske tilskud. Arealtilskud er rene EU-tilskud.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Af tabellen ses, at de samlede landbrugssubsidier for hele projektområdet årligt har beløbet sig til godt 347.000 kr. Heraf udgjorde de samlede danske tilskud 1.000 kr., mens de samlede EU-tilskud udgjorde godt 346.000 kr.

Tabel 12.5.3 Tilskud til den hidtidige landbrugsproduktion fordelt på EU og danske tilskud.

Afgrøde	ha	Ej specificeret (EU)	Generelle tilskud (DK+EU)	Areal- tilskud (EU)	Tilskud EU	Tilskud DK	I alt
Kr./ha for de enkelte afgrøder							
Rug		2.170			2.170		2.170
Vårbyg			26	2.117	2.130	13	2.143
Hvede			22	2.151	2.162	11	2.173
Vinterbyg		2.174			2.174		2.174
Raps			27	3.618	3.632	14	3.645
Ærter			10	3.056	3.061	5	3.066
Roer			22		11	11	22
Kartofler		173			173		173
Kr. i alt for de enkelte afgrøder							
Rug	52,5	113.851			113.851		113.851
Vårbyg	40,1		1.041	84.786	85.307	521	85.827
Hvede	24,0		529	51.689	51.953	264	52.217
Vinterbyg	16,0	34.827			34.827		34.827
Raps	9,6		260	34.776	34.906	130	35.036
Ærter	8,0		80	24.479	24.519	40	24.559
Roer	4,8		106		53	53	106
Kartofler	4,8	831			831		831
I alt 159,8 ha					346.247	1.008	347.254
Gennemsnit pr. ha					2.167	6,31	2.173

Udgift til erhvervelsen af skovarealet

Opkøbet af arealerne til Vollerup skov blev foretaget i perioden 1992 til 1996. I alt er 209,8 ha overvejende landbrugsjord blevet opkøbt for et totalbeløb på 9.634.000 kr. - svarende til en gennemsnitlig pris på 45.929 kr./ha. Til brug for beregningerne i dette eksempel kan den samlede anskaffelsespris for projektområdet derfor beregnes til 159,8 ha · 45.929 kr./ha = 7.339.454 kr. Annuiseres denne udgift over projektets uendelige tidshorisont med en kalkulations-

rente på 7 pct., fås en årlig arealerhvervelsesudgift på 513.762 kr. Ved en kalkulationsrente på 5 pct. bliver den årlige udgift 366.973 kr., og ved en kalkulationsrente på 9 pct. 660.551 kr.

Udlejning af jagtrettigheder

Der tages udgangspunkt i de vejledende jagtlejeniveauer, der blev angivet i afsnit 12.4.1. Den årlige jagtleje i skovalternativet er her angivet til i gennemsnit at være 425 kr./ha. Når dette beløb reduceres med momsandelen på 20 pct. fås en årlig jagtlejeindtægt på 340 kr./ha, eller 54.332 kr. årligt for hele området.

Sammenfatning

Skovrejsningsprojektets budgetøkonomiske konsekvenser for staten er sammenfattet i tabel 12.5.4.

Det ses, at statens årlige udgift ved skovrejsningsprojektet kan beregnes til 609.600 kr.

Tabel 12.5.4 De årlige budgetøkonomiske konsekvenser for staten - kr. 1997-prisniveau

Jordrenteindtjening	- 374.600
EU-tilskud til beplantning	+ 223.500
Sparede landbrugssubsidier	+ 1.000
Udgifter til erhvervelsen af arealet	- 513.800
Udlejning af jagt	+ 54.300
I alt	- 609.600

Anm.: Den årlige jordrenteindtjening, EU-tilskuddet til beplantning samt udgiften til erhvervelsen af arealet er beregnet ved brug af en kalkulationsrente på 7 pct.

12.5.2 Landbrugerne

Etableringen af Vollerup Skov påvirker økonomien for områdets landbrugere på følgende måde:

- Mistet jordrenteindtjening
- Mistede jagtlejeindtægter
- Indtægter fra salg af arealer

Mistet jordrenteindtjening

Beregningen af den mistede budgetøkonomiske jordrente for landbrugerne ved etableringen af Vollerup Skov baseres ligesom den velfærdsøkonomiske beregning på oplysningerne om projektets produktionsmæssige konsekvenser

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

- jf. konsekvenskemaerne i afsnit 12.3.5. De reale konsekvenser tillægges budgetøkonomiske priser, og den budgetøkonomiske jordrente beregnes på fuldstændig tilsvarende vis som den velfærdsøkonomiske. Fastsættelsen af de budgetøkonomiske priser er omtalt i forbindelse med den velfærdsøkonomiske analyse - jf. afsnit 12.4.2 - og et eksempel på beregningen af den budgetøkonomiske jordrente blev vist for rug i tabel 12.4.5.

De budgetøkonomiske jordrenteberegninger er sammenfattet i tabel 12.5.5. Det ses, at jordbrugerne hvert år vil miste en jordrenteindtjening på knap 89.000 kr.

Tabel 12.5.5 Budgetøkonomisk jordrente pr. ha samt for hele det hidtidige dyrkede areal for de enkelte afgrøder

Afgrøder	Areal (ha)	Årlig jordrente pr. ha	I alt
Rug	52,5	1.144	60.060
Vårbyg	40,1	-504	-20.210
Hvede	24,0	-491	-11.784
Vinterbyg	16,0	-325	-5.200
Vinterraps	9,6	2.008	19.277
Ærter	8,0	941	7.528
Sukkerroer	4,8	1.340	6.432
Kartofler	4,8	6.818	32.726
I alt	159,8		88.829
Gns. pr. ha			556

Mistede jagtlejeindtægter

Den gennemsnitlige jagtlejeindtægt for jagt på agerjord er på Øerne ca. 180 kr./ha, ekskl. moms. Landbrugerne i området mister derfor en potentiel årlig jagtlejeindtægt på ca. 28.800 kr.

Indtægter fra salg af arealer

I afsnit 12.5.1 blev statens udgifter til køb af arealer omregnet - annuieret med en kalkulationsrente på 7 pct. - til en årlig udgift på 513.761 kr. Dette beløb repræsenterer en indtægt for landbrugerne.

Sammenfatning

Skovrejsningsprojektets budgetøkonomiske konsekvenser for landbrugerne er sammenfattet i tabel 12.5.6.

Tabel 12.5.6 De årlige budgetøkonomiske konsekvenser for landbrugerne - kr. 1997-prisniveau

Jordreteindtjening	- 88.800
Jagtlejeindtægter	- 28.800
Indtægter fra salg af arealer	+ 513.800
I alt	+ 396.200

Anm.: Indtægten fra salget af arealet er omregnet til en annuitet ved brug af en kalkulationsrente på 7 pct.

Det ses, at landbrugernes årlige nettoindtægt ved at sælge landbrugsjorden kan beregnes til 396.200 kr.

12.5.3 EU

Reduktionen af landbrugsproduktionen medfører, at EU sparer udgifter til landbrugsstøtte - jf. afsnit 12.5.1, hvor den årlige besparelse blev opgjort til 346.247 kr.

Til gengæld refunderer EU, som omtalt i afsnit 12.5.1, 50 pct. af udgifterne til beplantning af skovarealet. Dette tilskud blev i afsnit 12.5.1 beregnet til en årlig udgift for EU på 223.466 kr.

Samlet set indebærer skovrejsningsprojektet derfor en årlig nettoindtægt/gevinst for EU på 122.800 kr.

12.5.4 Husholdningerne

Husholdningerne påvirkes ikke umiddelbart økonomisk af skovrejsningen; men det er dem, der får gavn af de miljømæssige gevinster - først og fremmest de forbedrede rekreative muligheder, men muligvis også i form af andre forøgede forbrugsmuligheder. Den reducerede næringsstof-, pesticid- og CO₂-belastning giver således mulighed for at reducere omkostningerne til alternative reduktionsforanstaltninger.

12.5.5 De samlede budgetøkonomiske konsekvenser

Projektets budgetøkonomiske konsekvenser er sammenfattet i tal 12.5.7. Det ses, at såvel landbrugerne som EU har en økonomisk gevinst af projektet, mens staten lider et økonomisk tab.

Tabel 12.5.7 De samlede årlige budgetøkonomiske konsekvenser for de berørte samfundsgupper ved etablering af Vollerup skov som et statsligt skovrejsningsprojekt - kr. 1997-prisniveau

Staten	- 609.600
Landbrugerne	+ 396.200
EU	+ 122.800

12.6 Privat skovrejsning

De velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske analyser af Vollerup skov er gennemført under forudsætning af, at skoven etableres som et statsligt skovrejsningsprojekt. Der er imidlertid også mulighed for at gennemføre privat skovrejsning, og det skal derfor afslutningsvis kort diskuteres, hvilke konsekvenser det ville have for de beskrevne resultater, at Vollerup skov i stedet var blevet etableret som et privat skovrejsningsprojekt.

12.6.1 Velfærdsøkonomi

Det velfærdsøkonomiske tab ved at reducere landbrugsproduktionen vil være det samme, uanset om der er tale om et statsligt eller et privat skovrejsningsprojekt. Derimod vil det velfærdsøkonomiske resultat af skovdriften formentlig blive bedre i forbindelse med privat skovrejsning end i forbindelse med statslig. Dette skyldes, at en privat skovejer sandsynligvis i højere grad vil tilrettelægge skovdriften ud fra kommercielle hensyn. Til gengæld er der risiko for, at nogle af de miljømæssige gevinster bliver mindre - især dem der vedrører mulighederne for friluftaktiviteter.

I følge skovloven er der i tilknytning til offentligt ejede skove en særlig forpligtelse til i forbindelse med driften at tage landskabelige, natur- og kulturhistoriske, miljøbeskyttende og rekreative hensyn. I tilknytning til privat skovrejsning er der ikke en sådan forpligtelse, og det må derfor antages, at der generelt i mindre grad tages sådanne flersidige hensyn. Såfremt Vollerup skov havde været et privat skovrejsningsprojekt, ville den etablerede skov antageligt på en række områder have adskilt sig fra den aktuelle skov. Træartssammensætningen ville formodentlig være kendetegnet ved en lavere andel af løvtræer og en højere andel af pyntegrønt, og der ville sikkert være valgt mere intensive driftsformer karakteriseret ved kortere omdriftsaldre og muligvis mindre indblanding i bevoksningerne. Det må ligeledes antages, at der i et privat skovrejsningsprojekt ville blive lagt mindre vægt på publikumsfaciliteter og på at sikre gode adgangsmuligheder. Endelig ville der sandsynligvis blive lagt mindre vægt på landskabelige tiltag/indpasning. Foreløbige resultater fra en igangværende evaluering af den gennemførte skovrejsning siden 1989 peger dog mere i retning af, at den største forskel på private og statslige skovrejsning i denne periode har været skalaen, således at private skovrejsningsprojekter arealmæssigt er mindre end statslige.

En højere andel af pyntegrønt og et mere rentabelt træartsvalg indebærer, at det velfærdsøkonomiske driftsresultat formentlig vil være bedre i forbindelse et privat skovrejsningsprojekt end i forbindelse med et statsligt. Driftsresultatet forbedres sandsynligvis også gennem et større forbrug af pesticider og kunstgødning. Til gengæld begrænser dette den opnåede velfærdsøkonomiske ge-

vinst med hensyn til pesticid- og næringsstofbelastningen. Da også den velfærdsøkonomiske gevinst med hensyn til mulighederne for friluftaktiviteter reduceres ved privat skovrejsning, er det ikke muligt umiddelbart at afgøre, om det samlede velfærdsøkonomiske resultat bliver bedre eller dårligere ved privat skovrejsning frem for statslig.

12.6.2 Budgetøkonomi

Fra et budgetøkonomisk synspunkt er den mest markante forskel på et statsligt og et privat skovrejsningsprojekt finansieringsformen. Privat skovrejsning kan delvis finansieres via statslige tilskud. Tilskuddets størrelse afhænger bl.a. af træartsvalget, kulturmetoden og af, om skovrejsningen sker i et af amterne udpeget skovrejsningsområde.

Hvis den private skovrejsning finder sted i et sådant område, udgør tilskuddet hhv. 22.000 kr./ha og 14.000 kr./ha for plantning af løvtræ og nåletræ - dog ikke pyntegrønt. De tilsvarende tilskud til privat skovrejsning uden for et skovrejsningsområde er henholdsvis 14.000 kr./ha og 9.000 kr./ha. Tilskuddene udbetales i to rater - 1. rate udbetales, når projektet påbegyndes, og 2. rate udbetales, når projektet er gennemført. Hertil kommer et tilskud for pesticidfrit anlæg og for pleje af kulturerne på enten 2.500 kr./ha eller 4.000 kr./ha, afhængigt af om der anvendes dybdepløjning eller ej ved kulturanlæg. Ved hegning ydes et tilskud på 15 kr./meter hegn, og ved forberedende undersøgelser kan der ydes tilskud til lokalitetskortlægning og udarbejdelse af kortmateriale. Endelig kan der i skovrejsningsområder ydes en årlig indkomstkompensation på 2.600 kr./ha i 20 år ved skovrejsning på landbrugsjorder. Indkomstkompensationen medfinansieres af EU med 50 pct.

I det følgende præsenteres et forenklet regneeksempel for projektområdet, hvor der kun inddrages tilskud til plantning af løv- og nåletræskulturer, og det endvidere antages, at ingen af kulturerne anlægges pesticidfrit. Der antages heller ikke at være nogen forudgående lokalitetskortlægning eller udarbejdelse af kort. Det antages i eksemplet, at landbrugerne rejser skov på deres egen jord, og derfor ikke er nødt til at købe jord. Det antages desuden, at der ikke sker nogen naturpleje af de ubevoksede arealer.

Følgende parter påvirkes budgetøkonomisk af projektet

- Landbrugerne
- Staten
- EU

Landbrugerne

Det årlige budgetøkonomiske jordrentetab ved at indstille landbrugsdriften blev i afsnit 12.5.2 opgjort til knapt 89.000 kr. Hertil kommer et maksimalt jordrentetab i skovbruget på godt 372.000 kr. om året - jf. afsnit 12.5.1 - et tab der formentlig vil være noget mindre, når der er tale om privat skovrejsning. Endelig kan landbrugerne forvent en gevinst fra udlejning af jagttrettigheder på godt 25.000 kr. om året - $(340 \text{ kr./ha} - 180 \text{ kr./ha}) \cdot 159,8 \text{ ha} = 25.568 \text{ kr.}$ Alt i alt kan landbrugerne komme til at lide et samlet jordrentetab på op til 435.000 kr. om året. Jordrentetabene modsvares imidlertid som omtalt af tilskud fra staten og EU.

Idet der ikke ydes tilskud til plantning af nobilis, ydes der i projektområdet tilskud til $(144,4 \text{ ha} - 10,3 \text{ ha} = 134,1 \text{ ha})$ skovtilplantning fordelt på 108,1 ha løvskov og 26,0 ha nåleskov. Tilskuddet til anlæg og pleje af kulturene bliver således i alt på $(108,1 \text{ ha} \cdot 22.000 \text{ kr./ha} + 26,0 \text{ ha} \cdot 14.000 \text{ kr./ha}) = 2.742.200 \text{ kr.}$ Tilskuddet udbetales i to rater, og den samlede første rate bliver for arealet $(108,1 \text{ ha} \cdot 14.000 \text{ kr./ha} + 26,0 \text{ ha} \cdot 9.000 \text{ kr./ha}) = 1.747.400 \text{ kr.}$ Anden rate, som udbetales ca. 3 år efter projektets start, bliver i alt på $(108,1 \text{ ha} \cdot 8.000 \text{ kr./ha} + 26,0 \text{ ha} \cdot 5.000 \text{ kr./ha}) = 994.800 \text{ kr.}$ Nutidsværdien af de to udbetalte rater er med en kalkulationsrente på 7 pct. lig med $(1.747.400 \text{ kr.} + 994.800 \text{ kr.} \cdot 1,07^{-3}) = 2.559.453 \text{ kr.}$ Dette beløb kan omregnes til en annuitet på 179.162 kr./år. over en uendelig tidshorisont og med en rentefod på 7 pct.

Med hensyn til hegning antages det, at driftsklasserne eg, bøg og thuja indhegnes som angivet i modellerne for kulturanlæg - jf. tabel 12.3.2 og appendiks 12.1. Hegningsomkostningerne er angivet for 1 ha store og omtrent kvadratiske bevoksninger, og der antages derfor at blive opsat 400 meter hegn for hver hektar bevoksning. Den samlede hegningens længde kan herefter beregnes som arealet af eg (62,4 ha), bøg (32,6 ha) og thuja (5,4 ha), i alt 100,4 ha multipliceret med 400 meter/ha - altså i alt 40.160 meter hegn. Tilskuddet til hegning er som omtalt 15 kr./meter hegn, og det samlede tilskud bliver derfor 602.400 kr. for projektområdet. Omregnes dette beløb til en annuitet ved en uendelig tidshorisont og en rentefod på 7 pct., svarer dette for det samlede tilskudsberettigede areal til et årligt tilskud på 42.168 kr.

Da Vollerup Skov er placeret i et skovrejsningsområde, vil landbrugerne også i visse tilfælde kunne få indkomstkompensation ved at rejse skov på deres jorder. I øjeblikket er den årlige kompensation på 2.600 kr./ha i 20 år. Nutidsværdien af denne årlige indtægt over 20 år og er med en rentefod på 7 pct. lig med 27.544 kr./ha. For det samlede tilskudsberettigede område på 134,1 ha er nutidsværdien af den samlede indkomstkompensation $134,1 \text{ ha} \cdot 27.544 \text{ kr./ha} = 3.693.650 \text{ kr.}$ Omregnes dette beløb til en annuitet ved en uendelig tidshorisont og en rentefod på 7 pct., svarer det for det samlede tilskudsberettigede areal til en årlig indtægt på 258.556 kr. Halvdelen af dette beløb 129.278 kr. finansieres af EU.

Samlet kan landbrugerne således modtage et årligt tilskud til skovtilplantning, hegning og indkomstkompensation på op til 179.162 kr. + 42.168 kr. + 258.556 kr./år = 479.886 kr., hvor de 129.278 kr. finansieres af EU og resten af den danske stat. Disse tilskud kompenserer altså fuldt ud det beregnede jordrentetab på op til 435.000 kr. om året. Landbrugerne ville således have opnået en budgetøkonomisk gevinst på mindst 45.000 kr. om året - afhængigt af hvor intensivt skoven drives - ved at have nedlagt landbrugsproduktionen i Vollerup-området og plantet skov i stedet.

Staten

Staten sparer tilskud til den reducerede landbrugsproduktion på ca. 1.000 kr. om året. Til gengæld yder den et årligt tilskud til den private skovrejsning på godt 350.000 kr.

EU

EU sparer tilskud til den reducerede landbrugsproduktion på godt 346.000 kr. om året. Til gengæld yder EU et årligt tilskud til den private skovrejsning på godt 129.000 kr.

Tabel 12.6.1 De samlede årlige budgetøkonomiske konsekvenser for de berørte samfundsgrupper ved privat skovrejsning i Vollerup-området - kr. 1997-prisniveau

Landbrugerne	min. + 45.000
Staten	- 350.000
EU	+ 217.000

De beskrevne budgetøkonomiske overslag er sammenfattet i tabel 12.6.1. Sammenlignes resultaterne med de budgetøkonomiske konsekvenser af det statslige skovrejsningsprojekt - jf. tabel 12.5.7 - ses, at landbrugerne vinder væsentligt mere ved at nedlægge landbrugsproduktionen og sælge jorden til statslig skovrejsning end ved selv at igangsætte privat skovrejsning. Omvendt er det forbundet med færre udgifter for staten at støtte et privat skovrejsningsprojekt end selv at igangsætte det. Tilsvarende har EU en større gevinst ved at støtte privat skovrejsning end ved at støtte statslig.

Sammenfattende kan man sige, at for Vollerup-området har landbrugerne haft klare økonomiske incitamentter til at skille sig af med jorden til statslig skovrejsning, mens det formentlig bedre havde kunnet betale sig for staten og EU at støtte privat skovrejsning i området.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

APPENDIKS 12.1

Konsekvensskemaer for de forskellige træarter

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Konsekvenskema for eg - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

EG	Enhed	Driftsperiode												
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vedproduktion														
Andet gavntræ	kfm ¹						2,63	3,13	4,07	4,54	4,52	2,42		
Brænde, ukløvet	kfm				0,75	6,04	6,35	15,30	23,69	17,64	11,79	11,73	6,75	36,33
Junckerkævlér	kfm						2,63	9,39	15,37	14,52	14,44	13,51	79,28	
Kævlér 30-34 cm	kfm								2,71	4,54	4,52	3,86	1,41	
Kævlér 35-39 cm	kfm								0,90	2,28	2,26	5,79	30,19	
Kævlér 40-49 cm	kfm									0,45	0,45	3,86	83,53	
Kævlér 50-59 cm	kfm											0,48	41,76	
Kævlér >60 cm	kfm												9,20	
Svellekævlér	kfm							0,45	1,81	3,17	3,16	4,82	19,12	
Sankebrænde	kfm			1,89	6,04	6,35	5,69	2,68	1,36	1,81	1,81	2,42	17,69	
IUV ²	kfm			35,14	28,21	29,58	17,50	5,37	1,36	2,28	2,26	4,34	35,40	
Skovning & Transport														
Motorman. skovn. mask.	timer			0,8	6,0	6,3	18,7	29,7	27,4	22,8	22,7	17,0	97,2	
Motorman. skovn. arb.	timer			0,8	6,0	6,3	18,7	29,7	27,4	22,8	22,7	17,0	97,2	
Udkørsel mask.	timer			0,1	0,9	1,0	2,9	4,9	4,6	3,7	3,7	2,6	12,5	
Udkørsel arb.	timer			0,1	0,9	1,0	2,9	4,9	4,6	3,7	3,7	2,6	12,5	
Udslæbning mask.	timer									0,5	1,0	1,0	18,3	
Udslæbning arb.	timer									0,5	1,0	1,0	18,3	
Kulturanlæg														
Jordbearbejdning, mask.	timer	2,5												
Jordbearbejdning arb.	timer	2,5												
Forb. sprøjtn. mask.	timer	1,0												
Forb. sprøjtn. arb.	timer	1,0												
Plantning mask.	timer	8,0												
Plantning arb.	timer	8,0												
Plantning medhjælp	timer	16,0												
Mek. renholdelse mask.	timer	7,5	15,0											
Mek. renholdelse arb.	timer	7,5	15,0											
Efterbedring	timer		14,3											
Udrensning mask.	timer				40									
Udrensning arb.	timer				40									
Eftersyn af hegn	timer			4	2									
Planter	stk.	6.000	600											
Transport	kr.		208											
Hegn	kr.	11.463		2.605										

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Konsekvensskema for ask - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

ASK	Enhed	Driftsperiode								
		0	1	2	3	4	5	6	7	
Vedproduktion										
Brænde, ukløvet	kfm ¹			0,42	14,31	27,08	33,47	23,33	53,61	
Junckerkævlér	kfm					2,50	11,81	15,69	51,81	
Kævlér 25-29 cm	kfm						0,97	2,92	5,42	
Kævlér 30-34 cm	kfm							1,39	14,31	
Kævlér 35-39 cm	kfm								12,50	
Kævlér 40-49 cm	kfm								10,69	
Kævlér 50-59 cm	kfm								5,42	
Sankebrænde	kfm			0,97	7,08	6,39	1,53	1,94	8,89	
IUV ²	kfm			16,81	26,11	13,33	1,53	2,36	16,11	
Skovning & Transport										
Motorman. skovn. mask.	timer			0,4	14,3	27,8	37,2	28,9	78,8	
Motorman. skovn. arb.	timer			0,4	14,3	27,8	37,2	28,9	78,8	
Udkørsel mask.	timer			0,1	2,2	4,3	6,1	4,9	12,7	
Udkørsel arb.	timer			0,1	2,2	4,3	6,1	4,9	12,7	
Udslæbning mask.	timer							0,1	0,4	4,8
Udslæbning arb.	timer							0,1	0,4	4,8
Kulturanlæg										
Jordbearbejdning, mask.	timer	2,5								
Jordbearbejdning arb.	timer	2,5								
Forb. sprøjt. mask.	timer	1								
Forb. sprøjt. arb.	timer	1								
Plantning mask.	timer	5,3								
Plantning arb.	timer	5,3								
Plantning medhjælp	timer	10,6								
Mek. renholdelse mask.	timer	7,5	15							
Mek. renholdelse arb.	timer	7,5	15							
Efterbedring	timer		11,6							
Planter	stk.	4.000	400							
Transport	kr.	208								
Musetjæring	kr.		4.273							
Vildtafværgning	kr.	1.042	2.084							
Selvfornyelse										
		s0	s1	s2	s3					
Pladsrydning mask.	timer	3								
Pladsrydning arb.	timer	3								
Jordbearbejdning mask.	timer	3								
Jordbearbejdning arb.	timer	3								
Kemikalier	kr.	938	1.146							
Udbringning mask.	timer		1,5							
Udbringning arb.	timer		1,5							
Grenknusning mask.	timer			3,8						
Grenknusning arb.	timer			3,8						
Udrensning mask.	timer			18	18					
Udrensning arb.	timer			18	18					

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

Konsekvensskema for birk - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

BIRK	Enhed	Driftsperiode								
		0	1	2	3	4	5	6	7	8
Vedproduktion										
Brænde, ukløvet	kfm ¹			0,65	16,13	37,74	27,10	15,81	13,87	65,81
Junckerkævler	kfm					7,74	18,06	19,35	10,00	47,42
Kævler 25-29 cm	kfm						3,23	5,16		
Kævler 30-34 cm	kfm						1,61	4,84	1,94	2,26
Kævler 35-39 cm	kfm							0,97	3,23	9,03
Kævler 40-49 cm	kfm							0,65	8,71	45,16
Kævler 50-59 cm	kfm								2,26	15,81
Kævler >60 cm	kfm								0,32	6,77
Sankebrænde	kfm			1,61	8,06	3,23	2,26	2,58	2,26	11,29
IUV ²	kfm			28,06	29,35	6,77	2,90	3,23	4,84	22,58
Skovning & Transport										
Motorman. skovn. mask.	timer			0,6	16,1	40,1	33,5	23,9	20,2	95,8
Motorman. skovn. arb.	timer			0,6	16,1	40,1	33,5	23,9	20,2	95,8
Udkørsel mask.	timer			0,1	2,4	6,4	5,7	4,1	3,0	14,1
Udkørsel arb.	timer			0,1	2,4	6,4	5,7	4,1	3,0	14,1
Udslæbning mask.	timer						0,5	1,1	1,6	7,8
Udslæbning arb.	timer						0,5	1,1	1,6	7,8
Kulturanlæg										
Jordbearbejdning, mask.	timer	2,5								
Jordbearbejdning arb.	timer	2,5								
Forb. sprøjt. mask.	timer	1,0								
Forb. sprøjt. arb.	timer	1,0								
Plantning mask.	timer	3,0								
Plantning arb.	timer	3,0								
Plantning medhjælp	timer	6,0								
Slåning	timer	24,0	24,0							
Planter	stk.	2.250								
Transport	kr.	208								
Selvforryngelse										
		s0	s1	s2	s3					
Pladsrydning mask.	timer	3								
Pladsrydning arb.	timer	3								
Jordbearbejdning mask.	timer	3								
Jordbearbejdning arb.	timer	3								
Kemikalier	kr.	938	1.146							
Udbringning mask.	timer		1,5							
Udbringning arb.	timer		1,5							
Grenkhusning mask.	timer			3,8						
Grenkhusning arb.	timer			3,8						
Udrensning mask.	timer			18	18					
Udrensning arb.	timer			18	18					

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Konsekvensskema for rødgran - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

RØDGRAN	Enhed	Driftsperiode							
		0	1	2	3	4	5	6	7
Vedproduktion									
Cellulose, gran	kfm ¹			0,64	14,24	55,12	28,32	22,16	61,60
Cellulose, tall	kfm			0,64	9,20	22,88	12,80	12,00	26,00
Emballagetræ	kfm					0,80	12,80	12,40	15,60
Korttømmer	kfm				1,36	8,64	21,28	13,68	
Langtømmer, 16-20	kfm					1,04	13,84	12,00	
Langtømmer, 21-25	kfm						12,40	21,28	21,84
Langtømmer, 26-30	kfm						2,96	11,12	87,76
Langtømmer, >30	kfm						0,48	2,88	197,36
Skovflis	kfm			2,64	19,60	2,00			
Spånpladetræ	kfm				0,96	5,04	16,32	9,92	36,40
IUV ²	kfm			9,28	73,36	30,48	6,32	6,64	73,68
Skovning & Transport									
Motorman. skovn. mask.	timer						1,0	4,2	85,5
Motorman. skovn. arb.	timer						1,0	4,2	85,5
Maskinskovn. mask.	timer			0,5	5,9	11,4	12,1	10,3	18,9
Maskinskovn. arb.	timer			0,5	5,9	11,4	12,1	10,3	18,9
Udkørsel mask.	timer			0,1	2,5	8,9	8,8	6,7	13,4
Udkørsel arb.	timer			0,1	2,5	8,9	8,8	6,7	13,4
Udslæbning mask.	timer					0,1	2,8	4,0	22,2
Udslæbning arb.	timer					0,1	2,8	4,0	22,2
Flishugning mask.	timer			0,4	3,3	0,3			
Flishugning arb.	timer			0,4	3,3	0,3			
Kulturanlæg									
Jordbearbejdning, mask.	timer		2,5						
Jordbearbejdning arb.	timer		2,5						
Forb. sprøjt. mask.	timer		1,0						
Forb. sprøjt. arb.	timer		1,0						
Plantning mask.	timer		5,3						
Plantning arb.	timer		5,3						
Plantning medhjælp	timer		10,6						
Mek. renholdelse mask.	timer		7,5						
Mek. renholdelse arb.	timer		7,5						
Efterbedring	timer			9,1					
Planter	stk.	4.000	400						
Vildtafværgning	kr.	938	1.877						
Transport	kr.	208							
Rodhalsprøjtning	kr.	1.251							
Skærmforyngelse									
Pladsrydning mask.	timer	s0	s1	s2	s3				
Pladsrydning arb.	timer	3							
Jordbearbejdning mask.	timer	3							
Jordbearbejdning arb.	timer	3							
Kemikalier	kr.	938	1.146						
Udbringning mask.	timer		1,5						
Udbringning arb.	timer		1,5						
Grenknusning mask.	timer			3,8					
Grenknusning arb.	timer			3,8					
Udrensning mask.	timer			18	18				
Udrensning arb.	timer			18	18				

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

Konsekvensskema for skovfyr - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

SKOVFYR	Enhed	Driftsperiode													
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Vedproduktion															
Cellulose, gran	kfm ¹				0,49	11,85	18,27	19,38	8,15	6,54	3,70	3,70	3,83	37,41	
Cellulose, tall	kfm				0,49	5,56	5,06	5,43	3,58	3,46	1,54	1,54	1,60	15,56	
Emballagetræ	kfm							0,99	1,11	3,58	3,46	2,47	2,47	0,99	9,38
Korttømmer	kfm					1,73	3,33	3,58	6,42	3,83	2,16	2,16			
Langtømmer, 16-20	kfm						1,36	1,48	3,95	3,46	0,93	0,93			
Langtømmer, 21-25	kfm								2,84	5,80	3,09	3,09	1,60	15,56	
Langtømmer, 26-30	kfm								0,37	2,72	7,10	7,10	5,68	56,17	
Langtømmer, >30	kfm									0,74	4,32	4,32	11,36	112,35	
Skovflis	kfm				1,85	0,62									
Spånpladetræ	kfm						1,11	1,36	1,48	4,94	2,72	2,47	2,22	21,85	
IUV ²	kfm				6,54	8,15	3,33	3,58	1,73	1,73	6,17	6,17	4,44	43,70	
Skovning & Transport															
Motorman. skovn. mask.	timer									0,1	1,0	3,4	3,4	5,1	50,6
Motorman. skovn. arb.	timer									0,1	1,0	3,4	3,4	5,1	50,6
Maskinskovn. mask.	timer			0,4	2,5	3,5	3,8	3,5	2,9	1,7	1,7	1,2	1,2	9,1	
Maskinskovn. arb.	timer			0,4	2,5	3,5	3,8	3,5	2,9	1,7	1,7	1,2	1,2	9,1	
Udkørsel mask.	timer			0,1	1,9	2,8	3,0	2,6	1,9	1,2	1,2	0,8	0,8	8,1	
Udkørsel arb.	timer			0,1	1,9	2,8	3,0	2,6	1,9	1,2	1,2	0,8	0,8	8,1	
Udslæbning mask.	timer						0,2	0,2	0,7	1,1	1,2	1,2	1,4	13,3	
Udslæbning arb.	timer						0,2	0,2	0,7	1,1	1,2	1,2	1,4	13,3	
Flishugning mask.	timer				0,3	0,1									
Flishugning arb.	timer				0,3	0,1									
Kulturanlæg															
Jordbearbejdning, mask.	timer	2,5													
Jordbearbejdning arb.	timer	2,5													
Forb. sprøjt. mask.	timer	1,0													
Forb. sprøjt. arb.	timer	1,0													
Plantning mask.	timer	5,3													
Plantning arb.	timer	5,3													
Plantning medhjælp	timer	10,6													
Mek. renholdelse mask.	timer	7,5													
Mek. renholdelse arb.	timer	7,5													
Efterbedring	timer		8,4												
Planter	stk.	4.000	400												
Transport	kr.	208													
Rodhalsprøjtning	kr.	1.251													
Selvfornyelse															
		s0	s1	s2	s3										
Pladsrydning mask.	timer	3													
Pladsrydning arb.	timer	3													
Jordbearbejdning mask.	timer	3													
Jordbearbejdning arb.	timer	3													
Kemikalier	kr.	938	1.146												
Udbringning mask.	timer		1,5												
Udbringning arb.	timer		1,5												
Grenknusning mask.	timer			3,8											
Grenknusning arb.	timer			3,8											
Udrensning mask.	timer				18	18									
Udrensning arb.	timer				18	18									

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Konsekvensskema for thuja - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

THUJA	Enhed	Driftsperiode						
		0	1	2	3	4	5	6
Vedproduktion								
Cellulose, gran	kfm ¹				4,07	4,44	39,81	84,44
Cellulose, tall	kfm				4,07	4,44	18,52	36,67
Emballagetræ	kfm							36,67
Korttømmer	kfm						5,93	66,11
Langtømmer, 16-20	kfm							40,37
Langtømmer, 21-25	kfm							29,44
Langtømmer, 26-30	kfm							3,70
Skovflis	kfm				15,93	17,96	2,04	
Spånpladetræ	kfm						3,89	51,48
IUV ²	kfm				55,93	62,59	27,22	18,33
Skovning & Transport								
Motorman. skovn. mask.	timer							1,1
Motorman. skovn. arb.	timer							1,1
Maskinskovn. mask.	timer				3,3	3,7	8,5	27,5
Maskinskovn. arb.	timer				3,3	3,7	8,5	27,5
Udkørsel mask.	timer				0,8	0,9	6,6	26,5
Udkørsel arb.	timer				0,8	0,9	6,6	26,5
Udslæbning mask.	timer							7,2
Udslæbning arb.	timer							7,2
Flishugning mask.	timer				2,7	3,0	0,3	
Flishugning arb.	timer				2,7	3,0	0,3	
Kulturanlæg								
Jordbearbejdning, mask.	timer	2,5						
Jordbearbejdning arb.	timer	2,5						
Forb. sprøjt. mask.	timer	1						
Forb. sprøjt. arb.	timer	1						
Plantning mask.	timer	5,3						
Plantning arb.	timer	5,3						
Plantning medhjælp	timer	10,6						
Mek. renholdelse mask.	timer	7,5	15					
Mek. renholdelse arb.	timer	7,5	15					
Efterbedring	timer		14,9					
Eftersyn af hegn	timer		4	2				
Planter	stk.	4.000	600					
Hegn	kr.	11.463		2.605				
Transport	kr.	208						
Rodhalssprøjtning	kr.	1.251						

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

Konsekvensskema for nobilis - produktion samt produktionsfaktor- og råvareforbrug pr. ha

NOBILIS	Enhed	Driftsperiode					
		0	1	2	3	4	5
Vedproduktion							
Cellulose, gran	kfm ¹				30,39	20,00	71,36
Cellulose, tall	kfm				14,08	8,74	29,71
Emballagetræ	kfm					8,74	47,57
Korttømmer	kfm				4,47	15,63	41,65
Langtømmer, 16-20	kfm					9,61	17,86
Langtømmer, 21-25	kfm					6,99	59,51
Langtømmer, 26-30	kfm					0,87	136,80
Langtømmer, >30	kfm						83,30
Skovflis	kfm				1,46		
Spånpladetræ	kfm				3,01	12,14	47,57
IUV ²	kfm				20,78	4,37	59,51
Pyntegrønt							
Klip i alt	kg			26.500	41.500	33.500	30.500
Juletræer	stk.		125	125			
Skovning & Transport							
Motorman. skovn. mask.	timer					0,3	66,0
Motorman. skovn. arb.	timer					0,3	66,0
Maskinskovn. mask.	timer				6,4	8,4	25,2
Maskinskovn. arb.	timer				6,4	8,4	25,2
Udkørsel mask.	timer				5,0	6,3	22,9
Udkørsel arb.	timer				5,0	6,3	22,9
Udslæbning mask.	timer					1,7	22,4
Udslæbning arb.	timer					1,7	22,4
Flishugning mask.	timer				0,2		
Flishugning arb.	timer				0,2		
Pyntegrøntshøst mask.	timer		19,0	644,0	1.017,0	839,0	766,0
Pyntegrøntshøst arb.	timer		19,0	644,0	1.017,0	839,0	766,0
Kulturanlæg							
Jordbearbejdning, mask.	timer	2,5					
Jordbearbejdning arb.	timer	2,5					
Forb. sprøjt. mask.	timer	1,0					
Forb. sprøjt. arb.	timer	1,0					
Plantning mask.	timer	6,7					
Plantning arb.	timer	6,7					
Plantning medhjælp	timer	13,4					
Planter	stk.	5.000	1.000				
Snudebillebekæmpelse	kr.	2.293					
Renholdelse	kr.	1.355	26.678				
Gødskning	kr.	0	4.273	8.545	8.545	8.545	8.545
Div. uspecificeret	kr.	625	5.627	6.253	6.253	6.253	6.253

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

APPENDIKS 12.2

Velfærdsøkonomiske jordrenteberegninger for skovbruget

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for plantet eg

EG	Pris/ enhed kr.	NAF	Bereg. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning – kr. pr. driftsperiode												
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vedproduktion																
Andet gavntræ	457	1,17	535							1.406	1.672	2.178	2.427	2.418	1.295	
Brænde, ukløvet	309	1,17	362				273	2.187	2.297	5.541	8.575	6.388	4.270	4.247	2.442	13.152
Junckerkævlér	303	1,17	355							933	3.334	5.456	5.154	5.126	4.796	28.144
Kævlér 30-34 cm	557	1,17	652									1.765	2.955	2.945	2.516	919
Kævlér 35-39 cm	613	1,17	717									644	1.632	1.621	4.150	21.658
Kævlér 40-49 cm	690	1,17	807										362	362	3.116	67.388
Kævlér 50-59 cm	901	1,17	1.054												507	44.007
Kævlér >60 cm	1.212	1,17	1.419													13.049
Svellekævlér	461	1,17	540								242	978	1.713	1.705	2.605	10.323
Sankebrænde	195	1,17	228				431	1.378	1.448	1.298	611	311	413	413	552	4.037
Produktionsværdi i alt							704	3.566	3.745	9.178	14.434	17.719	18.927	18.836	21.979	202.677
Skovning & Transport																
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31				24	189	198	585	929	857	712	708	531	3.036
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121				91	728	765	2.256	3.581	3.303	2.744	2.731	2.047	11.708
Udkørsel mask.	550	1,25	688				78	629	661	2.026	3.359	3.189	2.577	2.563	1.770	8.565
Udkørsel arb.	134	1,17	157				18	144	151	463	767	728	588	585	404	1.956
Udslæbning mask.	150	1,25	188								8	101	194	193	349	3.438
Udslæbning arb.	122	1,17	143								6	77	147	147	266	2.617
Omk. skovn. & trans.							211	1.690	1.775	5.330	8.651	8.254	6.962	6.927	5.366	31.322

Fortsættes

Fortsat

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for plantet eg

EG	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode												
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Kulturanlæg																
Jordbearbej. mask.	155	1,25	194	484												
Jordbearbej. arb.	122	1,17	143	357												
Forb. sprøjtning mask.	170	1,25	213	213												
Forb. sprøjtning arb.	122	1,17	143	143												
Plantning mask.	190	1,25	238	1.900												
Plantning arb.	122	1,17	143	1.142												
Plantning medhjælp	103	1,17	121	1.928												
Mek. renhold. mask.	125	1,25	156	1.172	2.344											
Mek. renhold. arb.	122	1,17	143	1.071	2.141											
Efterbedring	103	1,17	121		1.726											
Udrensning mask.	25	1,25	31			1.250										
Udrensning arb.	103	1,17	121			4.820										
Eftersyn af hegn	103	1,17	121		482	241										
Planter	3,62	1,17	4,24	25.412	2.541											
Transport		1,25		260												
Hegn		1,17		13.412		3.048										
Omk. kulturanlæg				47.493	9.234	9.359										
Jordrente, plantning				-47.493	-9.234	-9.359	493	1.876	1.970	3.847	5.783	9.465	11.965	11.909	16.613	171.356

Noter: 1. Kubikmeter fastmasse
2. Ikke udnyttet vedmasse

Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefødder for eg – velfærdøkonomisk jordrente opgjort i 1997-prisniveau

EG	Velfærdøkonomisk beregning – kr. pr. driftsperiode												
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Jordrente, plantning	-47.493	-9.234	-9.359	493	1.876	1.970	3.847	5.783	9.465	11.965	11.909	16.613	171.356
Diskonteringsstid	0	5	15	25	35	45	55	65	75	85	95	105	114
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6391	0,5785	0,5237	0,4741	0,4292	0,3886	0,3518	0,3216
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2644	0,1968	0,1464	0,1089	0,0811	0,0603	0,0449	0,0344
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1113	0,0683	0,0419	0,0258	0,0158	0,0097	0,0060	0,0038
Plantning													
Diskonteret værdi (1%)	-47.493	-8.786	-8.062	385	1.324	1.259	2.226	3.029	4.488	5.136	4.627	5.844	55.114
Diskonteret værdi (3%)	-47.493	-7.966	-6.007	236	667	521	757	847	1.031	970	718	746	5.895
Diskonteret værdi (5%)	-47.493	-7.235	-4.502	146	340	219	263	243	244	189	116	99	658
	1%	3%	5%										
Nutidsværdi pr. omdrift	19.090	-49.079	-56.714										
Annuitet	276	-1519	-2.845										

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for selvforynget ask

ASK	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning kr. pr. driftsperiode							
				0	1	2	3	4	5	6	7
Vedproduktion											
Brænde, ukløvet	281	1,17	329			137	4.707	8.911	11.013	7.677	17.639
Junckerkævlér	298	1,17	348					871	4.114	5.469	18.052
Kævlér 25-29 cm	510	1,17	596						580	1.739	3.230
Kævlér 30-34 cm	569	1,17	666							925	9.526
Kævlér 35-39 cm	670	1,17	783								9.792
Kævlér 40-49 cm	876	1,17	1.025								10.959
Kævlér 50-59 cm	913	1,17	1.068								5.783
Sankebrænde	195	1,17	228			222	1.616	1.458	349	444	2.028
Produktionsværdi i alt						359	6.323	11.240	16.055	16.254	77.009
Skovning & Transport											
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31			13	447	870	1.163	903	2.463
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121			50	1.724	3.354	4.484	3.483	9.499
Udkørsel mask.	550	1,25	688			43	1.490	2.972	4.199	3.377	8.709
Udkørsel arb.	134	1,17	157			10	340	679	959	771	1.989
Udslæbning mask.	150	1,25	188						18	80	897
Udslæbning arb.	122	1,17	143						14	61	683
Omk. skovn. & trans						117	4.002	7.875	10.836	8.675	24.240
Kulturanlæg											
Jordbearbejdning, mask.	155	1,25	194	484							
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	357							
Forb. sprøjt. mask.	170	1,25	213	213							
Forb. sprøjt. arb.	122	1,17	143	143							
Plantning mask.	190	1,25	238	1.259							
Plantning arb.	122	1,17	143	757							
Plantning medhjælp	103	1,17	121	1.277							
Mek. renholdelse mask.	125	1,25	156	1.172	2.344						
Mek. renholdelse arb.	122	1,17	143	1.071	2.141						
Efterbedring	103	1,17	121		1.398						
Planter	4,05	1,17	4,74	18.954	1.895						
Transport		1,25		260							
Musetjæring		1,17			4.999						
Vildtafværgning		1,17		1.219	2.438						
Omk. kulturanlæg				27.165	15.216						
Jordrente 1. omdrift				-27.165	-15.216	242	2.321	3.365	5.219	7.578	52.770

Fortsættes

Fortsat

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for selvforynget ask

ASK	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning kr. pr. driftsperiode							
				0	1	2	3	4	5	6	7
Selvfornyelse											
Pladsrydning mask.	155	1,25	194	581							
Pladsrydning arb.	122	1,17	143	428							
Jordbearbejdning mask.	155	1,25	194	581							
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	428							
Kemikalier		1,25		1.173	1.433						
Udbringning mask.	170	1,25	213		319						
Udbringning arb.	122	1,17	143		214						
Grenknusning mask.	155	1,25	194			736					
Grenknusning arb.	122	1,17	143			542					
Udrensning mask.	25	1,25	31			563	563				
Udrensning arb.	103	1,17	121			2.169	2.169				
Omk. selvforyngelse				3.191	1.965	4.010	2.732				
Jordrente 2. omdrift				-3.191	-1.965	-3.768	-410	3.365	5.219	7.578	52.770

Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefodder for selvforynget ask - velfærdsøkonomisk jordrente opgjort i 1997-prisniveau

ASK	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode							
	0	1	2	3	4	5	6	7
Jordrente, plantning	-27.165	-15.216	242	2.321	3.365	5.219	7.578	52.770
Jordrente, selvforyngelse	-3.191	-1.965	-3.768	-410	3.365	5.219	7.578	52.770
Diskonteringsstid	0	5	15	25	35	45	55	64
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6391	0,5785	0,5290
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2644	0,1968	0,1508
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1113	0,0683	0,0440
Plantning								
Diskonteret værdi (1%)	-27.165	-14.477	209	1.810	2.375	3.335	4.384	27.914
Diskonteret værdi (3%)	-27.165	-13.125	156	1.109	1.196	1.380	1.491	7.958
Diskonteret værdi (5%)	-27.165	-11.922	117	685	610	581	518	2.324
Selvfornyelse								
Diskonteret værdi (1%)	-3.191	-1.870	-3.246	-320	2.375	3.335	4.384	27.914
Diskonteret værdi (3%)	-3.191	-1.695	-2.419	-196	1.196	1.380	1.491	7.958
Diskonteret værdi (5%)	-3.191	-1.540	-1.812	-121	610	581	518	2.324
				1%	3%	5%		
Nutidsværdi, plantning (1. omdrift)				-1.615	-27.001	-34.252		
Nutidsværdi, selvforyngelse				29.381	4.524	-2.632		
Annuitet, plantning (1. omdrift)				-33	-935	-1.777		
Annuitet, selvforyngelse				586	155	-136		
Kapitalværdi (2. omdrift og frem)				58.565	5.178	-2.722		
Nutidsværdi af kapitalværdi (2. omdrift og frem)				29.771	694	-99		
Samlet nutidsværdi (1. omdrift samt 2. omdrift og frem)				28.156	-26.307	-34.350		
Annuitet, samlet				282	-789	-1.718		

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for selvforynget birk

BIRK	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning								
				0	1	2	3	4	5	6	7	8
Vedproduktion												
Brænde, ukløvet	281	1,17	329			212	5.307	12.418	8.915	5.201	4.564	21.651
Junckerkævler	298	1,17	348					2.698	6.295	6.744	3.484	16.523
Kævler 25-29 cm	510	1,17	596						1.924	3.078		
Kævler 30-34 cm	569	1,17	666						1.074	3.222	1.289	1.504
Kævler 35-39 cm	670	1,17	783							758	2.527	7.076
Kævler 40-49 cm	876	1,17	1.025							661	8.925	46.280
Kævler 50-59 cm	913	1,17	1.068								2.411	16.876
Kævler >60 cm	507	1,17	593								191	4.015
Sankebrænde	195	1,17	228			368	1.840	736	515	589	515	2.576
Produktionsværdi i alt						580	7.147	15.851	18.723	20.253	23.907	116.500
Skovning & Transport												
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31			20	504	1.252	1.046	748	630	2.995
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121			78	1.944	4.828	4.035	2.884	2.430	11.550
Udkørsel mask.	550	1,25	688			67	1.680	4.398	3.912	2.814	2.048	9.715
Udkørsel arb.	134	1,17	157			15	384	1.005	893	643	468	2.219
Udslæbning mask.	150	1,25	188						90	216	305	1.467
Udslæbning arb.	122	1,17	143						68	164	233	1.117
Flishugning arb.	134	1,17	157									
Omk. skovn. & trans						180	4.512	11.483	10.045	7.469	6.113	29.062
Kulturanlæg												
Jordbearbejdning, mask.	155	1,25	194	484								
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	357								
Forb. sprøjt. mask.	170	1,25	213	213								
Forb. sprøjt. arb.	122	1,17	143	143								
Plantning mask.	190	1,25	238	713								
Plantning arb.	122	1,17	143	428								
Plantning medhjælp	103	1,17	121	723								
Slåning	103	1,17	121	2.892	2.892							
Planter	2,29	1,17	2,68	6.028								
Transport		1,25		260								
Omk. kulturanlæg				12.241	2.892							
Jordrente 1. omdrift				-12.241	-2.892	400	2.635	4.368	8.678	12.784	17.793	87.438

Fortsættes

Fortsat

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for selvforynget birk

BIRK	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning kr. pr. driftsperiode								
				0	1	2	3	4	5	6	7	8
Selvforyngelse												
Pladsrydning mask.	155	1,25	194	581								
Pladsrydning arb.	122	1,17	143	428								
Jordbearbejdning mask.	155	1,25	194	581								
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	428								
Kemikalier		1,25		1.173	1.433							
Udbringning mask.	170	1,25	213		319							
Udbringning arb.	122	1,17	143		214							
Grenknusning mask.	155	1,25	194			736						
Grenknusning arb.	122	1,17	143			542						
Udrensning mask.	25	1,25	31			563	563					
Udrensning arb.	103	1,17	121			2.169	2.169					
Omk. selvforyngelse				3.191	1.965	4.010	2.732					
Jordrente 2. omdrift				-3.191	-1.965	-3.611	-97	4.368	8.678	12.784	17.793	87.438

Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefødder for selvforynget birk - velfærdsøkonomisk jordrente opgjort i 1997-prisniveau

BIRK	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	
Jordrente, plantning	-12.241	-2.892	400	2.635	4.368	8.678	12.784	17.793	87.438	
Jordrente, selvforyngelse	-3.191	-1.965	-3.611	-97	4.368	8.678	12.784	17.793	87.438	
Diskonteringsstid	0	5	15	25	35	45	55	65	75	
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6391	0,5785	0,5237	0,4789	
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2644	0,1968	0,1464	0,1122	
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1113	0,0683	0,0419	0,0270	
Plantning										
Diskonteret værdi (1%)	-12.241	-2.752	344	2.055	3.084	5.545	7.396	9.319	41.872	
Diskonteret værdi (3%)	-12.241	-2.495	257	1.259	1.552	2.295	2.516	2.605	9.812	
Diskonteret værdi (5%)	-12.241	-2.266	192	778	792	966	874	746	2.364	
Selvforyngelse										
Diskonteret værdi (1%)	-3.191	-1.870	-3.110	-75	3.084	5.545	7.396	9.319	41.872	
Diskonteret værdi (3%)	-3.191	-1.695	-2.317	-46	1.552	2.295	2.516	2.605	9.812	
Diskonteret værdi (5%)	-3.191	-1.540	-1.737	-29	792	966	874	746	2.364	
				1%	3%	5%				
Nutidsværdi, plantning (1. omdrift)				54.622	5.559	-7.795				
Nutidsværdi, selvforyngelse				58.969	11.529	-755				
Annuitet, plantning (1. omdrift)				1.012	185	-399				
Annuitet, selvforyngelse				1.074	384	-39				
Kapitalværdi (2. omdrift og frem)				107.435	12.806	-772				
Nutidsværdi af kapitalværdi (2. omdrift og frem)				49.440	1.277	-17				
Samlet nutidsværdi (1. omdrift samt 2. omdrift og frem)				104.062	6.836	-7.812				
Annuitet, samlet				1.041	205	-391				

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for skærmforynget rødgran

RØDGRAN	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning							
				kr. pr. driftsperiode							
				0	1	2	3	4	5	6	7
Vedproduktion											
Cellulose, gran	160	1,25	200			128	2.848	11.024	5.664	4.432	12.320
Cellulose, tall	140	1,25	175			112	1.610	4.004	2.240	2.100	4.550
Emballagetræ	240	1,17	281					224	3.592	3.480	4.378
Korttømmer	246	1,17	288				391	2.486	6.124	3.937	
Langtømmer, 16-20	298	1,17	349					362	4.824	4.183	
Langtømmer, 21-25	331	1,17	388						4.808	8.251	8.468
Langtømmer, 26-30	360	1,17	421						1.246	4.681	36.942
Langtømmer, >30	391	1,17	457						219	1.317	90.236
Skovflis	266	1,17	311			821	6.097	622			
Spånpladetræ	145	1,17	170				163	855	2.769	1.683	6.175
Produktionsværdi i alt						1.061	11.109	19.578	31.485	34.062	163.068
Skovning & Transport											
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31						32	131	2.673
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121						124	506	10.308
Maskinskovn. mask.	600	1,25	750			403	4.456	8.566	9.067	7.735	14.180
Maskinskovn. arb.	134	1,17	157			84	933	1.793	1.898	1.619	2.969
Udkørsel mask.	550	1,25	688			85	1.703	6.113	6.050	4.638	9.228
Udkørsel arb.	134	1,17	157			19	389	1.396	1.382	1.059	2.108
Udslæbning mask.	150	1,25	188					23	524	747	4.171
Udslæbning arb.	122	1,17	143					18	399	569	3.175
Flishugning mask.	600	1,25	750			330	2.450	250			
Flishugning arb.	134	1,17	157			69	513	52			
Omk. skovn. & trans.						990	10.443	18.213	19.477	17.005	48.811
Kulturanlæg											
Jordbearbejdning, mask.	155	1,25	194	484							
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	357							
Forb. sprøjtning. mask.	170	1,25	213	213							
Forb. sprøjtning. arb.	122	1,17	143	143							
Plantning mask.	190	1,25	238	1.259							
Plantning arb.	122	1,17	143	757							
Plantning medhjælp	103	1,17	121	1.277							
Mek. renholdelse mask.	125	1,25	156	1.172							
Mek. renholdelse arb.	122	1,17	143	1.071							
Efterbedring	103	1,17	121		1.096						
Planter	2,08	1,17	2,43	9.734	973						
Vildtafværgning		1,17		1.097	2.196						
Transport		1,25		260							
Rodhalsprøjtning		1,17		1.464							
Omk. kulturanlæg				19.287	4.265						
Jordrente 1. omdrift				-19.287	-4.265	71	666	1.366	12.008	17.057	114.258

Fort sættes

Fortsat

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for skærmforynget rødgran

RØDGRAN	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning							
				kr. pr. driftsperiode							
				0	1	2	3	4	5	6	7
Selvforyngelse											
Pladsrydning mask.	155	1,25	194	581							
Pladsrydning arb.	122	1,17	143	428							
Jordbearbejdning mask.	155	1,25	194	581							
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	428							
Kemikalier		1,25		1.173	1.433						
Udbringning mask.	170	1,25	213		319						
Udbringning arb.	122	1,17	143		214						
Grenknusning mask.	155	1,25	194			736					
Grenknusning arb.	122	1,17	143			542					
Udrensning mask.	25	1,25	31			563	563				
Udrensning arb.	103	1,17	121			2.169	2.169				
Omk. selvforyngelse				3.191	1.965	4.010	2.732				
Jordrente 2. omdrift				-3.191	-1.965	-3.939	-2.066	1.366	12.008	17.057	114.258

Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefødder for skærmforynget rødgran - velfærdsøkonomisk jordrente opgjort i 1997-prisniveau

RØDGRAN	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode								
	0	1	2	3	4	5	6	7	
Jordrente, plantning	-19.287	-4.265	71	666	1.366	12.008	17.057	114.258	
Jordrente, skærmforyngelse	-3.191	-1.965	-3.939	-2.066	1.366	12.008	17.057	114.258	
Diskonteringsstid	0	5	15	25	35	45	55	63	
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6391	0,5785	0,5343	
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2644	0,1968	0,1553	
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1113	0,0683	0,0462	
Plantning									
Diskonteret værdi (1%)	-19.287	-4.058	61	519	964	7.674	9.868	61.043	
Diskonteret værdi (3%)	-19.287	-3.679	46	318	485	3.175	3.356	17.748	
Diskonteret værdi (5%)	-19.287	-3.342	34	197	248	1.336	1.165	5.284	
Skærmforyngelse									
Diskonteret værdi (1%)	-3.191	-1.870	-3.393	-1.611	964	7.674	9.868	61.043	
Diskonteret værdi (3%)	-3.191	-1.695	-2.529	-987	485	3.175	3.356	17.748	
Diskonteret værdi (5%)	-3.191	-1.540	-1.895	-610	248	1.336	1.165	5.284	
				1%	3%	5%			
Nutidsværdi, plantning (1. omdrift)				56.784	2.162	-14.365			
Nutidsværdi skærmforyngelse				69.484	16.363	797			
Annuitet, plantning (1. omdrift)				1.179	76	-748			
Annuitet, skærmforyngelse				1.385	562	41			
Kapitalværdi (2. omdrift og frem)				138.501	18.728	824			
Nutidsværdi af kapitalværdi (2. omdrift og frem)				71.819	2.662	33			
Samlet nutidsværdi (1. omdrift samt 2. omdrift og frem)				128.604	4.824	-14.332			
Annuitet, samlet				1.286	145	-717			

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for selvforynget skovfyr

SKOVFYR	Pris/ enhed kr.	NAF	Bereg. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode												
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vedproduktion																
Cellulose, gran	160	1,25	200				99	2.370	3.654	3.877	1.630	1.309	741	741	765	7.481
Cellulose, tall	140	1,25	175				86	972	886	951	627	605	270	270	281	2.722
Emballagetræ	240	1,17	281						277	312	1.005	970	693	693	277	2.633
Korttømmer	246	1,17	288					497	959	1.030	1.847	1.101	622	622		
Langtømmer, 16-20	298	1,17	349						473	516	1.377	1.205	323	323		
Langtømmer, 21-25	331	1,17	388								1.101	2.250	1.197	1.197	622	6.031
Langtømmer, 26-30	360	1,17	421								156	1.143	2.988	2.988	2.391	23.646
Langtømmer, >30	391	1,17	457									339	1.976	1.976	5.193	51.366
Skovflis	266	1,17	311				576	192								
Spånpladetræ	145	1,17	170					189	230	251	838	461	419	419	377	3707
Produktionsværdi i alt							761	4.220	6.480	6.937	8.580	9.382	9.227	9.227	9.906	97.587
Skovning & Transport																
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31								3	32	107	107	160	1.580
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121									13	125	413	413	6.092
Maskinskovn. mask.	600	1,25	750				291	1.889	2.652	2.834	2.589	2.197	1.271	1.271	890	6.833
Maskinskovn. arb,	134,2	1,17	157				61	395	555	593	542	460	266	266	186	1.431
Udkørsel mask.	550	1,25	688				65	1.338	1.918	2.048	1.763	1.322	816	816	571	5.566
Udkørsel arb.	134,2	1,17	157				15	306	438	468	403	302	186	186	130	1.271
Udslæbning mask.	150	1,25	188							30	33	132	203	218	218	2.501
Udslæbning arb	122	1,17	143							23	25	100	155	166	166	1.904
Flishugning	600	1,25	750				231	77								
Flishugning	134,2	1,17	157				48	16								
Omk. skovn. & trans.							712	4.021	5.617	6.002	5.545	4.796	3.443	3.443	3.000	27.178

Fortsettes

Fortsat - Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for selvforynget skovfyr

SKOVFYR	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode													
				0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Kulturanlæg																	
Jordbearbej. mask.	155	1,25	194	484													
Jordbearbej. arb.	122	1,17	143	357													
Forb. sprøjtn. mask.	170	1,25	213	213													
Forb. sprøjtn. arb.	122	1,17	143	143													
Plantning mask.	190	1,25	238	1.259													
Plantning arb.	122	1,17	143	757													
Plantning medhjælp	103	1,17	121	1.277													
Mek. renhold. mask.	125	1,25	156	1.172													
Mek. renhold. arb.	122	1,17	143	1.071													
Efterbedring	103	1,17	121		1.018												
Planter	2,77	1,17	3,24	12.964	1.296												
Transport		1,25		260													
Rodhalsssprøjtning		1,17		1.464													
Omk. kulturanlæg			21.419	2.314													
Jordrente 1. omdrift			-21.419	-2.314		49	199	863	935	3.034	4.586	5.785	5.785	6.906	70.408		
Selvfornyelse																	
Pladsrydning mask.	155	1,25	194	581													
Pladsrydning arb.	122	1,17	143	428													
Jordbearbejdning mask.	155	1,25	194	581													
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	428													
Kemikalier		1,25		1.173	1.433												
Udbringning mask.	170	1,25	213		319												
Udbringning arb.	122	1,17	143		214												
Grenknusning mask.	155	1,25	194			736											
Grenknusning arb.	122	1,17	143			542											
Udrensning mask.	25	1,25	31			563	563										
Udrensning arb.	103	1,17	121			2.169	2.169										
Omk. selvfornyelse				3.191	1.965	4.010	2.732										
Jordrente 2. omdrift			-3.191	-1.965	-4.010	-2.683	199	863	935	3.034	4.586	5.785	5.785	6.906	70.408		

Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefødder for selvforynget skovfyrr – velfærdsøkonomisk jordrente opgjort i 1997-prisniveau

SKOVFYR	Velfærdsøkonomisk beregning – kr. pr. driftsperiode												
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Jordrente, plantning	-21.419	-2.314		49	199	863	935	3.034	4.586	5.785	5.785	6.906	70.408
Selvforryngelse	-3.191	-1.965	-4.010	-2.683	199	863	935	3.034	4.586	5.785	5.785	6.906	70.408
Diskonteringstid	0	5	15	25	35	45	55	65	75	85	95	105	113
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6391	0,5785	0,5237	0,4741	0,4292	0,3886	0,3518	0,3249
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2644	0,1968	0,1464	0,1089	0,0811	0,0603	0,0449	0,0354
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1113	0,0683	0,0419	0,0258	0,0158	0,0097	0,0060	0,0040
Plantning													
Diskonteret værdi (1%)	-21.419	-2.202		38	140	552	541	1.589	2.174	2.483	2.248	2.429	22.872
Diskonteret værdi (3%)	-21.419	-1.996		23	71	228	184	444	500	469	349	310	2.495
Diskonteret værdi (5%)	-21.419	-1.813		15	36	96	64	127	118	91	56	41	284
Selvforryngelse													
Diskonteret værdi (1%)	-3.191	-1.870	-3.454	-2.092	140	552	541	1.589	2.174	2.483	2.248	2.429	22.872
Diskonteret værdi (3%)	-3.191	-1.695	-2.574	-1.281	71	228	184	444	500	469	349	310	2.495
Diskonteret værdi (5%)	-3.191	-1.540	-1.929	-792	36	96	64	127	118	91	56	41	284
				1%	3%	5%							
Nutidsværdi, plantning (1.omdrift)				11.447	-18.342	-22.303							
Nutidsværdi, selvforryngelse				24.422	-3.693	-6.538							
Annuitet, plantning (1. omdrift)				167	-569	-1.119							
Annuitet, selvforryngelse				350	-114	-328							
Kapitalværdi (2. omdrift og frem)				35.038	-3.802	-6.557							
Nutidsværdi af kapitalværdi (2.omdrift og frem)				11.047	-123	-23							
Samlet nutidsværdi (1. omdrift samt 2. omdrift og frem)				22.494	-18.465	-22.326							
Annuitet, samlet				227	-551	-1.114							

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for plantet thuja

THUJA	Pris/ enhed kr.	NAF	Bereg. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning						
				kr. pr. driftsperiode						
				0	1	2	3	4	5	6
Vedproduktion										
Cellulose, gran	160	1,25	200				815	889	7.963	16.889
Cellulose, tall	140	1,25	175				713	778	3.241	6.417
Emballagetræ	240	1,17	281							10.289
Korttømmer	246	1,17	288						1.705	19.024
Langtømmer, 16-20	298	1,17	349							14.071
Langtømmer, 21-25	331	1,17	388							11.416
Langtømmer, 26-30	360	1,17	421							1.559
Langtømmer, >30	391	1,17	457							
Skovflis	266	1,17	311				4.954	5.588	634	
Spånpladetræ	145	1,17	170						660	8.734
Produktionsværdi i alt							6.482	7.254	14.202	88.399
Skovning & Transport										
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31							35
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121							134
Maskinskovn. mask.	600	1,25	750				2.470	2.758	6.348	20.631
Maskinskovn. arb.	134	1,17	157				517	577	1.329	4.319
Udkørsel mask.	550	1,25	688				539	588	4.505	18.204
Udkørsel arb.	134	1,17	157				123	134	1.029	4.157
Udslæbning mask.	150	1,25	188							1.352
Udslæbning arb.	122	1,17	143							1.029
Flishugning mask.	600	1,25	750				1.991	2.245	255	
Flishugning arb.	134	1,17	157				417	470	53	
Omk. skovn. & trans.							6.057	6.773	13.519	49.860

Fortsættes

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Fortsat

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for plantet thuja

THUJA	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning kr. pr. driftsperiode					
				0	1	2	3	4	5
Kulturanlæg									
Jordbearbejdning, mask.	155	1,25	194	484					
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	357					
Forb. sprøjtning, mask.	170	1,25	213	213					
Forb. sprøjtning arb.	122	1,17	143	143					
Plantning mask.	190	1,25	238	1.259					
Plantning arb.	122	1,17	143	757					
Plantning medhjælp	103	1,17	121	1.277					
Mek. renholdelse mask.	125	1,25	156	1.172	2.344				
Mek. renholdelse arb.	122	1,17	143	1.071	2.141				
Efterbedring	103	1,17	121		1.794				
Eftersyn af hegn	103	1,17	121		487	243			
Planter	2,82	1,17	3,30	13.198	1.980				
Hegn		1,17		13.412		3.048			
Transport		1,25		260					
Rodhalssprøjtning		1,17		1.464					
Omk. kulturanlæg				35.065	8.746	3.291			
Jordrente, plantning				-35.065	-8.746	-3.291	425	482	684 38.539

Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefødder for plantet thuja - velfærdsøkonomisk jordrente opgjort i 1997-prisniveau

THUJA	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode						
	0	1	2	3	4	5	6
Jordrente, plantning	-35.065	-8.746	-3.291	425	482	684	38.539
Diskonteringsstad	0	5	15	25	35	45	53
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6391	0,5902
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2644	0,2088
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1113	0,0753
Plantning							
Diskonteret værdi (1%)	-35.065	-8.321	-2.835	332	340	437	22.744
Diskonteret værdi (3%)	-35.065	-7.544	-2.113	203	171	181	8.045
Diskonteret værdi (5%)	-35.065	-6.852	-1.583	126	87	76	2.903
		1%	3%	5%			
Nutidsværdi pr. omdrift		-22.368	-36.121	-40.308			
Annuitet		-524	-1.340	-2.156			

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for plantet nobilis

NOBILIS	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning kr. pr. driftsperiode					
				0	1	2	3	4	5
Vedproduktion									
Cellulose, gran	160	1,25	200				6.078	4.000	14.272
Cellulose, tall	140	1,25	175				2.464	1.529	5.199
Emballagetræ	240	1,17	281					2.452	13.350
Korttømmer	246	1,17	288				1.285	4.498	11.985
Langtømmer, 16-20	298	1,17	349					3.350	6.226
Langtømmer, 21-25	331	1,17	388					2.710	23.075
Langtømmer, 26-30	360	1,17	421					368	57.583
Langtømmer, >30	391	1,17	457						38.086
Skovflis	266	1,17	311				453		
Spånpladetræ	145	1,17	170				511	2.059	8.071
Pyntegrønt	7	1,25	9			228.563	357.938	288.938	263.063
Juletræer	79	1,25	98	12.273	12.273				
Produktionsværdi i alt				12.273	240.836	368.728	309.904	440.910	
Skovning & Transport									
Motorman. skovn. mask.	25	1,25	31					8	2.063
Motorman. skovn. arb.	103	1,17	121					32	7.957
Maskinskovn. mask.	600	1,25	750				4.830	6.337	18.893
Maskinskovn. arb.	134	1,17	157				1.011	1.327	3.955
Udkørsel mask.	550	1,25	688				3.434	4.313	15.724
Udkørsel arb.	134	1,17	157				784	985	3.591
Udslæbning mask.	150	1,25	188				0	321	4.198
Udslæbning arb.	122	1,17	143				0	245	3.196
Flishugning mask.	600	1,25	750				182		
Flishugning arb.	134	1,17	157				38		
Pyntegrøntshøst mask.	25	1,25	31	581	20.122	31.784	26.203	23.931	
Pyntegrøntshøst arb.	103	1,17	121	2.241	77.596	122.571	101.048	92.287	
Omk. skovn. & trans.				2.823	97.718	164.634	140.818	175.795	

Fortsættes

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Fortsat

Velfærdsøkonomiske jordrenter for hver driftsperiode for plantet nobilis

NOBILIS	Pris/ enhed kr.	NAF	Beregn. pris kr.	Velfærdsøkonomisk beregning kr. pr. driftsperiode					
				0	1	2	3	4	5
Kulturanlæg									
Jordbearbejdning, mask.	155	1,25	194	484					
Jordbearbejdning arb.	122	1,17	143	357					
Forb. sprøjtn. mask.	170	1,25	213	213					
Forb. sprøjtn. arb.	122	1,17	143	143					
Plantning mask.	190	1,25	238	1.591					
Plantning arb.	122	1,17	143	956					
Plantning medhjælp	103	1,17	121	1.615					
Planter	3,93	1,17	4,60	22.991	4.598				
Snudebillebekæmpelse		1,17		2.683					
Renholdelse		1,17		1.585	31.213				
Gødskning		1,21			5.170	10.339	10.339	10.339	10.339
Div. uspec.		1,17		731	6.584	7.316	7.316	7.316	7.316
Omk. kulturanlæg				33.349	47.565	17.655	17.655	17.655	17.655
Jordrente, plantning				-33.349	-38.115	125.462	186.438	151.430	247.460

Beregning af nutidsværdier og annuiteter ved forskellige rentefødder for plantet nobilis - velfærdsøkonomisk jordrente opgjort i 1997-prisniveau

NOBILIS	Velfærdsøkonomisk beregning - kr. pr. driftsperiode					
	0	1	2	3	4	5
Jordrente, plantning	-33.349	-38.115	125.462	186.438	151.430	247.460
Diskonteringstid	0	5	15	25	35	43
Diskonteringsfaktor (1%)	1,0000	0,9515	0,8613	0,7798	0,7059	0,6519
Diskonteringsfaktor (3%)	1,0000	0,8626	0,6419	0,4776	0,3554	0,2805
Diskonteringsfaktor (5%)	1,0000	0,7835	0,4810	0,2953	0,1813	0,1227
Plantning						
Diskonteret værdi (1%)	-33.349	-36.265	108.067	145.378	106.897	161.319
Diskonteret værdi (3%)	-33.349	-32.878	80.529	89.044	53.816	69.423
Diskonteret værdi (5%)	-33.349	-29.864	60.349	55.056	27.453	30.364
	1%	3%	5%			
Nutidsværdi pr. omdrift	452.047	226.585	110.010			
Annuitet	12.104	9.057	6.120			

APPENDIKS 12.3

Velfærdsøkonomiske jordrenteberegninger for landbruget

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Årlig mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af vårbyg - 1997-priser

VÅRBYG	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	50,9	90,00	4.581	1,25	112,50	5.726
Halm/top	FE	383	1,00	383	1,17	1,17	448
Produktionsværdi i alt				4.964			6.174
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.						
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.	26		26	1,21		31
- Arealtilskud (EU)	kr.	2.117		2.117	1,25		2.646
Tilskud i alt				2.143			2.678
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	14,7	128,37	1.887	1,17	150,19	2.208
Udsæd	hkg	1,80	235,00	423	1,17	274,95	495
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg	120	4,80	576	1,25	6,00	720
- Fosfor	kg	16	8,10	130	1,25	10,13	162
- Kalium	kg	42	3,00	126	1,25	3,75	158
Kemikalier	kr.	322		322	1,25		403
Energi (diesel)	liter	83	1,99	166	1,25	2,49	207
Øvrige variable omkostninger	kr.	842		842	1,17		985
Skatter og afgifter							
Skatter og afgifter	kr.	343		343			
Vedligeholdelse							
- Vedl. inventar	kr.	439		439	1,17		514
- Vedl. bygninger	kr.	113		113	1,17		132
- Vedl. grundforbedring	kr.	91		91	1,17		106
Kapitalindsats							
- Bygninger ¹	kr.	15.517	(0,0858)	1.331	1,17	(0,0819)	1.270
- Inventar ²	kr.	4.282	(0,1424)	610	1,25	(0,0875)	375
- Beholdninger	kr.	3.040	(0,0700)	213	1,17	(0,0351)	107
Omkostninger i alt	kr.			7.611			7.841
Årlig jordrente	kr.			-504			1.012

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år.
2. Levetiden for inventar er 10 år

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Årlig mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af hvede – 1997-priser

HVEDE	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	64,2	90,00	5.778	1,25	112,50	7.223
Halm/top	FE	452	1,00	452	1,17	1,17	529
Produktionsværdi i alt				6.230			7.751
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.				1,25		
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.	22		22	1,21		27
- Arealtilskud (EU)	kr.	2.151		2.151	1,25		2.689
Tilskud i alt				2.173			2.715
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	17,1	126,25	2.159	1,17	147,71	2.526
Udsæd	hkg	1,79	215,00	385	1,17	251,55	450
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg	150	4,80	720	1,25	6,00	900
- Fosfor	kg	19	8,10	154	1,25	10,13	192
- Kalium	kg	52	3,00	156	1,25	3,75	195
Kemikalier	kr.	548		548	1,25		685
Energi (diesel)	liter	101	1,99	201	1,25	2,49	252
Øvrige variable omkostninger	kr.	942		942	1,17	1,17	1.102
Skatter og afgifter							
Skatter og afgifter	kr.	335		335			
Vedligeholdelse							
- Vedl. inventar	kr.	631		631	1,17		738
- Vedl. bygninger	kr.	144		144	1,17		168
- Vedl. grundforbedring	kr.	101		101	1,17		118
Kapitalindsats							
		16.31					
- Bygninger ¹	kr.	4	(0,0858)	1.400	1,17	(0,0819)	1.335
- Inventar ²	kr.	5.324	(0,1424)	758	1,25	(0,0875)	466
- Beholdninger	kr.	3.706	(0,0700)	259	1,17	(0,0351)	130
Omkostninger i alt	kr.			8.894			9.259
Årlig jordrente pr. ha	kr.			-491			1.208

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år.
2. Levetiden for inventar er 10 år

Årlig mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af vinterbyg – 1997-priser

VINTERBYG	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	58,1	90,00	5.229	1,25	112,50	6.536
Halm/top	FE	359	1,00	359	1,17	1,17	420
Produktionsværdi i alt				5.588			6.956
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.	2.174		2.174	1,25		2.718
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.						
- Arealtilskud (EU)	kr.						
Tilskud i alt				2.174			2.718
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	16,7	127,25	2.125	1,17	148,88	2.486
Udsæd	hkg	1,84	235,00	432	1,17	274,95	506
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg	140	4,80	672	1,25	6,00	840
- Fosfor	kg	19	8,10	154	1,25	10,13	192
- Kalium	kg	54	3,00	162	1,25	3,75	203
Kemikalier	kr.	450		450	1,25		563
Energi (diesel)	liter	103	1,99	205	1,25	2,49	257
Øvrige variable omkostninger	kr.	929		929	1,17		1.087
Skatter og afgifter	kr.	240		240			
Vedligeholdelse							
- Vedl. inventar	kr.	511		511	1,17		598
- Vedl. bygninger	kr.	104		104	1,17		122
- Vedl. grundforbedring	kr.	91		91	1,17		106
Kapitalindsats							
		14.15					
- Bygninger ¹	kr.	0	(0,0858)	1.214	1,17	(0,0819)	1.158
- Inventar ²	kr.	5.025	(0,1424)	716	1,25	(0,0875)	440
- Beholdninger	kr.	1.175	(0,0700)	82	1,17	(0,0351)	41
Omkostninger i alt				8.087			8.598
Årlig jordrente		kr.		-325			1.075

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år.

2. Levetiden for inventar er 10 år

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Årlig mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af vinterraps – 1997-priser

VINTERRAPS	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	30,9	164,00	5.068	1,25	205,00	6.335
Halm/top	FE						
Produktionsværdi i alt				5.068			6.335
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.						
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.	27		27	1,21		33
- Arealtilskud (EU)	kr.	3.618		3.618	1,25		4.523
Tilskud i alt				3.645			4.555
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	13,7	124,89	1.711	1,17	146,12	2.002
Udsæd	hkg	0,053	5.050,00	268	1,17	5.908,50	313
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg	158	4,80	758	1,25	6,00	948
- Fosfor	kg	19	8,10	154	1,25	10,13	192
- Kalium	kg	59	3,00	177	1,25	3,75	221
Kemikalier	kr.	549		549	1,25		686
Energi (diesel)	liter	79	1,99	158	1,25	2,49	197
Øvrige variable omkostninger	kr.	1.020		1.020	1,17		1.193
Skatter og afgifter	kr.	304		304			
Vedligeholdelse							
- Vedl. inventar	kr.	438		438	1,17		512
- Vedl. bygninger	kr.	69		69	1,17		81
- Vedl. grundforbedring	kr.	84		84	1,17		98
Kapitalindsats							
- Bygninger ¹	kr.	4.479	(0,0858)	384	1,17	(0,0819)	367
- Inventar ²	kr.	3.812	(0,1424)	543	1,25	(0,0875)	333
- Beholdninger	kr.	1.256	(0,0700)	88	1,17	(0,0351)	44
Omkostninger i alt	kr.			6.705			7.189
Årlig jordrente	kr.			2.008			3.701

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år.
2. Levetiden for inventar er 10 år

Årlig mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af ærter – 1997-priser

ÆRTER	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	38,5	103,00	3.966	1,25	128,75	4.957
Halm/top	FE						
Produktionsværdi i alt				3.966			4.957
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.						
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.	10		10	1,21		12
- Arealtilskud (EU)	kr.	3.056		3.056	1,25		3.820
Tilskud i alt				3.066			3.832
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	15	130,80	1.962	1,17	153,04	2.296
Udsæd	hkg	2,29	250,00	573	1,17	292,50	670
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg						
- Fosfor	kg	13	8,10	105	1,25	10,13	132
- Kalium	kg	38	3,00	114	1,25	3,75	143
Kemikalier	kr.	431		431	1,25		539
Energi (diesel)	liter	81	1,99	162	1,25	2,49	202
Øvrige variable omkostninger	kr.	720		720	1,17		842
Skatter og afgifter	kr.	306		306			
Vedligeholdelse							
- Vedl. inventar	kr.	492		492	1,17		576
- Vedl. bygninger	kr.	65		65	1,17		76
- Vedl. grundforbedring	kr.	106		106	1,17		124
Kapitalindsats							
- Bygninger ¹	kr.	4.981	0,0858	427	1,17	(0,0819)	408
- Inventar ²	kr.	4.027	0,1424	573	1,25	(0,0875)	352
- Beholdninger	kr.	773	0,0700	54	1,17	(0,0351)	27
Omkostninger i alt	kr.			6.091			6.385
Årlig jordrente	kr.			941			2.404

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år
2. Levetiden for inventar er 10 år

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Årlig mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af sukkerroer - 1997-priser

SUKKERROER	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	432	36,00	15.552	1,25	45,00	19.440
Halm/top	FE	489	1,00	489	1,17	1,17	572
Produktionsværdi i alt				16.041			20.012
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.						
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.	22		22	1,21		27
- Arealtilskud (EU)	kr.						
Tilskud i alt				22			27
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	41,3	127,31	5.258	1,17	148,95	6.152
Udsæd	hkg	0,018	50.159	898	1,17	58.686	1.056
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg	105	4,80	504	1,25	6,00	630
- Fosfor	kg	30	8,10	243	1,25	10,13	304
- Kalium	kg	155	3,00	465	1,25	3,75	581
Kemikalier	kr.	1.600		1.600	1,25		2.000
Energi (diesel)	liter	184	1,99	367	1,25	2,49	459
Øvrige variable omkostninger	kr.	1.564		1.564	1,17		1.830
Skatter og afgifter							
Skatter og afgifter	kr.	399		399			
Vedligeholdelse							
- Vedl. inventar	kr.	1.275		1.275	1,17		1.492
- Vedl. bygninger	kr.	96		96	1,17		112
- Vedl. grundforbedring	kr.	100		100	1,17		117
Kapitalindsats							
- Bygninger ¹	kr.	10.855	(0,0858)	931	1,17	(0,0819)	889
- Inventar ²	kr.	7.040	(0,1424)	1.002	1,25	(0,0875)	616
- Beholdninger	kr.	290	(0,0700)	20	1,17	(0,0351)	10
Omkostninger i alt	kr.			14.723			16.247
Årlig jordrente	kr.			1.340			3.792

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år
2. Levetiden for inventar er 10 år

Årlig mistet budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha ved reduceret produktion af kartofler – 1997-priser

KARTOFLER	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning		
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt	NAF	Pris pr. enhed	Kr. i alt
Produktion							
Høstudbytte	hkg	393	82,00	32.226	1,25	102,50	40.283
Halm/top	FE						
Produktionsværdi i alt				32.226			40.283
Tilskud							
- Ej specificeret (EU)	kr.	173		173	1,25		216
- Generelle tilskud (DK+EU)	kr.						
- Arealtilskud (EU)	kr.						
Tilskud i alt				173			216
Omkostninger							
Arbejdsindsats	timer	67,2	127,50	8.568	1,17	149,18	10.025
Udsæd	hkg	22,69	135,00	3.063	1,17	157,95	3.584
Gødning							
- N i NPK og husdyrgødning	kg	164	4,80	787	1,25	6,00	984
- Fosfor	kg	25	8,10	203	1,25	10,13	253
- Kalium	kg	180	3,00	540	1,25	3,75	675
Kemikalier	kr.	1.556	1,00	1.556	1,25	1,25	1.945
Energi (diesel)	liter	450	1,99	897	1,25	2,49	1.122
Øvrige variable omkostninger	kr.	2.746		2.746	1,17		3.213
Skatter og afgifter							
Skatter og afgifter	kr.	447		447			
Vedligeholdelse							
- Vedl. inventar	kr.	2.412		2.412	1,17		2.822
- Vedl. bygninger	kr.	187		187	1,17		219
- Vedl. grundforbedring	kr.	171		171	1,17		200
Kapitalindsats							
- Bygninger ¹	kr.	9.800	0,0858	841	1,17	(0,0819)	802
- Inventar ²	kr.	17.025	0,1424	2.424	1,25	(0,0875)	1.489
- Beholdninger	kr.	10.550	0,0700	739	1,17	(0,0351)	370
Omkostninger i alt	kr.			25.581			27.703
Årlig jordrente	kr.			6.818			12.796

Anm: Ved beregningen af den årlige kapitalindsats er der benyttet en alternativ afkastrate på 7 pct. og en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

Noter: 1. Levetiden for bygninger er 25 år

2. Levetiden for inventar er 10 år

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

KAPITEL 13

Brændstofeffektive personbiler

I dette eksempel, der tidligere er publiceret i Møller & Winther (1998), gøres der et forsøg på at opgøre de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at reducere CO₂-udslippet gennem anvendelse af mere brændstofeffektive personbiler. Den gennemførte analyse omfatter alene bilernes CO₂-emissioner, selvom anvendelsen af disse også giver anledning til udslip af to andre drivhusgasser - nemlig lattergas, N₂O, og metan, CH₄. Emissionerne af disse gasser er imidlertid ikke ligesom CO₂ direkte knyttet til den forbrugte mængde brændstof, men derimod til det udførte trafik- eller motorarbejde. Da dette antages at være uændret i analysen, der alene er koncentreret om de teknologiske muligheder for at opnå emissionsreduktioner gennem forbedringer af brændstofeffektiviteten, har det ikke været muligt og relevant at belyse eventuelle konsekvenser for udslippet af lattergas og metan.

Først gøres der kort rede for, hvor stor andel af de samlede danske CO₂-emissioner der er omfattet af analysen. Dernæst præciseres den behandlede problemstilling. Herefter følger en opgørelse af det opnåelige CO₂-reduktionspotentiale, og endelig beskrives beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udnytte dette potentiale.

13.1 Personbilernes CO₂-emissioner og de samlede danske emissioner

Den nationale emissionsopgørelse inden for CORINAIR-samarbejdet under Det Europæiske Miljøagentur omfatter bl.a. energiforbruget og emissionerne af drivhusgasser fra alle samfundets energiforbrugende sektorer. I nedenstående tabel 13.1.1 er energiforbruget og totalemissionen af CO₂ vist sammen med sektorernes procentvise andele af den samlede total.

Tabel 13.1.1 Energiforbrug og CO₂-emissioner fra alle sektorer i CORINAIR 94

CORINAIR 1994 alle sektorer	Total		% af total	
	Energi (PJ)	CO ₂ (kton)	Energi	CO ₂
Kraftværker	367	33.606	41	47
Private producenter af el	6	458	1	1
Fjernvarme	35	3.104	4	4
Industriel produktion (excl. off road)	85	6.122	10	9
Individuel opvarmning	112	7.702	13	11
Transport, indenrigs (incl. off road)	192	14.108	22	20
Transport, udenrigs	87	6.558	10	9
I alt	884	71.658	100	100

Af tabellen ses, at den indenlandske transport giver anledning til 20 procent af de totale CO₂ emissioner. CORINAIR totalemissionerne fra transportsektoren for året 1994 er opstillet på mere detaljeret form i tabel 13.1.2. Det fremgår heraf, at personbilerne giver anledning til 30 pct. af transportsektorens samlede CO₂-emissioner, og at de udgør den største enkeltkilde til transportens CO₂-emissioner.

Tabel 13.1.2 Energiforbrug og CO₂-emissioner fra transportsektoren i CORINAIR 94

CORINAIR 1994 transport	Total		% af total	
	Energi (PJ)	CO ₂ (kton)	Energi	CO ₂
Personbil	84,75	6.193	30	30
Varebil	16,87	1.244	6	6
Lastbil	36,24	2.681	13	13
Traktorer	12,30	911	4	4
Øvrig off road	14,50	1.055	5	5
Jernbane	3,98	295	1	1
Søfart (nationalt)	16,00	1.193	6	6
Søfart (internationalt)	63,10	4.825	24	24
Fly (nationalt)	6,61	476	2	2
Fly (internationalt)	24,07	1.733	9	9
Militær	0,79	59	0	0
I alt	279,22	20.666	100	100

13.2 Problemformulering

Analysen af mulighederne for at reducere personbilernes CO₂-emissioner kan formuleres som en analyse af tre forskellige problemstillinger

- hvilke emissionsreduktioner kan opnås, og hvad vil det koste at udvikle nye mere energieffektive personbiler
- hvilke emissionsreduktioner kan opnås, og hvilke økonomiske konsekvenser vil det få at ændre den generelle brug af personbilerne - det vil først og fremmest sige transportadfærden
- hvilke emissionsreduktioner kan opnås, og hvilke økonomiske konsekvenser vil det få, hvis de aktuelt valgte personbiler inden for hver bilkategori - alt andet lige - blev udskiftet med den mest brændstofeffektive inden for kategorien

Det er her valgt alene at analysere den sidstnævnte problemstilling. Det må således anses for særdeles vanskeligt at skønne over mulighederne for og omkostningerne ved at udvikle mere brændstofeffektive personbiler. Dette synes heller ikke at være en mulighed, der er relevant i en dansk sammenhæng.

Analysen af mulighederne for og omkostningerne ved at ændre den generelle transportadfærd falder uden for rammerne for, hvad der kan analyseres ved brug af den i Del I beskrevne metode for vurdering af enkeltstående miljøprojekter. Den angivne problemstilling kræver opbygning af en egentlig strategi for reduktionen af personbilernes CO₂-emissioner, hvilket har karakter af en egentlig strukturel ændring i samfundet - jf. Del II og især kapitel 8.

Det er på denne baggrund valgt at koncentrere analysen om de eksisterende teknologiske muligheder for at opnå reduktioner i CO₂-emissionerne og ikke analysere konsekvenserne af niveaumæssige og strukturelle skift i de samfundsmæssige aktiviteter.

Problemstillingen kan herefter formuleres som en analyse af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af at udskifte en bestand af nye personbiler sammensat i overensstemmelse med de aktuelt købte biler med en bestand sammensat af de mest brændstofeffektive nye personbiler. Det forudsættes, at udskiftningen er uden konsekvenser for det af bilerne udførte transportarbejde. Konsekvenserne af at udskifte gamle personbiler med nye er ikke omfattet af analysen, da en sådan udskiftning under alle omstændigheder finder sted, når bilerne nedslides.

Analysen er konstrueret og abstrakt i den forstand, at det er vanskeligt at forestille sig den postulerede udskiftning af personbiler gennemført i praksis. Der er imidlertid tale om en analyse af mulighederne for og omkostningerne ved at udnytte et eksisterende teknologisk potentiale og dermed lukke det brændstofmæssige "efficienstab", som kan konstateres - et efficienstab der opstår, fordi brugerne ikke køber de mest brændstofeffektive biler til opfyldelse af et givet transportarbejde.

Efficienstabet afspejler i nogen grad et forskelligt teknologisk udviklingsstade for de nye biler. Derfor kan beregningsresultaterne muligvis også tages som udtryk for, hvilken emissionsreduktion der kan opnås ved at udvikle nye mere brændstofeffektive personbiler, og hvad dette vil koste. Som omtalt gøres der ganske vist ikke et egentligt forsøg på at skønne over omkostningerne ved at udvikle og producere mere brændstofeffektive biler; men sådanne omkostninger må antages at forklare noget af prisforskellene mellem de eksisterende nye biler med forskellig brændstofeffektivitet.

Sammenfattende gælder det, at analysen belyser de tekniske muligheder for at opnå en reduktion i nye personbilers CO₂-emissioner i dag, samt hvad dette vil koste. Potentialet for fremtidige teknisk betingede reduktioner er formentlig væsentligt højere end det potentiale, der opgøres i indeværende analyse. Det må således antages, at der kan udvikles væsentligt mere brændstofeffektive biler end de i dag eksisterende. Dette potentiale og omkostningerne herved belyses ikke i analysen.

I undersøgelsen beregnes det altså, hvor meget CO₂-emissionerne kan reduceres ved at udskifte en bilbestand med en gennemsnitlig brændstofeffektivitet med en bestand med den bedste brændstofeffektivitet - jf. afsnit 13.3. Substitutionen tænkes gennemført med personbiler på et nutidigt teknologisk niveau. Når emissionsforskellen er beregnet, opgøres de med udskiftningen forbundne velfærdøkonomiske omkostninger - jf. afsnit 13.4. Dette leder frem til en beregning af omkostningseffektiviteten som forholdet mellem omkostningerne og CO₂-reduktionspotentialet.

13.3 Potentialet for reduktion af CO₂-emissionerne

I dette afsnit beskrives først den generelle metode til beregning af potentialet for reduktion CO₂-emissionerne ved en udskiftning af personbilbestanden. Den beskrevne fremgangsmåde leder frem til beregningen af selve CO₂-emissionsreduktionspotentialet.

13.3.1 Metode til beregning af CO₂-reduktionspotentialet

CO₂-reduktionspotentialet beregnes som emissionsforskellen mellem en scenarieb Bestand bestående af de aktuelt købte personbiler og en bestand bestående af de mest brændstofeffektive biler.

Scenariebestanden konstrueres med henblik på bedst muligt at afspejle de nu-gældende transportbehov - både det samlede behov og dettes fordeling på forskellige vægtklasser. Bestanden opstilles derfor ved først at indhente oplysninger om det samlede antal personbiler, som aktuelt er i brug. Dernæst indhentes oplysninger om antallet af solgte nye biler inden for de seneste år fordelt på vægtklasser og fabrikater. Den samlede personbilbestand kan til sidst fordeles ud på vægtklasser og fabrikater i overensstemmelse med den relative fordeling for solgte nye biler.

For at beregne potentialet for reduktionerne i CO₂-emissionerne er det herefter nødvendigt at benytte oplysninger om bilernes samlede leverede transportmængde inden for hver vægtklasse. Transportmængden beregnes som antallet af køretøjer multipliceret med det årligt kørte antal kilometer. Den udtrykkes herved på årsbasis, og reduktionspotentialet for CO₂-emissionerne opgøres derfor for samme tidsinterval.

Reduktionspotentialiet findes ved først at beregne køretøjernes gennemsnitlige brændstofeffektivitet som et vejet gennemsnit inden for hver vægtklasse. Gennemsnittet udtrykkes som liter brændstof pr. kilometer. Forskellen mellem den gennemsnitlige og det mest effektive køretøjs brændstofeffektivitet benyttes herefter som udtryk for muligheden for at forbedre brændstofeffektiviteten inden for hver vægtklasse.

Ved at multiplicere den mulige forbedring af brændstofeffektiviteten med den samlede transportmængde - udtrykt i kørte km - og med emissionskoefficienten - CO₂ pr. liter brændstof - opnås et udtryk for reduktionspotentialiet for CO₂-emissionerne inden for hver vægtklasse. Dette potentiale kan efterfølgende summeres over vægtklasserne til et udtryk for det samlede årlige reduktionspotentialie.

Personbilernes CO₂-emissioner beregnes både for den gennemsnitlige og mest brændstofeffektive situation med følgende formel.

$$E_{CO_2} = e_{CO_2} \cdot N_v \cdot km_v \cdot b_v \cdot c_{kold}$$

hvor

E_{CO_2} = de samlede CO₂-emissioner

e_{CO_2} = CO₂-emissionsfaktor

N_v = antallet af biler i hver enkelt vægtklasse v

km_v = årskørsel for bilerne i vægtklasse v

b_v = brændstofeffektivitet i hver enkelt vægtklasse v - der arbejdes henholdsvis med en gennemsnitlig og en bedste brændstofeffektivitet

c_{kold} = korrektionsfaktor for det forøgede energiforbrug ved koldstart

I tabel 13.3.1 er vist en oversigt over værdierne på de benyttede parametre.

Tabel 13.3.1 Parametre benyttet i forbindelse med undersøgelsens emissionsberegninger

	Personbiler	
	Benzin	Diesel
e_{CO_2} (kg/liter)	2,40	2,65
km_v (km)	14.000	42.500
c_{kold}	1,068	1,051

13.3.2 *Potentialet for reduktion af CO₂-emissionerne*

CO₂-reduktionspotentialet opgøres som forskellen mellem emissionerne fra en hypotetisk personbilbestand - scenariebestanden - bestående af de aktuelt købte nye køretøjer og en bestand af de mest brændstofeffektive køretøjer. Som udgangspunkt antages det derfor, at den danske bilpark primo 1995 består af helt nye biler fordelt på vægtklasser svarende til fordelingen af bilsalget i 1993 og 1994. Mulighederne for brændstofbesparelser og dermed for CO₂-reduktioner opgøres herefter for hver vægtklasse ud fra forskellen i brændstoføkonomi mellem vægtklassens mest energieffektive bil og den bil, der i gennemsnit anskaffes.

Scenariebestanden er konstrueret ved at fordele den totale personbilbestand pr. 31/12 1994 ud på benzin- og dieslbiler samt vægtklasser - i alt 1.617.184 biler, jf. Automobilimportørernes Sammenslutning (1995). Gasbilerne er medregnet under benzinbiler. Fordelingen på biltyper og vægtklasser er foretaget i overensstemmelse med de nyregistrerede biler i 1993 og 1994. Oplysningerne herom er hentet fra Danmarks Statistiks database - Bilstatistisk Servicesystem - hvor den samlede bilbestand pr. 30/9 1996 er fordelt på benzin- og dieslbiler, nyregistreringsår og vægtklasser. Tal for brændstoføkonomi, egenvægt og antal solgte biler for et udvalg af de mest solgte personbiler i Danmark i 1994 er vist i appendiks 13.1.

Personbilparken er fordelt på 8 vægtklasser for benzin og 1 for diesel. Første vægtklasse repræsenteres af benzinbiler med en egenvægt < 800 kg, hvorefter bilerne inddeles i vægtklasser med spring på 100 kg op til klassen >1400 kg. En vægtet brændstoføkonomi er herudfra beregnet i hver vægtklasse. Et uddrag af tabellen i appendiks 13.1 med antal biler samt gennemsnitlig og bedste brændstoføkonomi i hver vægtklasse er vist i tabel 13.3.2.

Af tabellen fremgår det, at der er en energibesparelse forbundet med at skifte fra den gennemsnitlige til den mest brændstoføkonomiske bil inden for hver vægtkategori.

De samlede CO₂-emissioner, E_{CO_2} , beregnes både for det gennemsnitlige og mest brændstoføkonomiske tilfælde ud fra den i afsnit 13.3.1 opstillede formel

$$E_{CO_2} = e_{CO_2} \cdot N_v \cdot km_v \cdot b_e \cdot c_{kold}$$

Som CO₂ emissionsfaktor e_{CO_2} for benzin- og dieselvarebilerne bruges henholdsvis 2,40 og 2,65 kg CO₂ /liter brændstof. Antallet af biler i hver vægtklasse N_v svarer til scenariebestandens. Trafikministeriets trafiktællinger, der benyttes i COPERT 90 - jf. Samaras (1992) - angiver årskørslen, km_v for benzin- og dieselpersonbiler i 1994. Årskørslen er ikke opdelt på vægtklasser, men opgives som

et gennemsnit på 14.000 km for benzinpersonbiler og 42.500 km for dieslbiler. Den potentielle brændstofbesparelse er udtrykt ved b_e . I formelen er der endelig med faktoren c_{kold} korrigeret for et ekstra brændstofforbrug ved koldstart - jf. Samaras (1992). Brændstofforbruget for benzin- og dieslbiler er fundet til at stige med henholdsvis 40 og 30 pct. ved en gennemsnitlig udetemperatur på 7,6° C. I følge egne turvaneundersøgelser er 17 pct. af det samlede antal kørte kilometre i Danmark udført med kold motor, idet bilmotoren er defineret som kold, når bilen har stået uberørt i mindst 2 timer. Faktoren c_{kold} for benzin og dieslbiler bliver dermed hhv. 1,068 og 1,051.

Tabel 13.3.2 Scenariebestanden for personbiler primo 1995 sammensat i overensstemmelse med salget af nye personbiler i 1993 - 1994

Vægtklasse (kg)	Antal	Gennemsnitligt brændstofforbrug (liter/km)	Minimalt brændstofforbrug (liter/km)
<800	134.429	0,064	0,049
800 - 900	230.771	0,065	0,055
900 - 1.000	386.218	0,071	0,062
1.000 - 1.100	424.939	0,075	0,070
1.100 - 1.200	178.842	0,072	0,067
1.200 - 1.300	132.686	0,085	0,078
1.300 - 1.400	33.140	0,091	0,081
>1.400	22.524	0,104	0,092
Diesel	73.635	0,067	0,053
I alt	1.617.184		

Kilde: Danmarks Statistik samt oplysninger fra bilimportører

De beregnede CO₂ emissioner for personbilbestanden med hhv. gennemsnitlig og mest effektiv brændstoføkonomi er vist i appendiks 13.1 - både de totale emissioner og emissionerne fordelt på vægtklasser og drivmidler. I alt bliver det samlede reduktionspotentiale ca. 556.000 ton CO₂ pr. år. Dette svarer til ca. 20 g pr. kørt kilometer. I forhold til scenariebestandens samlede emissioner, repræsenterer reduktionspotentialet en reduktion på ca. 12 %.

Scenariebestandens emissioner er ca. 25% lavere end CORINAIR-opgørelsens - jf. tabel 13.1.2. En væsentlig årsag til denne forskel er selvsagt, at scenariebestanden udelukkende består af nye biler, mens CORINAIR-opgørelsen afspejler den faktiske bilbestands emissioner.

13.4 De velfærdsøkonomiske omkostninger ved reduktion af CO₂-emissionerne

I dette afsnit beskrives først den generelle metode til beregning af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at reducere CO₂-emissionerne gennem en udskiftning af personbilbestanden. Den beskrevne fremgangsmåde leder frem til beregningen af de faktiske velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udnytte det i afsnit 13.3.2 beregnede CO₂-emissionsreduktionspotentiale.

13.4.1 Metode til beregning af de velfærdsøkonomiske omkostninger

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved at skifte fra de personbiler, som sælges i dag, til den mest brændstofeffektive bil inden for hver vægtsklasse kan opgøres som en sum af flere elementer:

- Forskellen mellem de aktuelt solgte personbilers gennemsnitlige importpris og importprisen på den mest brændstofeffektive bil.
- Sparede brændstofudgifter opgjort i importpriser ved at skifte til den mest brændstofeffektive personbil.
- Ændring i den økonomiske velfærd ved at skulle benytte de mest brændstofeffektive personbiler, frem for dem der aktuelt vælges - som indikator på velfærdsændringen benyttes forskellen i de faktiske indenlandske udgifter til anskaffelse og drift af bilerne.

Hensigten med de velfærdsøkonomiske beregninger er at belyse de betragtede foranstaltningers konsekvenser for forbrugsmulighederne. Værdien heraf opgøres på grundlag af befolkningens betalingsvillighed for ændringerne - jf. kapitel 3.

Ændringerne i forbrugsmulighederne er både knyttet til de direkte forbrugsændringer som følge af det ændrede bilvalg og til de indirekte forbrugsændringer som følge af ændringerne i forbruget af samfundets ressourcer ved anskaffelse og drift af bilerne.

Værdien af den direkte forbrugsændring beregnes som forskellen mellem brugerens indenlandske omkostninger ved anskaffelse og drift af modelbestandens biler og de mest brændstofeffektive biler. Disse omkostninger omfatter samtlige udgifter inklusiv registreringsafgifter, moms og brændstofafgifter. Omkostningerne er udtryk for, hvad personbilbrugerne er villige til at betale for deres transport, og de kan derfor benyttes som indikator på den marginale nytte af at bruge bilerne.

De indirekte forbrugsændringer er knyttet til forbruget af samfundets ressourcer til anskaffelse og drift af bilerne. Ressourceforbruget omfatter brugen af

udenlandsk valuta til import af bilerne og af brændsel hertil - valutaen skal siden hen indtjenes ved at afgive forbrugsmuligheder - samt brugen af indenlandske ressourcer til distribution af brændslet.

De velfærdsøkonomiske omkostninger opgøres efter de principper for beregningsprisindestillingen, som er beskrevet i kapitel 3. Omkostningerne kan herefter beregnes på grundlag af følgende formel:

$$\begin{aligned} VOMK_v = & (p_M^e(v) - p_M^s(v)) \cdot 1,3 \cdot f_K^T(q, i) \cdot ann_i^T : arb_v \\ & + (b^e(v) - b^s(v)) \cdot c_{kold} \cdot (pb_M \cdot 1,3 + pd_I \cdot 1,2) \\ & + (p_I^s(v) - p_I^e(v)) \cdot ann_i^T : arb_v + (b^s(v) - b^e(v)) \cdot c_{kold} \cdot pb_I \end{aligned}$$

I formelen indgår følgende variable og parametre:

$VOMK_v$ = de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at skifte fra de aktuelt købte personbiler i vægtklasse v til den mest brændstofeffektive

$p_M^e(v)$ = importprisen på den mest brændstofeffektive personbil i vægtklassen v

$p_M^s(v)$ = den gennemsnitlige importpris på de aktuelt købte personbiler i vægtklassen v

$f_K^T(q, i)$ = forrentningsfaktoren på kapital for en gennemsnitlig levetid på T år med en alternativ afkastrate før skat på q pct. og en kalkulationsrente på i pct.

ann_i^T = annuitetsfaktoren for forrentning og afskrivning over en gennemsnitlig levetid på T år med kalkulationsrenten i pct.

arb_v = det af bilerne i vægtklasse v udførte arbejde pr. år opgjort i km

$b^e(v)$ = brændstofforbruget pr. km for den mest brændstofeffektive bil i vægtklassen v

$b^s(v)$ = brændstofforbruget pr. km for den gennemsnitligt erhvervede bil i vægtklassen v

c_{kold} = faktor der korrigerer for det forøgede energiforbrug ved koldstart

pb_M = importprisen på brændstof

pd_I = indenlandske distributionsomkostninger for brændstof opgjort i faktorpriser

$p_I^s(v)$ = den gennemsnitlige køberpris på de aktuelt købte biler i vægtklasse v

$p_I^e(v)$ = køberprisen på den mest brændstofeffektive bil i vægtklasse v

pb_I = indenlandsk køberpris på brændstof

Formlen skal fortolkes på følgende måde:

Det første led er udtryk for de velfærdsøkonomiske omkostninger ved ændringen i valutaudgifterne til køb af biler. Forskellen i importpriserne ($p_M^e(v) - p_M^s(v)$) multipliceres med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder, der i dette ældre eksempel er 1,3. Dette sker for at udtrykke værdien af de indenlandske forbrugsmuligheder, som må afgives for at dække valutaudgiften. Der multipliceres endvidere med forrentningsfaktoren $f_K^T(q, i)$, idet det antages, at valutaudgiften ville være benyttet til alternative investeringer. Endelig multipliceres der med annuitetsfaktoren ann_i^T for at udtrykke omkostningerne på årsbasis, og der divideres med det årligt kørte antal kilometer arb_v for at udtrykke de årlige omkostninger pr. kilometer.

Den velfærdsøkonomiske gevinst, $(b^e(v) - b^s(v))$, som er knyttet til brændstofbesparelsen, er udtrykt i formelens andet led, hvor brændstofbesparelsen er korrigeret med korrektionsfaktoren for koldstart c_{kold} . Bemærk, at valutaudgiften er negativ. Den sparede valutaudgift multipliceres med nettoafgiftsfaktoren på internationalt handlede goder på 1,3, mens faktorprisværdien af det sparede indenlandske ressourceforbrug til distribution af brændstoffet multipliceres med den generelle nettoafgiftsfaktor, der i dette ældre eksempel er 1,2, for at udtrykke ressourcernes værdi i køberpriser - det forbrugerne er villige til at betale for de goder, som ressourcerne kan benyttes til at producere.

De to sidste led repræsenterer ændringen i forbrugernes nytte ved at skulle benytte den mest brændstoffeffektive bil frem for den aktuelt købte. Som indikator på værdien af denne nytteændring anvendes forskellen i forbrugernes omkostninger til anskaffelse og drift af bilerne - henholdsvis formelens tredje og fjerde led.

De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger, $VOMK$, beregnes ud fra de beregnede omkostninger inden for hver vægtklasse ved brug af følgende formel

$$VOMK = \frac{\sum_v VOMK_v \cdot N_v \cdot arb_v}{\sum_v N_v \cdot arb_v}$$

hvor N_v er lig med antallet af køretøjer i vægtklassen v .

Beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger i overensstemmelse med de skildrede principper repræsenterer en strengt partiel analyse. Det antages så-

ledes, at modelbestanden af personbiler erstattes med de mest brændstoeffektive biler - alt andet lige. Dette indebærer, at det udelukkende er ressourceforbruget ved anskaffelse og drift af bilerne samt værdien af disse tjenester, som ændres. Alt andet forbrug antages uændret.

Der ses således bort fra alle budgetmæssige konsekvenser af ændringerne. Det regnes f.eks. entydigt som et nyttemæssigt tab, at brugeren må benytte et køretøj, der koster mindre i anskaffelse og drift - betalingsvilligheden for et sådant køretøj er jo mindre. At brugeren pga. de sparede udgifter muligvis får adgang til at købe andre forbrugsvarer, som repræsenterer en tilsvarende velfærdsøkonomisk gevinst, ses der bort fra. Dette skyldes, at analysen udelukkende koncentrerer sig om den velfærdsøkonomiske værdi af at have én køretøjsbestand - den mest brændstoeffektive - frem for en anden svarende til de aktuelt købte køretøjer.

13.4.2 De beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger

De velfærdsøkonomiske omkostninger, $VOMK_v$, ved at skifte fra de aktuelt købte biler inden for hver vægtklasse til den mest brændstoeffektive beregnes med den i afsnit 13.4.1 opstillede formel:

$$\begin{aligned}
 VOMK_v = & (p_M^e(v) - p_M^s(v)) \cdot 1,3 \cdot f_K^{13}(7,3) \cdot ann_3^{13} : km_v \\
 & + (b^e(v) - b^s(v)) \cdot c_{kold} \cdot (pb_M \cdot 1,3 + pd_I \cdot 1,2) \\
 & + (p_I^s(v) - p_I^e(v)) \cdot ann_3^{13} : km_v + (b^s(v) - b^e(v)) \cdot c_{kold} \cdot pb_I
 \end{aligned}$$

Anskaffelsespriserne for bilerne i de forskellige vægtklasser $p_M^e(v)$, $p_M^s(v)$, $p_I^e(v)$ og $p_I^s(v)$ fremgår af tabel 13.4.1.

Tabel 13.4.1 Anskaffelsespriser på personbiler i 1994

Vægtklasse	Gennemsnitlig importpris	Importpris for den mest brændstoeffektive bil	Gennemsnitlig køberpris	Køberpris for den mest brændstoeffektive bil
<800	43.812	41.114	121.421	116.497
800 - 900	44.706	43.827	124.963	125.500
900 - 1.000	56.134	53.453	163.399	154.986
1.000 - 1.100	72.109	68.367	193.753	189.984
1.100 - 1.200	68.187	70.255	206.516	189.995
1.200 - 1.300	81.387	95.314	227.437	325.000
1.300 - 1.400	109.675	98.256	319.371	331.997
>1.400	182.650	152.714	598.132	534.998
Diesel >1.000	116.963	55.913	383.571	169.895

Anm: Importpriserne er beregnet som køberpriserne fratrukket registreringsafgift og moms

Det ses, at i alle vægtklasser bortset fra vægtklassen 1.100 - 1.300 kg er den gennemsnitlige importpris højere end importprisen på den mest brændstofeffektive bil. Der spares altså i de fleste tilfælde valutaudgifter ved at foretage et sådant skift. Hertil kommer de sparede valutaudgifter som følge af det lavere brændstofforbrug.

Importpriserne pb_M på benzin og diesel er som udgangspunkt fastsat i overensstemmelse med 1995-niveauet på henholdsvis 0,80 kr./liter og 0,85 kr./liter. De indenlandske distributionsomkostninger pd_I er opgjort i faktorpriser lig med 0,35 kr./liter. For at belyse resultaternes følsomhed over for brændstofprisforudsætningerne er omkostningerne også beregnet med de importpriser, som forventes at gælde i 2005 - jf. Energistyrelsen (1996). Disse priser er 1,34 kr./liter og 1,47 kr./liter for henholdsvis benzin og diesel.

I formelen er forrentningsfaktoren, $f_K^{13}(7,3)$, og annuitetsfaktoren, ann_3^{13} , henholdsvis lig 1,425 og 0,094. Forrentningsfaktoren er beregnet ud fra en antagelse om en alternativ afkastrate på 7 pct., en kalkulationsrente på 3 pct. og en levetid for personbiler på 13 år. Annuitetsfaktoren afspejler en afskrivning og forrentning med kalkulationsrenten 3 pct. over en 13-årig periode.

Den indenlandske køberpris på brændstof pb_I er som udgangspunkt sat til 1995-niveauet på 6,50 kr./liter for benzin og 5,10 kr./liter for diesel. Ved følsomhedsberegningen med de i 2005 forventede brændstofpriser benyttes køberpriser på henholdsvis 10,92 kr./liter og 8,80 kr./liter for benzin og diesel.

$VOMK_v$ opgøres i beregningspriser. Derfor multipliceres importudgiftsbeløbene med den generelle netto-afgiftsfaktor på internationalt handlede goder, 1,3. De indenlandske distributionsudgifter i faktorpriser multipliceres af samme grund med den indenlandske netto-afgiftsfaktor, 1,2. Det tredje og fjerde led i formelen beregner ændringen i brugerens udgifter til anskaffelse og drift af bil. Denne ændring benyttes som indikator på ændringen i nytten ved at skulle benytte en anden bil. Fordi bilskiftet sker inden for samme vægtklasse, antages det, at udgifterne til vægtafgift forbliver uændret. Også udgifterne til reparation, vedligeholdelse, forsikringer etc. antages at være upåvirkede af bilskiftet.

Af tabel 13.4.1 fremgår det, at forholdet mellem køberpriserne på de gennemsnitligt købte biler og de mest brændstofeffektive er ret varieret. I de vægtklasser, hvor den gennemsnitlige køberpris er højere end den brændstofeffektive bils, kan prisforskellen fortolkes som værdien af det nyttetab, der vil være forbundet med at skifte til denne bil. Dette forhold gør sig gældende for vægtklasserne < 800, 900 - 1.200 og > 1.400 samt diesel. I de øvrige vægtklasser er der omvendt tale om en nyttegevinst ved at skifte til den mest brændstofeffektive bil.

De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger, $VOMK$, opgøres i overensstemmelse med den i afsnit 13.4.1 opstillede formel:

$$VOMK = \frac{\sum_v VOMK_v \cdot N_v \cdot 14.000 + VOMK_d \cdot N_d \cdot 42.500}{\sum_v N_v \cdot 14.000 + N_d \cdot 42.500}$$

Resultatet af beregningen bliver henholdsvis 2,92 øre/km og 5,96 øre/km med de i 1995 og 2005 forudsatte brændstofpriser. I appendiks 13.1 er de detaljerede beregninger vist i form af et regneark.

13.5 Omkostningseffektiviteten

Den i afsnit 13.3.2 gennemførte opgørelse af det samlede potentiale for CO₂-reduktion ved at erstatte scenariebestandens personbiler med de mest brændstofeffektive biler kan kombineres med den tilsvarende omkostningsopgørelse i afsnit 13.4.2. Dette giver et mål for, hvor omkostningseffektiv en sådan ændring er. Omkostningseffektiviteten udtrykkes som kr./CO₂-reduktion.

Det samlede potentiale for CO₂-reduktion opgøres pr. år. Divideres dette tal med det samlede udførte arbejde i løbet af året - antal kørte kilometer - opnås et udtryk for potentialet pr. kørt kilometer som CO₂-reduktion/km. Tilsvarende beregnes som skildret de årlige velfærdsøkonomiske omkostninger ved forbedringen af brændstofeffektiviteten som omkostningerne pr. udført arbejdsenhed - kr./km.

Omkostningseffektiviteten, $VOMKEF$, kan herefter beregnes som

$$VOMKEF = \frac{VOMK}{E_{CO_2} / km} = \frac{kr. / km}{CO_2 / km} = \frac{kr.}{CO_2}$$

Reduktionspotentialet blev i afsnit 13.3.2 beregnet til 20 g CO₂ pr. km, og de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udnytte dette potentiale blev i afsnit 13.4.2 beregnet til 2,92 øre/km i 1995-priser og 5,96 øre/km i 2005-priser. Omkostningseffektiviteten ved at udskifte scenariebestandens personbiler med de mest brændstofeffektive kan herefter beregnes som hhv. 2,92 øre/km og 5,96 øre/km divideret med det beregnede reduktionspotentiale på 20 g pr. km. Denne beregning giver henholdsvis ca. 0,14 øre/g (1995-prisniveau) og 0,29 øre/g CO₂ (2005-prisniveau).

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

APPENDIKS 13.1

Bilagstabeller

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

KAPITEL 13 - APPENDIKS 13.1

Udvalg af mest solgte biler i Danmark 1994	Benzinforbrug	Egenvægt	Effekt	Solgte biler 1994	Pris	Registreringsafgift	Pris inkl. moms	Pris ekskl. moms	Vægtafgift
BENZIN	l/10km	Kg	KW	Antal	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.
< 800 kg									
Suzuki Swift 1,3 GLi 3-d	0,49	675	50	605	116.497	65.105	51.392	41.114	1.657
Nissan Micra 1,0 3-d	0,55	625	40	1.016	114.986	60.920	54.066	43.253	1.657
Fiat Uno 45 (3 døre)	0,59	675	33	1.241	103.998	57.642	46.356	37.085	1.657
Fiat Cinquecento 0,9 i E 3-d	0,59	700		454	93.994	51.353	42.641	34.113	1.657
VW Polo 1,3 5-d	0,61	750	40	1.482	130.906	65.261	65.645	52.516	1.657
Mazda 121 1,3i lx	0,61	800	54	517	114.994	58.890	56.104	44.883	1.657
Renault Twingo 1,2	0,62	775	40	576	128.498	77.641	50.857	40.686	1.657
Toyota Starlet 1,3i	0,63	750	40	252	117.995	64.281	53.714	42.971	1.657
Daihatsu Charade 1,3	0,64	775	66	179	114.997	64.712	50.285	40.228	1.657
Peugeot 205 Forever	0,65	800	51	283	129.990	73.779	56.211	44.969	1.657
Peugeot 106 XS	0,74	775	76	3.311	129.988	73.778	56.210	44.968	1.657
K1 (<800 kg) gns./i alt	0,64	735		9.916	121.421	66.656	54.765	43.812	1.657
gns. - mest energieff	0,15	60			4.924	1.551	3.373	2.699	
801 - 900 kg									
Fiat Punto 60 (55)	0,55	825	40	4.968	125.500	70.716	54.784	43.827	2.260
Renault Clio 1,4	0,61	850	58	618	130.998	71.570	59.428	47.542	2.260
Opel Corsa 1,4i nz Swing 5g 3-d	0,63	850	44	4.003	128.694	72.231	56.463	45.170	2.260
Ford Fiesta 1,3	0,64	825	44	2.201	124.796	66.293	58.503	46.802	2.260
Mazda 323 1,3i kat	0,64	900	55	4.497	134.994	76.996	57.998	46.398	2.260
Renault 19 1,4	0,65	900	59	2.307	162.196	91.090	71.106	56.885	2.260
Mitsubishi Colt 1300 GLi	0,69	900	55	893	134.998	75.428	59.570	47.656	2.260
Skoda Favorit 136 F	0,71	875	44	2.228	102.998	56.071	46.927	37.542	2.260
Seat Ibiza 1,6i (1,4 clx)	0,71	875	44	701	137.599	74.064	63.535	50.828	2.260
Skoda Favorit 135 F	0,71	850	40	2.220	91.997	43.641	48.356	38.685	2.260
Mitsubishi Lancer 1300 GLi/air (Vægt anslået)	0,73	900		895	149.998	83.392	66.606	53.285	2.260
Lada Samara 1,1	0,73	875	55	1.670	82.998	45.714	37.284	29.827	2.260
K2 (801-900 kg) gns./i alt	0,65	863		27.201	124.963	69.080	55.882	44.706	2.260
gns. - mest energieff	0,10	38			-537	-1.636	1.098	879	

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Udvalg af mest solgte biler i Danmark 1994	Benzinforbrug	Egenvægt	Effekt	Solgte biler 1994	Pris	Registreringsafgift	Pris inkl. moms	Pris ekskl. moms	Vægtafgift
BENZIN	l/10km	Kg	KW	Antal	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.
901 - 1.000 kg									
Nissan Sunny 1,4i Sport	0,62	975	64	1.958	154.986	88.170	66.816	53.453	2.260
Opel Astra 1,6i nz	0,63	950	55	8.754	172.223	106.260	65.963	52.770	2.260
Hyundai Accent 1,3 LS (vægt anslået)	0,63	950	67	193	132.994	77.139	55.855	44.684	2.260
Toyota Corolla 1,3 XLi H/B 5g 5d	0,65	1.000	65	7.529	148.993	73.852	75.141	60.113	2.260
Daihatsu Applause 1,6	0,70	925	77	103	159.996	96.854	63.142	50.514	2.260
Citroën ZX (+AX) 1,4i	0,70	925	55	3.891	116.996	60.782	56.214	44.971	2.260
Peugeot 306 XL (XR-5-d)	0,71	975	65	3.352	149.990	87.922	62.068	49.654	2.260
Hyundai Pony 1,5 LS	0,71	1.000	53	1.541	112.994	59.389	53.605	42.884	2.260
Honda Civic 1,5 Lsi 3-d	0,73	950	66	520	179.500	106.321	73.179	58.543	2.260
Seat Cordoba 1,6	0,73	955	55	562	142.799	75.692	67.107	53.686	2.260
Ford Escort 1,6 3-d	0,74	950	66	8.783	168.398	96.684	71.714	57.371	2.260
Fiat Tipo 1,6i E	0,75	950	55	1.592	155.996	87.283	68.713	54.970	2.260
Seat Toledo 1,6 (1,8)	0,75	1.000	66	210	168.296	88.798	79.498	63.598	2.260
Opel Vectra 1,8i (2,0 4-d)	0,78	1.000	85	4.187	210.907	126.937	83.970	67.176	2.260
Peugeot 405 Style 1,6 (GTX)	0,79	975	89	3.149	175.985	105.953	70.032	56.026	2.260
Volvo 440 1,8	0,81	975	66	510	190.827	103.685	87.142	69.714	2.260
Volvo 460 1,8	0,81	1.000	66	2.720	190.827	106.960	83.867	67.094	2.260
K3 (901-1000 kg) gns./i alt	0,71	969		49.554	16.3399	93.232	70.167	56.134	2.260
gns. - mest energieff	0,09	-6			8.413	5.062	3.351	2.681	
1.001 - 1.100 kg									
Nissan Primera 1,6 E lx	0,70	1.025	66	2.519	189.984	104.525	85.459	68.367	2.260
Fiat Tempra 1,6i E	0,71	1.025	66	311	175.500	105.466	70.034	56.027	2.260
Mazda MX-3 i,6i dohc og MX-5 (pris MX-3)	0,74	1.075	100	170	295.000	172.539	122.461	97.969	2.260
VW Golf 1,8 CL 5-d	0,77	1.050	66	5.226	189.963	97.723	92.240	73.792	2.260
VW Vento 1,8 GL-4-d	0,77	1.075	66	1.600	212.028	116.278	95.750	76.600	2.260
Hyundai Elantra 1,5	0,83	1.075	93	340	159.996	91.747	68.249	54.599	2.260
K4 (1001-1100 kg) gns i alt	0,75	1.048		10.166	193.753	103.617	90.136	72.109	2.260
gns. - mest energieff	0,05	23			3.769	-908	4.677	3.741	

KAPITEL 13 - APPENDIKS 13.1

Udvalg af mest solgte biler i Danmark 1994	Benzinforbrug	Egenvægt	Effekt	Solgte biler 1994	Pris	Registreringsafgift	Pris inkl. moms	Pris ekskl. moms	Vægtafgift
BENZIN	l/10km	Kg	KW	Antal	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.
1.101 - 1.200 kg									
Toyota Carina 1,6 XLi Chaser	0,67	1.150	79	9.526	189.995	102.176	87.819	70.255	3.013
Mitsubishi Galant 1800 GLSi	0,72	1.175	93	840	229.998	128.927	101.071	80.857	3.013
Citroën Xantia 1,8i	0,72	1.200	74	4.956	198.997	122.248	76.749	61.399	3.013
BMW 316i 4dør og Compact	0,73	1.125	75	1.007	315.999	218.286	97.713	78.170	3.013
Honda Concerto 1,6i sx (vægt anslået)	0,79	1.160		205	189.994	112.925	77.069	61.655	3.013
Mazda 626 1,8i sedan	0,79	1.125	78	4.773	204.990	127.457	77.533	62.026	3.013
Alfa 164 2,0TS	0,81	1.175	105	12	344.998	221.570	123.428	98.742	3.013
Toyota Celica 1,8	0,83	1.200	129	317	289.996	170.390	119.606	95.685	3.013
Opel Omega 2,0i 16V	0,87	1.200	100	332	333.301	196.658	136.643	109.314	3.013
Subaru Legacy 2,0 GL Sedan (vægt anslået)	0,88	1.125	85	153	240.000	144.609	95.391	76.313	3.013
K5 (1101-1200 kg) gns./i alt	0,72	1.157		22.121	206.516	121.283	85.233	68.187	3.013
gns. - mest energieff	0,05	7			16.521	19.107	-2.586	-2.068	
1.201 - 1.300 kg									
Rover 820 si 4-d (lidt tilfældigt)	0,78	1.300	100	256	325.000	205.857	119.143	95.314	3.013
Peugeot 605 Sli	0,81	1.250	97	205	319.988	197.277	122.711	98.169	3.013
VW Passat Variant 1,8	0,81	1.225	66	1.788	228.116	128.521	99.595	79.676	3.013
Alfa 145 1,6 L	0,82	1.250	76	162	199.998	109.320	90.678	72.542	3.013
Hyundai Sonata 2,0 GL	0,82	1.275	102	173	204.996	119.248	85.748	68.598	3.013
Ford Mondeo 1,8 (clx bf)	0,85	1.250	85	7.194	209.502	115.894	93.608	74.886	3.013
Honda Accord 2,0i s	0,86	1.225	96	882	234.998	138.177	96.821	77.457	3.013
Audi 80 2,0 E	0,86	1.225	85	979	234.984	96.306	138.678	110.942	3.013
Mercedes C 180	0,88	1.280	90	167	418.376	260.017	158.359	126.687	3.013
Saab 9000 2,0csi	0,95	1.300	96	299	335.000	196.428	138.572	110.858	3.013
Ford Scorpio 2,9 (clx)	1,20	1.300	152	125	340.018	192.077	147.941	118.353	3.013
K6 (1201-1300 kg) gns./i alt	0,85	1.246		12.230	227.436	125.702	101.734	81.387	3.013
gns. - mest energieff	0,07	-54			-97.564	-80.155	-17.409	-13.927	

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Udvalg af mest solgte biler i Danmark 1994	Benzinforbrug	Egenvægt	Effekt	Solgte biler 1994	Pris	Registreringsafgift	Pris inkl. moms	Pris ekskl. moms	Vægtafgift
BENZIN	l/10km	Kg	KW	Antal	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.
1.301 - 1.400 kg									
Citroën XM 2,0L	0,81	1.350	98	197	331.997	209.177	122.820	98.256	3.917
Alfa 155 2,0ts	0,86	1.350	104	90	269.996	168.355	101.641	81.313	3.917
Volvo 850 2,5	0,88	1.350	106	589	357.998	177.998	180.000	144.000	3.917
Volvo 940 2,3	0,92	1.325	85	856	309.924	183.496	126.428	101.142	3.917
Saab 900 2,0 i	0,92	1.400	98	813	260.000	148.214	111.786	89.429	3.917
Audi 100 2,6 E (80 2,6E)	0,95	1.400	110	182	410.421	244.699	165.722	132.578	3.917
Chrysler Vision	1,02	1.350		110	492.000	307.394	184.606	147.685	3.917
K7 (1301-1400 kg) gns./i alt	0,91	1.360		2.837	319.371	182.277	137.094	109.675	3.917
gns. - mest energieff	0,10	10			-12.626	-26.900	14.274	11.419	
> 1.401 kg									
BMW 525i	0,92	1.425	141	342	534.998	344.105	190.893	152.714	3.917
Mitsubishi Sigma 3,0 V6 24v aut (pris og benzinforbrug anslået)	1,00	1.425		51	370.000	157.644	212.356	169.885	3.917
Audi A6 Limousine 2,6E (vægt anslået)	1,05	1.420	110	345	441.420	275.698	165.722	132.578	3.917
Div Volvo; store modeller (960 2,5)	1,05	1.450	125	92	450.000	280.715	169.285	135.428	3.917
Toyota Previa 2,4 gli 4d stcar	1,15	1.675	97	66	464.992	292.279	172.713	138.170	5.424
Jaguar XJ6 4,0 S (antal opvægtet for at repræsentere flere biler af typen)	1,17	1.725	183	200	1.097.700	665.664	432.036	345.629	5.424
Audi A8 4,2 (A6 4,2, vægt anslået)	1,19	1.730	220	14	1.297.682	815.081	482.601	386.081	5.424
K8 (>1400 kg) gns./i alt	1,04	1.498		1.110	598.132	369.820	228.312	182.650	4.297
gns. - mest energieff	0,12	73			63.134	25.715	37.419	29.935	380
I alt K1-K8 gns./i alt	0,71			135.135	174.564	98.873	75.691	60.553	2.459

KAPITEL 13 - APPENDIKS 13.1

Udvalg af mest solgte biler i Danmark 1994	Diesel-forbrug	Egen-vægt	Effekt	Solgte biler 1994	Pris	Registre-rings-afgift	Pris inkl. moms	Pris ekskl. moms	Vægt-afgift
DIESEL	l/10km	Kg	KW	Antal	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.	Kr.
Opel Astra 1,7 DR GL Caravan	0,53	1.000	60	84	169.895	100.004	69.891	55.913	2.260
VW Golf 1,9 diesel	0,59	1.075	55	134	206.456	123.507	82.949	66.359	2.260
Peugeot 306 XRDT/1,9 diesel 5-dør (incl peugeot 106)	0,60	1.025	66	1.038	166.989	98.136	68.853	55.083	2.260
Mercedes C 220 D	0,66	1.330	70	175	607.214	381.138	226.076	180.861	3.917
Ford Mondeo 1,8 diesel (brændstoføkonomi anslået)	0,70	1.275		85	250.998	152.142	98.856	79.085	3.013
Peugeot 405 GTX TD 5-dør	0,71	1.075	66	230	245.987	148.920	97.067	77.653	2.260
Mercedes C 250 D	0,71	1.380	83	343	566.180	354.759	211.421	169.137	3.917
Mercedes E 250 D (vægt anslået)	0,73	1.400	83	299	641.774	403.355	238.419	190.735	3.917
Mercedes E 300 D (vægt anslået)	0,79	1.470	100	255	715.042	450.456	264.586	211.669	3.917
Mercedes E300 TD (vægt anslået)	0,82	1.550	100	95	866.791	548.009	318.783	255.026	5.424
I alt diesel	0,67	1.203		2.738	383.571	237.367	146.204	116.963	3.042
gns. - mest energieff	0,14	203			213.676	137.363	76.313	61.050	782

Potentiale for reduktion af CO₂-emissionerne og de velfærdsøkonomiske omkostninger herved (1995-prisniveau)

Vægt- klasse	Egen- vægt (kg)	Ny-solgte 1993/94	Scenarie- bestand	Reel bestand	Årskørsel (km)	Energi (mill. liter)			CO ₂ (tons)			
				Pr. 31/9 1996		Mid- del	Mest effektiv	Diffe- rence	Mid- del	Mest effektiv	Diffe- rence	
Benzin												
1	<800	18.209	134.429	389.923	14.000	128	98	30	308.141	236.181	71.959	
2	801-900	31.259	230.771	360.103	14.000	223	190	33	534.228	455.094	79.134	
3	901-1000	52.315	386.218	352.890	14.000	408	358	50	978.786	858.581	120.205	
4	1001-1100	57.560	424.939	289.068	14.000	478	445	33	1.146.277	1.066.553	79.724	
5	1101-1200	24.225	178.842	109.520	14.000	192	179	13	461.481	429.637	31.844	
6	1201-1300	17.973	132.686	100.145	14.000	168	155	14	403.987	371.089	32.898	
7	1301-1400	4.489	33.140	22.143	14.000	45	40	5	107.889	96.249	11.640	
8	>1400	3.051	22.524	20.730	14.000	35	31	4	83.748	74.301	9.448	
Diesel		5.510	73.635	79.096	42.500	219	174	45	582.156	462.688	119.468	
Total benzin		209.081	1.543.549	1.644.522	2.927.134.000	1.678	1.496	182	4.024.537	3.587.687	436.851	
Total diesel		5.510	73.635	79.096	234.175.000	219	174	45	582.156	462.688	119.468	
I alt		214.591	1.617.184	1.723.618	3.161.309.000	1.898	1.670	227	4.606.693	4.050.375	556.319	

Vægtklasse	1	2	3	4	5	6	7	8	Diesel	Vægtet
CO ₂ red/km	38,24	24,49	22,23	13,40	12,72	17,71	25,09	29,96	38,18	20,43 g/km
VOMK _v /km 1995-priser	8,00	3,70	6,99	0,70	16,34	-44,46	-17,40	11,46	27,39	2,92 øre/km
VOMK _v /km 2005-priser	13,92	7,50	10,44	2,77	18,31	-41,71	-13,51	16,11	31,56	5,96 øre/km
VOMK _v /CO ₂ red 1995-priser	0,21	0,15	0,31	0,05	1,28	-2,51	-0,69	0,38	0,72	0,14 øre/g
VOMK _v /CO ₂ red 2005-priser	0,36	0,31	0,47	0,21	1,44	-2,36	-0,54	0,54	0,83	0,29 øre/g

Anm.: VOMK = Velfærdsøkonomiske omkostninger opgjort i beregningspriser

Kilder: Årskørsel: Samfærdsel og turisme 1994:25, Danmarks Statistik, 1994.

Antal biler på egenvægt: Bilstatistisk Servicesystem, Danmarks Statistik, 25/10 1996.

Emissionsfaktorer: COPERT 90, Samaras, Z. et al, Brussels, 1992.

Litteratur

Alcamo J., Shaw R. & Hordijk L. (ed.) (1990): "The RAINS Model of Acidification", Dordrecht 1990.

Andersen F. M., Jacobsen H. K., Morthorst P. E., Olsen A., Rasmussen M., Thomsen T. & Trier P. (1998): "EMMA: En energi- og miljørelateret satellitmodel til ADAM", Nationaløkonomisk Tidsskrift 1998 s. 333 - 349.

Arrow K. J., Cline W. R., Mähler K-G., Munasinghe M., & Stiglitz J. E. (1996): "Intertemporal Equity and Discounting" i IPCC: "Climate Change 1995, The Economic and Social Dimensions of Climate Change", Cambridge 1996.

Automobilimportørernes Sammenslutning (1995): "Vejtransporten i tal og tekst 1995", København 1995.

Baumol W. & Oates (1988): "The Theory of Environmental Policy", Cambridge 1988.

Bioconsult (1998): "Vandløbsvegetation på restaurerede strækninger af Brede Å, 1991-1997", Bioconsult 1998.

Bioconsult (1999): "Forekomsten af ørredyngel og okker på grusstrøg på restaurerede strækninger af Brede Å, 1998", Bioconsult 1999.

Bockstael N. E., McConnell K. E. & Strand I. (1991): "Recreation", i Braden & Kolstad (1991).

Borch K. H. (1972): "The Economics of Uncertainty", Princeton 1972.

Braden J. B. & Kolstad C. D. (1991): "Measuring the Demand for Environmental Quality", Amsterdam 1991.

Bruzelius N. (1979): "The Value of Travel Time", London 1979.

Budgetdepartementet (1990): "Vejledning i samfundsøkonomisk projektvurdering", Budgetdepartementet 1990.

Christensen J. B. (1984): "Recreation Economics: Some Results from a Danish Study", i O. Saastamoinen et al. (ed.): "Multiple Use Forestry in Scandinavian Countries. Proceedings of the Scandinavian Symposium held in Rovaniemi, Finland, 13. - 17. September 1982", Helsinki 1984.

Christensen L. (1999): "ALTRANS - Persontrafik, adfærd og fremskrivning", Faglig rapport fra DMU 1999 (under udgivelse).

COWI (1997): "PETRA working paper no. 1 - 9", COWI 1997.

Crepaz, R. (1989): "Genanvendelse af støberiaffaldssand", Teknologisk Institut 1989.

Danmarks Statistik (1998a): "Statistisk Tiårsoversigt 1998", Danmarks Statistik 1998.

Danmarks Statistik (1998b): "Statistisk Årbog 1998", Danmarks Statistik 1998.

Danmarks Statistik (1998c): "Statistiske Efterretninger: Nationalregnskab, Offentlige Finanser og Betalingsbalance 1998:2", Danmarks Statistik 1998.

Danmarks Statistik (1998d): "Landbrugsstatistik 1997", Danmarks Statistik 1998.

Danmarks Turistråd (1998): "Turismens økonomiske betydning nationalt og regionalt 1996", Danmarks Turistråd 1998.

Dasgupta P. S., Sen A. K. & Marglin S. (1972): "Guidelines for Project Evaluation", UNIDO New York 1972.

Dasgupta P. S. & Heal G. M. (1979): "Economic Theory and Exhaustible Resources", Cambridge 1979.

EU (1999): "Guidelines on Costing Environmental Policies", DGXI Working paper 1999.

DOF (1999): "Ornitologisk overvågning af Brede Ådal 1998". Dansk Ornitologisk Forening, Sønderjylland 1999.

Dubgaard A. (1994): "Valuing Recreation Benefits from the Mols Bjergerne Area, Denmark", i Dubgaard A., Bateman I. & Merlo M. (ed.): "Economic Valuation of Benefits from Countryside Stewardship", Kiel 1994.

Dubgaard, A (1998): "Economic Valuation of Recreational Benefits from Danish Forests", i S. Dabbert et al. (ed.): "The Economics of Landscape and Wildlife Conservation", CAB International, Wallingford 1998.

ELSAM (1996): "Prissætning af miljøeffekter ved kulfyret elproduktion", ELSAM 1996.

Energistyrelsen (1996): "Generelle forudsætninger for samfundsøkonomiske beregninger", Energistyrelsen 1996.

Fenger J., Jensen T. & Madsen H. B. (1984): "Forureningsprojektet: Materialeskader", Miljøstyrelsen 1984.

Fenger J. (1995): "Ozon - som luftforurening", Temarapport fra DMU 1995/3, Danmarks Miljøundersøgelser 1995.

Finansministeriet (1999): "Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger", Finansministeriet 1999.

Frandsen S. E., Hansen J. V. & Trier P. (1996a): "En generel ligevægtsmodel for Danmark og beregnede virkninger af CO₂-afgifter", Nationaløkonomisk Tidsskrift 1996 s. 272 - 289.

- Frandsen S. E.**, Hansen J. V. & Trier P. (1996b): "Modelberegninger af CO₂-reduktion - en kommentar til Henning Mæng", *Samfundsøkonomen* 1996:6 s.13 - 16.
- Frandsen S. E.**, Hansen J. V. & Trier P. (1996c): "Modelforståelse og CO₂-beregninger - en duplik til Klaus Illum", *Samfundsøkonomen* 1996:7 s. 25 - 26.
- Freeman III A. M.** (1994): "The Measurement of Environmental and Resource Values - Theory and Methods", Washington 1994.
- GEUS** (1995): "Grundvandsovervågning 1995", Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser, Miljø- og Energiministeriet 1995.
- Gustafsson B.** (1998): "Scope and Limits of the Market Mechanism in Environmental Management", *Ecological Economics* vol. 24 1998 s. 259 - 274.
- Hald A. B.** (1998): "Botaniske konsekvenser af Vandmiljøplan II's plan om våde enge", *Urt* nr. 4 1998 s. 114 - 120.
- Hansen H. O.** (1999): "Restaurering af Brede Å: Effekter på invertebratfaunaen", Arbejdsrapport fra DMU nr. 102, 1999.
- Hansen, K.**, Raulund-Rasmussen K. & Gundersen P. (red.) (1996): "Skovdriftens effekter på dyrkningsgrundlag, grund- og overfladevand", *Skovbrugsserien* nr. 18 Forskningscentret for Skov & Landskab 1996.
- Hartwick J. M.** (1977): "Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources", *American Economic Review* 1977 s. 972 - 974.
- Hasler B.** (1998): "Styring af kvælstofanvendelsen i landbruget", PhD afhandling Danmarks Miljøundersøgelser 1998.
- HEI/ET** (1997): "Sæson for jagtinvitationer som kundepleje fra 50.000 kroner og opefter", *Økonomisk Ugebrev* nr. 29, 22. september 1997.
- Hjorth-Andersen Ch.** (1976): "Måling af vejstøjens påvirkning af parcelhuspriserne", Københavns Universitets Økonomiske Institut, Cykelafdelingen memo nr. 38 1976.
- Illum K.** (1995): "SESAM - The Sustainable Energy Systems Analysis Model", Aalborg University Press 1995.
- Illum K.** (1996): "Modelberegninger og bæredygtig udvikling", *Samfundsøkonomen* 1996:7 s. 21 - 24.
- Illum K.** (1997): "Svar på Frandsen, Trier og Hansen's duplik i *Samfundsøkonomen* 1996:7", *Samfundsøkonomen* 1997:1 s. 35 - 36.
- IPCC** (1997): "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories", Intergovernmental Panel on Climate Change, Rev. January 1997.

Janssen R. (1992): "Multiobjective Decision Support for Environmental Management", Dordrecht 1992.

Jensen J. D. (1996): "An Applied Econometric Sector Model for Danish Agriculture (ESMARALDA)" Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, Rapport nr. 90, 1996.

Jensen P. R. et. al. (1995): "En velfærdsindikator for Danmark 1970 - 1990", Rockwool Fonden 1995.

Jensen, F. S. & Koch N. E. (1997): "Friluftsliv i skovene 1976/77 - 1993/94", Forskningsserien nr. 20, Forskningscentret for Skov & Landskab 1997.

Johansen L. (1978): "Lectures on Macroeconomic Planning II - Centralization, Decentralization and Uncertainty", Amsterdam 1978.

Johansson P-O (1993): "Cost Benefit Analysis and Environmental Change", Cambridge 1993.

Jordal Jørgensen J. - (1995a): "Betinget værdisætning af miljøgoder - Lukning af Barsebäck", SØM publikation nr. 9, Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut 1995.

Jordal-Jørgensen J. (1995b): "Samfundsmæssig værdi af vindkraft. Delrapport: Visuelle effekter og støj fra vindmøller - kvantificering og værdisætning", Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut 1995.

Kidholm K. (1995): "Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker", Odense Universitet, Center for helsetjenesteforskning og socialpolitik 1995.

Kneese A. V. & Schulze W. D. (1985): "Ethics and Environmental Economics", i Kneese A. V. & Sweeney J. L.: "Handbook of Natural Resource and Energy Economics, vol. I", Amsterdam 1985.

Koch, N. E. & Kristiansen L. (1991): "Flersidigt skovbrug - et idékatalog", Særnummer af Skoven 23. årgang, september 1991.

Kveiborg O. & Thelle M. (1997): "Danske modeller inden for transport, miljø og økonomi - en oversigt", Danmarks Miljøundersøgelser og Energistyrelsen 1997.

Kødbranchens Fællesråd (1998): "Statistik 1997", Kødbranchens Fællesråd 1998.

Lesourne J. (1975): "Cost Benefit Analysis and Economic Theory", Amsterdam 1975.

Lind R. C. (ed.) (1982): "Discounting for Time and Risk in Energy Policy", Washington D. C. 1982.

Linddal M. & Jensen F. S. (1991): "Værdiundersøgelse af friluftslivet på Vestamager", Ugeskrift for jordbrug nr. 35/36 1991.

Lindeneg K. (1993): "Prioritering og styring", København 1993.

- Little I. M. D. & Mirrlees J. A.** (1974): "Project Appraisal and Planning for Developing Countries", London 1974.
- LR** (1997a): "Håndbog i driftsplanlægning 1997", Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Uddannelse 1997.
- LR** (1997b): "Budgetkalkuler 98 for de enkelte produktionsgrene - kalenderårene 1997 og 1998", Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Uddannelse 1997.
- Løgumkloster Kommune** (1997a): "Lokalplan 02-38 for Møldamager og forlængelse heraf over mod Lobæk", Løgumkloster Kommune 1997.
- Løgumkloster Kommune** (1997b): "Delspildevandsplan Bedsted by, Øster Højst by, Mølledamsoplandet, Opland til følsomme vandløb, Landområde i øvrigt", Løgumkloster Kommune 1997
- Miljøministeriet** (1993): "Råd om fremgangsmåde ved miljøkonsekvensvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag", Miljøministeriet 1993.
- Miljøstyrelsen** (1992): "Samfundsøkonomisk vurdering af mulighederne for at genanvende støberiaffaldssand", Arbejdsrapport nr. 39, Miljøstyrelsen 1992.
- Miljøstyrelsen** (1995a): "Miljøøkonomi for papir- og papkredsløbet", Miljøprojekt nr. 294, Miljøstyrelsen 1995.
- Miljøstyrelsen** (1995b): "Bortskaffelse af spildolie", Miljøstyrelsen 1995.
- Miljøstyrelsen** (1997): "Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip", Miljøprojekt nr. 373, Miljøstyrelsen 1997.
- Miljøstyrelsen** (1998): "Forsigtighedsprincippet", Miljønyt nr. 31, Miljøstyrelsen 1998.
- Mitchell R. C. & Carson R. T.** (1989): "Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method", Washington 1989.
- Morthorst P. E.** (1993): "The cost of CO₂ reduction in Denmark - methodology and results", Risø-R-728, Risø 1993.
- Munksgaard J. & Pedersen J. R.** (1997): "Miljømål og samfundsøkonomi", Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut 1997.
- Mæng H.** (1996a): "Omkostningerne ved CO₂-reduktion", Samfundsøkonomen 1996:3 s. 21 - 31.
- Mæng H.** (1996b): "Modelberegninger af CO₂-reduktion - en uddybende replik", Samfundsøkonomen 1996:6 s. 17 - 19.
- Møller F.** (1984): "Social Cost Benefit Analyse - teori og praksis", Licentiatafhandling nr. 19, Københavns Universitets Økonomiske Institut 1984.

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØPROJEKTER

Møller F. (1989): "Samfundsøkonomisk projektvurdering", Finansministeriet 1989.

Møller F. (1996): "Værdisætning af miljøgoder", København 1996.

Møller F. (1997): "Samfundsøkonomisk analyse på miljøområdet", Arbejdsrapport fra DMU nr. 47, Danmarks Miljøundersøgelser 1997.

Møller F. & Wier M. (1997): "Indirekte miljøeffekter i traditionel projektvurdering", Nationaløkonomisk Tidsskrift 1997, s. 58 - 72.

Møller F. & Winther M. (1998): "Mere brændstofeffektive køretøjer", Faglig rapport fra DMU nr. 231, Danmarks Miljøundersøgelser 1998.

Møllgaard E. (1993): "Værdisætning af forurening i Danmark - med fokus på energirelateret luftforurening", Statsvidenskabelig Kandidatafhandling Københavns Universitet 1993.

Nash R. F. (1989): "The Rights of Nature: A History of Environmental Ethics", Wisconsin 1989.

Nielsen L. (1998): "Prognosemodeller på det energi- og miljøpolitiske område", Nationaløkonomisk Tidsskrift 1998 s. 169 - 185.

NOOA (1993): "Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation", Federal Register vol. 68 no. 10 January 15. 1993.

Nordstrand R. (1977): "Samfundsøkonomisk projektvurdering", Blå memo nr. 58 fra Københavns Universitets Økonomiske Institut 1977.

Norges Offentlige Utredninger (1998): "Nytte-kostnadsanalyser. Vejledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor", NOU 1998:16.

OECD (1997): "The Agricultural Outlook 1998-2003", Paris 1997.

Paaby H. et al. (1996): "Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne", Faglig rapport fra DMU nr. 165, 1996.

Palmquist R. B. (1991): "Hedonic Methods", i Braden & Kolstad (1991).

Pearce D. W. & Nash C. A. (1981): "The Social Appraisal of Projects - A Text in Cost Benefit Analysis", London 1981.

Pearce D. W. & Turner R. K. (1990): "Economics of Natural Resources and the Environment", New York 1990.

Pedersen M. L., Hoffman C. C. & Kronvang B. (1998): "Restaurering af Brede Å: Vand- og næringsstofbalancer i de vandløbsnære arealer", Arbejdsrapport fra DMU nr. 97, 1998.

- Pedersen M. L.** & Svendsen L. M. (1999): "Restaurering af Brede Å: Stoftilbageholdelse på de vandløbsnære arealer", Arbejdsrapport fra DMU nr. 101, 1999.
- Petersen T. W.** (1997): "Introduktion til CGE-modeller", Nationaløkonomisk Tidsskrift 1997 s. 113 - 134.
- Richards K. R.** (1993): "Valuation of Temporary and Future Greenhouse Reductions", North West Laboratory 1993.
- Risø** (1990): "Brundtland-scenariemodellen - BRUS", Baggrundsrapport nr. 7 til ENERGI 2000, 1990.
- Roth E.** & Jensen S. (1997): "Den økonomiske betydning af fisketurisme i Sønderjyllands Amt", Sydjydsk Universitetscenter, Fiskeriøkonomisk Institut 1997.
- Samaras, Z.** et al. (1992): "CORINAIR Working Group on Emission Factors for Calculating 1990. Emissions from Road Traffic. Volume 1: Methodology and Emission Factors", Brussels 1992.
- Schou J. S.,** Paaby H., Jensen J. D. & Vetter H. (1996): "Landbrugspolitik og miljøregulering - 2. delrapport", Miljøprojekt nr. 321, Miljøstyrelsen 1996.
- Shrader-Frechette K. S.** (1991): "Risk and Rationality. Philosophical Foundations for Populist Reforms", Berkeley 1991.
- 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.
- SJFI** (1998c): "Landbrugsregnskabsstatistik 1996/97", serie A nr. 81, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut 1998.
- Skov- og Naturstyrelsen** (1987): "Marginaljorder og miljøinteresser - drifts- og samfundsøkonomiske undersøgelser af intensiv og ekstensiv anvendelse af tørre marginaljorder", Miljøministeriets Projektundersøgelser 1986, Teknikerrapport nr. 15, Skov- og Naturstyrelsen 1987.
- Skov- og Naturstyrelsen** (1995): "Skovøkonomiske Tabeller: Tabelværk til tjenestebrug udgivet af Pyntegrøntsektionen, Dansk Skovforening, Skovdyrkerforeningerne, Det danske Hedeselskab, Skov- og Naturstyrelsen", Skov- og Naturstyrelsen 1995.
- Skov- og Naturstyrelsen** (1997a): "Vejledende maskintimepriser og enhedspræstationer for 1998", Handelskontoret, Notat SHO 17.12.1997, Skov- og Naturstyrelsen 1997.
- Skov- og Naturstyrelsen** (1997b): "Salgsstatistik 1997", Skov- og Naturstyrelsen 1997.
- Skov- og Naturstyrelsen** (1998a): "Skjern Å naturprojektet - Samfundsøkonomisk analyse", Skov- og Naturstyrelsen 1998.

Skov- og Naturstyrelsen (1998b): "Årsanalyse af Skov- og Naturstyrelsens maskindrift 1997", Handelskontoret, Skov- og Naturstyrelsen 1998.

Skov- og Naturstyrelsen (1998c): "Beskyttelse og benyttelse af grundvand på Skov- og Naturstyrelsens arealer", Skov- og Naturstyrelsen 1998.

Skov- og Naturstyrelsen (1998d): "Skovrejsning og CO₂-lagring", Skovpolitisk kontor, Notat HHA, februar 1998, Skov- og Naturstyrelsen 1998.

Smith K. V. (1991): "Household Production Functions and Environmental Benefit Estimation", i Braden & Kolstad (1991).

Solow R. M. (1974): "Intergenerational Equity and Exhaustible Resources", Review of Economic Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources 1974.

Squire L. & van der Tak H. G. (1975): "Economic Analysis of Projects", Washington 1975.

Stryg P. E., Poulsen K. Å. H., Knudsen M. H. & Andersen F. (1991): "Fremtidsperspektiver i dansk landbrug", Skrifter fra Økonomisk Institut KVL, Studier nr. 28, København 1991.

Stryg, P. E., Knudsen M. H., Ravnsborg N. P. & Andersen F. (1995): "En interregional model for landbrugssektoren med modelberegninger frem til år 2000", Rapport fra Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Samfundsvidenskabelig serie nr. 4, KVL 1995.

Suadicani K. (1989): "Data til dækningsbidragsberegninger", Skovteknisk Institut, Akademiet for Tekniske Videnskaber 1989.

Sønderjyllands Amt (1997): "Spørgeskemaundersøgelse Brede Å, 1997", (upubliceret).

Tietenberg T., Button K. J. & Nijkamp P. (ed.) (1999): "Environmental Instruments and Institutions", Cheltenham 1999.

Trafikministeriet/COWI (1990): "Referencemodel for den danske transportsektor 1988 - 2030", Trafikministeriet/COWI 1990.

Varian H. R. (1984): "Microeconomic Analysis", New York 1984.

Vejdirektoratet (1992): "Undersøgelse af større hovedlandevejsarbejder. Metode for effektberegninger og økonomisk vurdering", Vejdirektoratet, Økonomisk-statistisk afdeling 1992.

Wier M. (1996): "BASIS. En konsekvensanalysemodel for forbruget af byggematerialer", Faglig rapport fra DMU nr. 164, 1996.