

Prissætning af transportens eksterne effekter

En gennemgang af metoderne til prissætning samt danske og internationale prissætningsstudier

Katja Birr-Pedersen
Danmarks Miljøundersøgelser

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

INDHOLD	3
FORKLARING AF FORKORTELSER ANVENDT I RAPPORTEN	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	19
VALUATION METHODS AND THEIR APPLICABILITY FOR TRANSPORT PRICING	19
PRICING THE EXTERNALITIES FROM TRANSPORT ACTIVITIES	20
1 INDLEDNING	25
2 BESKRIVELSE AF PRISSÆTNINGSMETODER OG DERES ANVENDELIGHED PÅ TRANSPORTOMRÅDET	27
2.1 MÅLING OG PRISSÆTNING AF EKSTERNE EFFEKTER: HVORFOR, HVORDAN OG HVILKE VÆRDIER	27
2.2 PRISSÆTNINGSMETODER FOR TRAFIKKENS EKSTERNE EFFEKTER	28
2.2.1 Den hedoniske metode	29
2.2.2 Rejseomkostningsmetoden	30
2.2.3 Hypotetiske prissætningsmetode: Contingent Valuation	31
2.2.4 Forebyggelses- og behandlingsomkostninger	32
2.2.5 Skyggeprismetoden (prissætning fra omkostningssiden når der eksisterer miljømålsætninger)	33
2.2.6 Sammenfatning af metoderne	33
2.3 PRISSÆTNING PÅ ET STATISTISK LIV ELLER TABTE LIVSÅR	34
2.3.1 Prissætning af et statistisk liv (VSL)	34
2.3.2 Prissætning af tabte livsår (VOLY)	36
2.3.3 Pårørende og andres prissætning af risikoen	37
2.3.4 Human kapital tilgang	38
2.3.5 Sammenfatning af prissætning af et statistisk liv	39
2.4 BEMÆRKNINGER VEDRØRENDE BENEFIT TRANSFER	40
3 DANSKE OG INTERNATIONALE PRISSÆTNINGSSTUDIER PÅ TRANSPORTOMRÅDET	43
3.1 TRANSPORTENS EKSTERNE EFFEKTER	43
3.2 PRISSÆTNING AF LUFTFORURENING	45
3.2.1 Cowi (1999): Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger: Luftforurening	48
3.2.2 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Air Pollution and Climate Change	53
3.2.3 Sammenfatning af resultater for luftforurening inkl. klimaskader	55
3.3 PRISSÆTNING AF STØJ	56
3.3.1 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Noise	57
3.3.2 Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren	59
3.3.3 Sammenfatning af resultater for støj	61
3.4 PRISSÆTNING AF UHELD	61
3.4.1 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Accidents	63

3.4.2	<i>Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren: Afsnit 3.3 Uheld</i>	66
3.4.3	<i>Sammenfatning af resultater for trafikuheld</i>	67
3.5	PRISSÆTNING AF TRÆNGSEL	69
3.5.1	<i>INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Congestion</i>	71
3.5.2	<i>Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren</i>	74
3.5.3	<i>Sammenligning af resultater for eksterne trængselsomkostninger</i>	75
3.6	FYSISKE OG SOCIALE BARRIEREEFFEKTER	76
3.6.1	<i>Vejdirektorat (1999): Trafikøkonomiske enhedspriser Prsniveau 1997</i>	76
3.6.2	<i>INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Additional costs in urban areas</i>	77
3.6.3	<i>Sammenfatning af omkostninger fra barriereeffekter</i>	81
3.7	EKSTERNE EFFEKTER FRA ÆNDRING I AREALANVENDELSEN	82
3.7.1	<i>INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Nature and landscape</i>	83
3.7.2	<i>Bein (1997): Monetization of Environmental Impacts of Roads</i>	86
3.7.3	<i>Biodiversitet: Bein (1997): Monetization of Environmental Impacts of Roads</i>	88
3.7.4	<i>Sammenfatning af eksterne effekter fra ændring i arealanvendelsen</i>	89
3.8	SAMMENFATNING AF FORSKNINGSBEHOV/FORSLAG TIL STUDIER	89
4	EKSTERNE OMKOSTNINGER FRA TRAFIKARBEJDE I DANMARK I ÅR 2000	93
4.1	DATAMATERIALE	93
4.2	RESULTATER FRA BASISSCENARIET	94
4.3	RESULTATER FRA FØLSOMHEDSANALYSER	95
5	REFERENCES:	101
	BILAG A EXTERNE EXTERNALITIES OF ENERGY	105

Forklaring af forkortelser anvendt i rapporten

CO – kulilte

CO₂ - kuldioxid

CV – contingent valuation, betinget værdisætning

HC – kulbrinter

NO_x – nitrogenoxider

PBE – personbil equivalent

PPP – purchasing power parity

SBT – støjbelastningstal

SO₂ – svovldioxid

VOLY – value of a life year, værdi af et (tabt) livsår

VPF – value of preventing af statistical fatality, alternativ udtryk for VSL

VSL – value of af statistical life, værdien af et statistisk liv

WTA – willingness to accept; kompensationskrav

WTP – willingness to pay; betalingsvillighed

Sammenfatning og konklusioner

Udover private omkostninger for den enkelte bruger medfører transporten en række eksterne effekter for ikke-brugere og samfundet som helhed. Disse eksterne omkostninger, såsom bidrag til luftforurening, støjgener, uheldsomkostninger, tidstab på grund af trængsel, barriereeffekter i byerne og påvirkning af natur og landskab er blevet et vigtig emne på nationalt og internationalt plan. Hvad enten det handler om såkaldte "road-pricing" systemer for danske byer på nationalt niveau eller en harmonisering af transportens afgiftssystemer i Europa, så er det opgørelsen af de rigtige "priser" og de derfor anvendte økonomiske prissætningsmetoder som er i centrum af diskussionen.

Miljøstyrelsen har tidligere publiceret et samlet overblik over danske og internationale forsøg på at prissætte transportens eksterne effekter (Kveiborg, 2001) som viser at der kan være store forskelle mellem de enkelte enhedspriser. Størrelsen af prisestimer for transportens eksterne effekter og usikkerheden knyttet til dem er tit afhængig af den anvendte metode. Formålet med denne rapport har derfor været en opfølgning af det tidligere studie (Kveiborg, 2001) med henblik på at vurdere anvendeligheden af konkrete prisestimer (dvs. enhedspriser i form af kr./km) for danske forhold. Dette kræver imidlertid at de respektive publicerede enhedspriser, så vidt som muligt, er beregnet på basis af danske transportdata, fx statistiske opgørelser over årligt trafikarbejde, fordeling mellem køretøjsarter og belægningsgrad, men også emissionskoefficienter, omfanget af den berørte befolkning og andre landespecifikke forhold som bevirker at priserne varierer mellem lande.

Denne begrænsning, samt de ressourcemæssige rammer af projektet, har derfor bevirket at literaturgennemgangen primært beskriver beregninger fra et nyt europæisk studie om transportens eksterne effekter (INFRAS/IWW, 2000), samt de nyeste danske opgørelser af enhedspriser. Kun i de tilfælde hvor problemstillingerne og metoderne til at opgøre de pågældende eksterne effekter er sparsomt belyst og metodisk afprøvet, som fx barriereeffekter og ændring i arealanvendelse, medtages henvisninger til fx en canadisk undersøgelse (Bein, 1997). Litteraturgennemgangen i denne rapport omfatter dermed ikke alle aktuelle prissætningsforsøg af transportens eksterne effekter, men kun dem som tager hensyn til specifikke danske forhold.

Prissætningsmetoder og deres anvendelighed på transportområdet

Generelt inddeles prissætningsmetoder i kategorierne "direkte" og "indirekte". Direkte metoder (stated preference methods) måler befolkningens præferencer ved at sætte dem i valgsituationer i hypotetiske markeder, mens de indirekte metoder (revealed preference methods) forsøger at ekstrahere præferencer ved at se på folks faktiske valg i relaterede markeder. Der er stor forskel mellem metoderne med hensyn til de værdier som kan prissættes. For eksempel er det kun contingent valuation metoden (betinget værdisætning) som udover brugsværdier også kan opgøre ikke-brugsværdier, såsom optionsværdier og eksistensværdier. Tabel 1 giver en overblik over de forskellige prissætningsmetoder, typer af værdier som kan prissættes med den enkelte metode og de eksterne effekter metoden kan anvendes til.

Tabel 1: Overblik over prissætningsmetoder

Metode	Type af værdi som prissættes	Anvendelig for følgende eksterne effekter	Kommentarer (fordele, ulemper, usikkerheden, osv.)
Hedonisk metode	Brugsværdier	Støj; ændring i arealanvendelse (rekreative områder, skov); værdien for et statistisk liv	Fordelen er at metoden er baseret på faktisk markedsadfærd. Ejendomsmarkedet skal dog være gennemsnitligt og transaktionsomkostningerne ved at flytte skal være begrænset; ejeren er måske ikke bekendt med alle støjgener. Beskæftigede i risikobehæftede jobs kan have mindre risikoaversion end gennemsnittet af befolkningen.
Rejseomkostningsmetode	Brugsværdier	Ændring i arealanvendelse (rekreative områder, skov)	Forskellige tidsværdier afhænger af formålet med rejsen. Hvad er værdien af fritiden?
Contingent Valuation (betinget værdisætning)	Brugs- og ikke brugsværdier	Prissætning af statistik liv; øget sygdom, støj, trængsel	Svarene kan indeholde forskellige typer af systematisk skævhed (strategisk, design, hypotetisk, operationel); indlejningsproblemer; protestsvar;
Forebyggelses- og behandlingsomkostninger	Omkostninger til udstyr eller aktivitet. Omkostninger forbundet med behandling. Tabt produktionsværdi for samfundet.	Øget sygdom, støj, barriereeffekter, tilsmudsning af bygninger, forsuring af landbrugs- og skovbrugsarealer	Individer er muligvis ikke i stand til at sammenholde marginale omkostninger med marginale gevinster ved investering i forebyggelses- eller behandlingsudstyr; udstyr kan ofte ikke købes i kontinuerede mængder; udstyr tjener ofte andre formål end at afhjælpe det specifikke miljøproblem.
Skyggepris-metoden	Sparede eller øgede omkostninger for samfundet ved at opfylde en bestemt målsætning	Luftforurening (specielt CO ₂ , SO ₂ , NO _x)	Målsætningen er ikke nødvendigvis optimal fra et velfærdsøkonomisk synspunkt.

En af de mest omdiskuterede og kontroversielle temaer i prissætningsproblematikken for transportsektoren er prissætning af et statistisk liv. Ikke kun fordi emnet berører en række etiske spørgsmål, men også fordi omkostninger forbundet med øget dødsfald udgør en stor andel af hele omkostningen relateret til luftforurening og uheld. Prissætning af en risiko som truer livet indeholder såvel egen prissætning af risikoreduktionen gennem det direkte berørte individ som prissætning af risikoreduktionen for et bestemt individ gennem dets indirekte berørte pårørende eller andre mennesker. Endvidere er der omkostninger for samfundet forbundet med død som tilsvarende kan spares ved at reducere risikoen. For opgørelsen af de første to komponenter anvendes enten "Value of a statistical life" (VSL) eller "Value of a life year" (VOLY) – metoden, mens den tredje komponent prissættes ved at anvende human kapital metoden.

VSL-metoden bygger på undersøgelser af befolkningens betalingsvilje for at undgå en nærmere defineret øget risiko for dødsfald. Værdien af et bevaret statistisk liv beregnes bagefter ved at dividere den individuelle betalingsvilje med den observerede ændring i risikoen eller ved at summere individuelle betalingsvilje tilkendegivelser indtil risikoreduktionen svarer til et statistisk liv. VOLY-metoden derimod, bygger i de fleste tilfælde på VSL beregninger som konverteres til priser for et livsår ved at annuisere prisen for et statistisk liv over de resterende forventede antal leveår. Human kapital tilgangen tager

udgangspunkt i produktionstab ved reduktion i arbejdsstyrkens størrelse, dvs. det enkelte individs bidrag til bruttofaktoringkomsten. Produktionstab kan måles både brutto- eller netto, dvs. som bruttoproduktionsværdi minus forbrug.

En konsistent anvendelse af den velfærdsøkonomiske tankegang i projektvurderinger kræver at analysen af fordele og ulemper af projektet tager udgangspunkt i individers egen opfattelse af projektets effekter, dvs. individers willingness-to-pay (WTP) for en risikoreduktion forbundet med reduktion af luftforurening eller forbedret færdselssikkerhed. Usikkerhed tilknyttet prissætningsmetoder som forsøger at opgøre denne WTP, som fx contingent valuation studier, er derimod ikke - som ofte fejlagtig påpeget - begrundet i at mennesker bliver bedt om at prissætte deres eget liv, men at det ofte kan være svært for svarpersonerne at vurdere små ændringer i risikoen, hvilket kan medføre de for contingent valuation studier typiske vurderingsfejl i form af formål og skalaeffekter. Usikkerheden forhøjes yderligere når værdier fra en WTP undersøgelse for reduktion af trafikrisikoen overføres til en vurdering af risikoreduktionen som følge af reduktion af luftforureningen. Dette sker på nuværende tidspunkt ofte på grund af manglende WTP-undersøgelser for sidstnævnte effekt.

Prissætning af transportens eksternaliteter

Resultater fra de studier som præsenteres i denne rapport kan tegne et første billede af omfanget af transportens eksterne effekter for Danmark. Resultaterne anvendes til beregning af et basisscenarie og en række følsomhedsanalyser af de samlede eksterne omkostninger af transport. Rapporten er dog udelukkende baseret på litteraturstudier af de nævnte kilder og detaljeringsgraden af beskrivelser i de enkelte dokumenter varierer meget. I de fleste tilfælde har det derfor været umuligt at komme med en egentlig anbefaling til at anvende nogle enhedspriser frem for andre. At nogle enhedspriser vurderes som bedre egnet end andre på grund af deres metodiske grundlag eller de tilgrundliggende datakilder og derfor anvendes i beregningerne af basisscenariet, er ikke udtryk for en antagelse om at disse priser svarer til de korrekte priser af den pågældende eksterne effekt. En konkret anvendelse af tallene i fx road-pricing sammenhænge eller til bestemmelse af afgiftsstørrelsen kræver en mere detaljeret gennemgang af de forskellige datakilder med hensyn til deres aktualitet og overensstemmelse med danske forhold, end det har været muligt i forbindelse med denne rapport.

De følgende afsnit indeholder en kort sammenfatning af forskellene i de omtalte studier for hver ekstern effekt samt et overblik over enhedspriserne beregnet i hvert studie, ligesom der henvises til hvilke tal der er anvendt i eksempelberegningerne samt følsomhedsanalyserne. For luftforurening, støj og ændring i arealanvendelsen præsenteres og anvendes de marginale priser, dvs. enhedspriser per ekstra km kørt, eller per km kørt i en specifik situation, dvs. by- eller landkørsel. For uhelds- og trængselsomkostninger, samt barriereeffekt anvendes dog gennemsnitlige enhedsomkostninger per km, dvs. samlede omkostninger divideret ved trafikarbejde for hver køretøjstype. I følsomhedsanalysen for trængselsomkostninger anvendes dog også marginale omkostninger forbundet med forskellige trafiksituationer.

Luftforurening inkl. klimaskader

Skader på grund af luftforurening skal bestemmes via en årsagsvirkningskæde. I årsagsvirkningskæden beregnes de fysiske effekter, fx tilsmudsning og korrosion, skovdød og øget dødelighed og sygelighed ved hjælp af emissions-, eksponerings- og eksposure-response faktorer. Det er disse fysiske effekter

som forsøges prissat ved hjælp af forskellige prissætningsmetoder. I afsnittet om luftforurening (inkl. klimaskader) omtales beregninger fra et dansk studie (COWI, 1999) og et europæisk studie (INFRAS/IWW, 2000) som beregner enhedspriser såvel på basis af en bottom-up tilgang baseret på en tysk ExternE model, som en top-down beregningsmodel for gennemsnitlige omkostninger per km af enkelte køretøjstyper. Metoden i COWI (1999) følger i princippet samme bottom-up tilgang som i ExternE-undersøgelsen der blev anvendt til beregningen af de marginale eksterne omkostninger fra luftforurening i INFRAS/IWW (2000). Det må vurderes at COWI's rapport er bedre tilpasset danske forhold, dog overføres også her fx eksponeringsfaktorer fra London til Storkøbenhavn, exposure-response faktorer anvendes for helbredseffekter og priser tages fra ExternE undersøgelsen.

Den største forskel mellem de to rapporter er dog prissætning af effekterne fra CO₂ udledning. Mens der i COWI (1999) anvendes *en pris på 40 kr./ton*, er beregninger i INFRAS/IWW (2000) baseret på en relativ *høj pris på 980 kr./ton*. Priserne er baseret på to forskellige metoder. I COWI (1999) anvendes priser som gerne skulle afspejle potentielle skadeomkostninger forbundet med CO₂-udledning, dog baseret på litteratur som ikke nødvendigvis tager hensyn til den nyeste forskning på området. I INFRAS-undersøgelsen anvendes derimod en skyggepris for de marginale omkostninger forbundet med reduktion af CO₂-udledning.

I eksempelberegninger i denne rapport anvendes tallene fra COWI (1999) som udgangspunkt, dog laves der følsomhedsanalyser ved at anvende de marginale eksterne omkostninger fra INFRAS/IWW (2000) for at medtage evt. større klimaskader.

Tabel 2: Sammenfatning af enhedspriser for Luftforurening

2000 priser	COWI (1999)		INFRAS/IWW (2000)	
	By	Land	By	Land ¹⁾⁺²⁾
(Kr./km)				
Personbil (gns.)			0,48 ²⁾	0,29
Personbil (uden kat.)	0,22	0,27		
Personbil (m.kat.)	0,04	0,05		
Personbil (diesel)	0,14	0,08	0,31	0,31
Motorcykel			0,22	0,22
Bus (diesel)	2,34	1,04	4,39	1,60
Varebil (benzin)	0,16	0,22	0,37	0,37
Varebil (diesel)	0,35	0,19	0,61	0,61
Lastbil (diesel)	1,47	0,86	2,97	1,45
Persontog (diesel)	-	5,79		40,13
Persontog (el)	-	2,15		12,88
Godstog (diesel)	-	14,39		51,91
Godstog (el)	-	2,73		22,22
Fly (Jet)	-	10,28		26,74
Fly (turboprop.)	-	1,38		22,46
Færge	-	180,13		85,13
Fragtskib	-	104,07		

1) Betegnelsen "mellembyskørsel" (interurban) er her anvendt som "land" kategori.

2) Gennemsnit af biler med og uden katalysator for bykørsel hhv. landkørsel.

Kilde: INFRAS/IWW (2000), COWI (2000), omregnet til danske kroner og 2000 priser.

Støj

Støj påvirker sundheden gennem en forhøjet risiko for hjertekarsydomme, høreskader, stress, ærgrelser og søvnforstyrrelser, men har også andre fysiologiske påvirkninger som forhøjet blodtryk, anspændthed og hovedpine. Endvidere påvirker støj produktiviteten gennem en forstyrrelse af

søvn mønsteret og nedsat koncentrationsevne og kan påvirke indlæringssevnen hos fx skoleelever. Betalingsviljen for støjreduktionen bestemmes ved anvendelsen af enten contingent valuation studier, avoidance-cost metoden eller hedonisk prissætningsstudier af huspriser. Ud over individernes velfærdstab opstår der også andre udgifter til samfundet i form af udgifter til sygehusvæsen, lægebehandling og evt. revalidering.

I støjafsnittet omtales to studier som beregner de eksterne støjomkostninger fra transporten for Danmark, en nyere europæisk undersøgelse, INFRAS/IWW (2000), og en lidt ældre, men stadigvæk den mest aktuelle fra Trafikministeriet (Trafikministeriet, 1997). Som det kan ses i Tabel 3 afviger de marginale støjomkostninger i INFRAS/IWW (2000) undersøgelsen substantielt fra resultaterne fra Trafikministeriet (1997). Resultaterne i INFRAS/IWW (2000) er for en stor del baseret på modelkørsler og prissætningsundersøgelser kalibreret til tyske forhold, hvilket må forventes at være en sandsynlig kilde til afvigelserne.

For eksempel beregningerne af eksterne omkostninger i den foreliggende rapport, er det valgt at benytte de høje skøn fra Trafikministeriet (1997) for by og landkørsel som udgangspunkt, da disse også indeholder offentlige omkostninger forbundet med sygdom som følge af støj. Følsomhedsberegninger gennemføres med henholdsvis de marginale omkostninger for bykørsel opgjort i INFRAS/IWW (2000) som høje skøn og med de lave omkostninger for land og by fra Trafikministeriet (1997) som lave skøn.

Tabel 3: Sammenfatning af marginale eksterne støjomkostninger fra Trafikministeriet (1997) og INFRAS/IWW (2000), kr./km (2000 priser).

2000 priser (kr./km)	Trafikministeriet (1997)				INFRAS/IWW (2000)	
	Land		By		Land	By
	Lav	Høj	Lav	Høj		
Personbiler	0	0,01	0,04	0,08	0,00	0,24
Motorcykler					0,01	0,48
Varebiler	0,01	0,02	0,07	0,14	0,01	1,21
Lastbiler	0,05	0,11	0,33	0,66	0,02	2,23
Busser	0,04	0,08	0,25	0,51	0,01	1,21

Kilde: Trafikministeriet (1997), omregnet til 2000 priser og INFRAS/IWW (2000), marginale eksterne støjomkostninger (kr./vkm), omregnet til danske kr. og 2000 prisniveau.

Uheld

Uheldsomkostninger for samfundet består af velfærdstab for selve uheldsofret og dets venner og pårørende, tab af human kapital og udgifter til medicinsk pleje og politi og redningstjenester. Materialeskader tages ikke med, da disse normalt er internaliseret gennem forsikringspræmier betalt af den enkelte trafikant. Rapporten indeholder en gennemgang af de eksterne uheldsomkostninger fra INFRAS-undersøgelsen og en sammenfatning af uheldsberegninger foretaget af Trafikministeriet (Trafikministeriet, 1997).

Forskellene i metoderne anvendt i de to rapporter kan primært henføres til 4 punkter:

- Der skelnes i Trafikministeriet (1997) mellem interne og eksterne omkostninger, mens egenrisiko bliver betragtet som en ekstern omkostning i INFRAS/IWW (2000).
- I Trafikministeriet (1997) præsenteres kun anvendelsen af marginale omkostninger, mens der i INFRAS/IWW (2000) konkret frarådes anvendelsen af marginale omkostninger da en litteraturgennemgang af

studier ikke har vist et entydigt forhold til de gennemsnitlige eksterne omkostninger.

- I INFRAS/IWW (2000) anvendes kun en middelværdi for velfærdstabets beregnet som gennemsnit af resultater af forskellige WTP-undersøgelser for risikoreduktion. I Trafikministeriet (1997) medtages derimod såvel en høj enhedspris for velfærdstabets (fra en dansk CV-undersøgelse som også indgår i opsamling af studier for INFRAS/IWW (2000)), som et lavt skøn baseret på en politisk bestemt andel af de offentlige udgifter for de enkelte skadekategorier i beregningen af de eksterne omkostninger.
- I INFRAS/IWW (2000) fratrækkes overførsler fra forsikringsselskaber og andre erstatningsbetalinger til sårede individer eller deres pårørende i dødstilfælde. Dvs. at en del af velfærdstabets dermed betragtes som allerede internaliseret gennem betaling af forsikringspræmier.

Anvendelsen af en gennemsnitlig korrekturfaktor i Trafikministeriet (1997) til at beregne marginale eksterne omkostninger vurderes at være problematisk, da denne faktor – som beskrevet i rapporten – er afhængig af vejtypen og den vil dermed sandsynligvis variere mellem by og land. Ud fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel er det også klart at fortrække at velfærdstabets bliver opgjort ved anvendelsen af priser som er baseret på individernes egen vurdering af en risikoreduktion og ikke som politisk bestemt andel af de offentlige udgifter, hvilket betyder at de lave skøn fra Trafikministeriets rapport ikke kan anbefales som enhedspriser.

Som det kan ses i Tabel 4 er der store forskelle mellem kilderne (tallene er omregnet til gennemsnitlige priser og omfatter i begge tilfælde de samlede, dvs. eksterne plus interne omkostninger). En mulig forklaring på afvigelserne kunne være at erstatningsbetalinger blev fratrukket i INFRAS undersøgelsen, hvilket selvfølgelig betyder lavere samlede omkostninger. Trafikministeriets priser er også højere for dræbte og lettere tilskadekomne. I eksempelberegningerne anvendes tallene fra INFRAS/IWW (2000) som udgangspunkt¹ mens tallene fra Trafikministeriet (1997) indrages i følsomhedsberegninger som et højt skøn.

Tabel 4: Gennemsnitlige uheldsomkostninger (kr./km), i 2000 priser

	Trafikministeriet (1997)		INFRAS		
	Land	By	Land	By	Motorvej
	kr./km		kr./km		
Bil	0,33	0,56	0,56	0,33	0,14
Motorcykel	0,80	0,89	2,41	2,06	0,64
Bus	0,89	1,42	0,49	0,24	0,16
Varebil	0,54	0,76	0,27	0,22	0,09
Lastbil	1,71	2,41	0,36	0,29	0,07

Kilde: Trafikministeriet (1997), højt skøn af de samlede marginale uheldsomkostninger omregnet til gennemsnitlige omkostninger og 2000 priser og INFRAS/IWW (2000), gennemsnitlige eksterne uheldsomkostninger omregnet til danske kr. og 2000 prisniveau.

Trængsel

Omkostninger ved at bruge et eksisterende vejnet indeholder marginale *private* omkostninger for den enkelte bruger, dvs. det generelle tidsforbrug uden trængsel, benzin, egen vurdering af risikoen, osv. og "private" trængselomkostninger som den enkelte vejbruger oplever, og som må antages

¹ En anvendelse af INFRAS-tallene i andre sammenhænge vil dog kræve en nøjere gennemgang af datakilder til kørselsomfang, uheldsrisikoen og offentlige udgifter til sygehusvæsen, politi osv. for at sikre at disse er i overensstemmelse med danske statistiske tal.

at være stigende ved en stigende trafikmængde. Udover det opstår der også marginale *sociale* trængselsomkostninger som den enkelte gennem sin kørsel påfører de andre trafikanter, men som han ikke selv tager med i sine omkostningsberegninger.

Uden markedsregulering vil folk vælge at køre indtil deres marginale private omkostninger er lig med den marginale gevinst de opnår gennem kørslen. En samfundsmæssig optimal trafikmængde vil dog være den hvor de marginale sociale omkostninger er lig med den enkeltes marginale gevinst fra kørslen, hvilket, da marginale sociale omkostninger er højere end de marginale private omkostninger, vil resultere i mindre kørsel. For at sikre at den enkelte trafikant medtager de trængselsomkostninger han påfører andre trafikanter i sine individuelle beslutninger er det nødvendigt at prissætte dette eksterne tidstab.

I trængselsafsnittet omtales resultater fra to undersøgelser, Trafikministeriet (1997) og INFRAS/IWW (2000). De to studier anvender to helt forskellige metoder ved opgørelsen af omkostningerne. Metoden anvendt i Trafikministeriet (1997) er baseret på en politisk motiveret betalingsvilje for at undgå fremtidige trængselsomkostninger (under antagelsen af at udbygning af vejnettet alene tjener dette formål og ikke også andre). Denne politiske betalingsvilje hænger ikke sammen med de egentlige tidsomkostninger og øget driftsomkostninger som trængsel medfører og som forsøges at beregne i INFRAS/IWW (2000) studiet. Ud fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel må metoden anvendt i INFRAS/IWW (2000) vurderes bedre egnet til at opgøre trængselsomkostninger i Danmark, dog med forbehold for at der anvendes tyske speed-flow funktioner, tidsværdier og andre datakilder som ikke er specielt tilpasset danske forhold.

Tabel 5: Gennemsnitlige eksterne trængselsomkostninger (kr./km, 2000 priser)

Køretøjskategori	Trafikministeriet (1997)	INFRAS/IWW
Personbiler	0,12	0,03
Motorcykler	-	0,01
Varebiler	0,18	0,06
Lastbiler	0,35	0,12
Busser	0,35	0,54

Kilde: Trafikministeriet (1997), omregnet til 2000 priser og INFRAS/IWW (2000), omregnet til danske kroner og 2000 priser og køretøjskilometer.

I regneeksemplet anvendes de gennemsnitlige priser fra INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen som udgangspunkt og der laves følsomhedsberegninger med forskellige marginale trængselsomkostninger taget fra samme kilde, for at vise betydningen af trængselsomkostningerne i forskellige trafiksituationer.

Barriereeffekter

Veje gør det nemmere for motoriserede trafikanter at bevæge sig fra et sted til et andet, men for mange ikke-motoriserede, specielt børn, ældre og cyklister, betyder stærkt trafikerede veje barrierer til deres fri færdsel i byen i form af øgede tidsomkostninger og en generel stigning i utryghed. Der findes kun få studier som eksplicit forsøger at inddrage barriereeffekter. I INFRAS/IWW (2000) beregnes tidstab for fodgængere på grund af barriereeffekten samt manglende plads for cyklister på stærkt trafikerede veje. Omkostningerne forbundet med den sidstnævnte effekt beregnes på basis af ekstra omkostninger for etablering af cykelstier.

INFRAS/IWW (2000) undersøgelsen er den eneste undersøgelse som præsenterer barriereomkostninger per køretøjstype, baseret på en egentlig

modelberegning (dog kun for enkelte "model"-byer). I Bein (1997) og Litman (2001) beregnes barriereomkostninger som 100% af støjomkostningerne baseret på eksempelberegninger i Norge, mens Vejdirektorat (1999) anvender et barriere- og belastningstal baseret på den antagelse at barriereomkostninger svarer til ca. 50% af støjomkostningerne.

Tabel 6 viser de gennemsnitlige omkostninger taget fra INFRAS/IWW (2000) plus gennemsnitlige omkostninger beregnet som henholdsvis 50% og 100% af støjomkostningerne opgjort i Trafikministeriet (1997) (høje skøn for by). I eksempelberegningerne anvendes 50% af støjomkostningerne som basisscenario, mens INFRAS tallene anvendes som lavt skøn og 100% af støjomkostningerne som højt skøn for følsomhedsberegningerne.

Tabel 6: Gennemsnitlige omkostninger fra barriereeffekter i byer

2000 priser (kr./km)	INFRAS/IWW			50% af støjomkostninger	100% af støjomkostninger
	Fodgængere	Cyklister	Sum	By	By
Personbiler	0,016	0,003	0,019	0,04	0,08
Motorcykler	0,011	0,003	0,014		
Varebiler	0,032	0,008	0,040	0,07	0,14
Lastbiler	0,065	0,014	0,080	0,33	0,66
Busser	0,049	0,012	0,061	0,25	0,51

Kilde: INFRAS/IWW (2000), omregnet til 2000 priser og kr./km og Trafikministeriet (1997), høje skøn for by, omregnet til 2000 priser.

Ændring i arealanvendelsen

Alle transportprojekter påvirker den eksisterende arealanvendelse. Selve vejbelægningen har den mest drastiske effekt, idet den faktisk reducerer miljøgevinster til nul. Der opstår dog også indirekte påvirkninger af arealanvendelsen gennem nærhed til vejnettet og selve eksistensen af vejen, som fx forstyrrelse og nedgang i levesteder og dermed indvirkning på biodiversiteten, luft- og vandforurening og forhøjet lydniveau.

Der findes kun få studier som forsøger at inddrage natur- og landskabsomkostninger i beregning af transportens eksterne effekter. I INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen anvendes en slags "genopretnings"-tilgang baseret på omkostninger til istandsættelse- og erstatning af eksisterende veje så disse svarer til en oprindelig "naturligt" tilstand. I et ældre studie fra Bein (1997) anbefales at anvende konkret prisestimer for det tabte areal, fx pris per ha vådområde. Bein (1997) forsøger også at prissætte effekten på biodiversiteten. Det er dog kun INFRAS/IWW-undersøgelsen som opgør priser per køretøjskilometer og derfor er det disse priser som anvendes til eksempelberegningerne i rapporten (se Tabel 7).

Tabel 7: Marginale omkostninger på langt sigt fra en ændring i arealanvendelsen

Kr./km (2000 priser)	INFRAS/IWW
Bil mellembykørsel	0,03
Motorcykel	0,02
Bus mellembykørsel	0,20
Varebil	0,06
Lastbil 3.5 – 7.5 tons	0,10
Lastbil 32 – 40 tons	0,10

Kilde: INFRAS/IWW (2000), s.113, omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.) og 2000 priser.

Usikkerheden ved en prissætning af denne eksterne effekt er særlig stor. Omkostninger til samfundet forbundet med en ændring i arealanvendelsen vil

variere meget afhængig af hvilken type areal der berøres af projektet. Priserne som præsenteret i INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen kan i første omgang kun bruges til at få en vurdering af størrelsesordenen af denne eksterne effekt. En evt. prissætning af ulemper forbundet med en fremtidig infrastrukturudbygning må ske på basis af en vurdering af det konkrete, berørte areal.

Fremtidige forskningsbehov

Selvom der ikke kan anbefales en direkte anvendelse af de forskellige resultater fra de omtalte studier i fx road-pricing sammenhænge, er det dog muligt at fremhæve evt. fremtidige forskningsbehov, med hensyn til at opnå mere pålidelige priser for de forskellige effekter. Som de vigtigste områder her nævnes:²

- en opdatering af opgørelsen af luftforureningseffekterne for Danmark, med udgangspunkt i metoderne anvendt i COWI (1999). Her er det specielt prisen for CO₂ udledning som får en stor betydning for det endelige resultat. For en global effekt som klimaforandring er det specielt svært at beregne pålidelige skadeomkostninger per tons CO₂. Det må dog vurderes at opgørelsen af skadeeffekten gennem modelkørsler foretaget i den nyere ExternE studie (se Holland et al., 1999) og som også anvendes i Ministerierne (2001) og i Miljøstyrelsen, bedre afspejler den sidste forskningsviden på området end de ældre skadeomkostninger som anvendes i COWI (1999). For en konsistent vurdering af skadeeffekten af CO₂-udledning i Miljøstyrelsens analyser vil det derfor være ønskeligt at opdatere Trafikministeriets beregninger ved at anvende den af Miljøstyrelsen foretrukne pris på 260 kr./ton CO₂ som centralt skøn.
- at man når frem til en fælles vurderingsmetode af et statistisk liv i alle danske ministerier for at skaffe en mere homogen basis for prissætning af eksterne effekter, men også sammenligning af samfundsøkonomiske analyser i forskellige sektorer. Her kunne det også være ønskeligt at gennemføre et prissætningsstudie som undersøger betalingsviljen for risikoreduktion fra luftforurening, som dermed kunne erstatte de nuværende "substitut"-metoder som VOLY-metoden og alderstilpasset VSL værdi.
- at lave en opdatering af prisen per SBT-enhed og de derfra resulterende enhedspriser for støj for Danmark på basis af Miljøstyrelsens nye husprisundersøgelse.
- en selvstændig udregning af trængselsomkostninger for Danmark på basis af tidstabet ved at anvende danske speed-flow funktioner og modeller for beregning af marginale omkostninger. Metoden som hidtil er blevet anvendt i Danmark (se Trafikministeriet, 1997) er ikke baseret på en opgørelse af tidstabet og ekstra driftsomkostninger forbundet med trængsel.

Resultater fra eksempelberegninger

Enhedspriser som vurderes anvendelige for danske forhold (ofte dog under en række forbehold) er anvendt for at lave en førsteberregning af omkostningerne fra de potentielle eksterne effekter af det samlede transportarbejde i år 2000 (se Tabel 8). Resultatet af eksempelberegningerne peger på samlede omkostninger i retning af 33 milliarder kroner i år 2000, som samfundet "betaler" udover de private omkostninger som afholdes af den enkelte transportbruger. Uheldsomkostninger (tabt liv, sygehusophold osv.) udgør

² Den følgende liste er ikke udtømmende og indeholder kun de vigtigste punkter. En mere detaljeret beskrivelse findes i afsnit 3.8.

med 53% den største andel af omkostningerne, efterfulgt af luftforurening (28%), støj (7,7%) og trængsel (5,5%). Omkostninger for de hidtil kun sjældent medtagne barriereeffekter og påvirkning af natur og biodiversitet gennem en ændring af arealanvendelsen udgør derimod kun en relativ lille andel (henholdsvis 3% og 2,3%) af de samlede omkostninger. Enhedspriserne beregnet for de sidstnævnte effekter tegner formodentlig et ufuldstændigt billede af de reelle omkostninger.

Tabel 8: Priser anvendt i beregning af basisscenariet

2000 priser (kr./km)	Luftforurening		Støj		Uheld			Trængsel	Barriereeffekt	Arealanvendelsen
	By	Land	By	Land	By	Land	Motorvej			
Personbil (gns.)			0,08	0,01	0,33	0,56	0,14	0,03	0,04	0,03
Personbil (u.kat.)	0,22	0,27								
Personbil (m.kat.)	0,04	0,05								
Personbil (diesel)	0,14	0,08								
Motorcykel	0,22	0,22	0,48	0,01	2,06	2,41	0,64	0,01	0,014	0,02
Bus (diesel)	2,34	1,04	0,51	0,08	0,24	0,49	0,16	0,54	0,25	0,20
Varebil (benzin)	0,16	0,22								
Varebil (diesel)	0,35	0,19								
Varebil (gns.)			0,14	0,02	0,22	0,27	0,09	0,06	0,07	0,06
Lastbil (diesel)	1,47	0,86	0,66	0,11	0,29	0,36	0,07	0,12	0,33	0,10

Kilde: Luftforurening (COWI, 1999 plus INFRAS/IWW, 2000 for motorcykler); Støj (Trafikministeriet, 1997, højt skøn plus INFRAS for motorcykler); Uheld (INFRAS/IWW, 2000); Trængsel (INFRAS/IWW, 2000); Barriereeffekter (50% af støj fra Trafikministeriet 1997, plus motorcykler fra INFRAS/IWW, 2000); Arealanvendelsen (INFRAS/IWW, 2000).

Følsomhedsanalyser viser en markant stigning i luftforureningsomkostningerne, hvis der anvendes de højere tal fra INFRAS/IWW 2000-undersøgelsen, som indeholder markant højere CO₂-omkostninger. For trængsel er der anvendt gennemsnitlige priser til beregninger i basisscenariet. Her peger resultater fra følsomhedsanalyserne på en markant stigning i trængselsomkostningerne, hvis der antages at al myldretidstrafik (30% af den samlede trafik per døgn) forgår under "trafikprop"-forhold.

Tabel 8: Omkostninger fra transportens eksterne effekter fordelt på vejtyper, år 2000

Mio. kroner	% af samlede omkostninger	Samlet	By	Land	Motorvej	Motorvej by	Motorvej land
Luftforurening	27,88%	9345	3394	4081	1870	431	1439
Støj	7,74%	2594	1851	376	366	230	137
Uheld	53,59%	17961	5452	11356	1153		
Trængsel	5,52%	1851					
Barriereeffekt	2,95%	988	876			112	
Arealanvendelsen	2,31%	774		774			304
SUM		33512	11573	16588	3389	773	1879

Tabel 9: Omkostninger fra transportens eksterne effekter fordelt på køretøjsarter, år 2000

Mio. kroner	Luftforurening	Støj	Uheld	Trængsel	Barriereeffekt	Areal	Sum	Andel
Personbiler	5492	1542	15234	1056	629	502	24454	72,97%
Varebiler	1270	374	1223	329	147	150	3492	10,42%
Lastbiler	1660	426	399	190	151	74	2900	8,65%
Busser	821	138	171	274	57	45	1507	4,50%
Motorcykler	101	114	934	3	3	3	1158	3,46%
Sum	9345	2594	17961	1851	988	774	33512	

Værdisætning af ikke-markedsomsatte goder, specielt på miljøområdet, er et meget omdiskuteret emne i den miljøøkonomiske forskning for øjeblikket. Der publiceres løbende nye forskningsresultater og det anbefales derfor at der sker en løbende opfølgning og opdatering af litteraturen, samt en revurdering af de anvendte enhedspriser i eksempelberegningerne.

Samfundsøkonomiske cost-benefit analyser med fokus på monetarisering af natur- og sundhedsværdier er kun en af mange muligheder til at vurdere fordelene ved et transportprojekt for det danske samfund. Selvom metoderne er under konstant udvikling og forbedring vil der altid findes grænser for prissætning, enten fordi der slet ikke findes muligheder for at prissætte nogle effekter eller fordi usikkerheden behæftet med de enkelte metoder er for stor til at tallene er egnede til at indgå i en politisk beslutningsproces eller kan danne grundlag for afgifter el.lign.

Summary and Conclusions

In addition to causing private costs to the individual transport users transport activities contribute to a range of external effects for non-users and society as a whole. These external costs, e.g. air pollution, noise, accidents, congestion, barrier effects and effects on nature and landscape, have become an important subject on the national and international level for discussions about transport regulation and pricing schemes. In all policy relevant cases, be it road-pricing systems for Danish cities or a harmonisation of a European tax system for transport, the determination of the “right” prices and suitable methods for valuation of external effects are in the centre of the discussion.

The Danish Environmental Agency has earlier published an overview of Danish and international attempts of valuation of external effects of transport (Kveiborg, 2001) that showed huge differences between unit prices. The size of price estimates and the uncertainty attached to them are often dependent on the chosen valuation method. The primary intention with the current report has therefore been to follow up on this earlier study, by specifically evaluating the applicability of price estimates (i.e. unit prices in terms of DKK/km) for Danish transport situations. This requires, however, that prices have been calculated using valuation approaches that consider Danish transport data, e.g. annual amount of kilometres driven, car park distribution, emission coefficients, size of population affected and other country specific circumstances that are responsible for variations of prices between countries.

Keeping these restrictions in mind, the current study concentrates in Chapter 3 on evaluating the calculations of a newer European study on the external effects of transport, INFRAS/IWW (2000), and the newest Danish calculations of unit prices. Only in those cases where few methods and case studies exists, i.e. barrier effects and the external effects of transport on nature and landscape, results from a Canadian study are included. The literature evaluated in this report does therefore not include all recent attempts of pricing the external effects of transport activities, but mainly those studies that take Danish circumstances into consideration.

Valuation methods and their applicability for transport pricing

Chapter 2 of the report includes a short description of the main valuation methods employed in the determination of external costs of transport activities. Valuation methods include both, direct (stated preference methods, e.g. contingent valuation) and indirect methods (revealed preference methods, e.g. hedonic pricing methods). Table 0.1 provides a summary of the different valuation methods, the types of values those methods can determine and the external effects they can be applied for.

One of the most controversial subjects of transport pricing is the valuation of a statistical life. Not only because there are a range of ethical questions attached to these kind of valuations, but also because costs related to mortality to a huge extend determine the total external costs related to air pollution and traffic accidents. Three different valuation methods are discussed in the report, valuation of a statistical life (VSL), value of a life year lost (VOLY) and the human capital approach. The VSL method is based on willingness-to-

pay (WTP) measures in order to avoid a closer defined increase in the risk of death. The value of a statistical life saved is then calculated by dividing individual WTP amounts by the observed change in risk. The VOLY-method, on the other hand, is often based on VSL calculations that are converted to prices for a life-year lost by annualising the value for a statistical life over the remaining life-years. Both methods, VSL and VOLY, are thus based on the welfare-economic method of project evaluation, i.e. individuals' own perception of the benefits and costs. The third method, the human capital approach, on the other hand, measures the potential loss in production associated with a reduction in the labour force, i.e. the individual's contribution to a nation's gross factor income.

Table 0.1: Summary of valuation methods

Method	Type of value	External effect(s)	Comments
Hedonic pricing method	Use values	Noise; landscape effects (recreational areas, forests); value of a statistical life.	Advantage: the method is based on actual market choice. Real estate market should, however, be transparent and transaction costs low. Owner might not be aware of all possible noise effects. Workers in high-risk jobs might be less risk averse than the average population.
Travel cost method	Use values	Landscape effects (recreational areas, forest)	Different values for travel time, depending on the reason for travelling. What is the value of leisure time?
Contingent Valuation	Use and non-use values	Valuation of a statistical life; increase in morbidity and mortality rates; noise; congestion;	WTP responses can contain different types of systematic bias (strategic, design, hypothetical, operational); protest responses.
Avoidance and treatment costs	Costs of equipment or activities. Costs related to treatment. Lost value of production to society.	Increase in morbidity and mortality rates; noise; barrier effect; pollution of buildings; acidification of agricultural and forest areas.	Individuals can most likely not compare marginal costs with marginal benefits from investing in certain equipment. Equipment is not available in continuous amounts. Equipment often serves other purposes as well.
Shadow-price method	Saved or increased costs for society for meeting specific reduction targets.	Air pollution (especially CO ₂ , SO ₂ , NO _x)	Target is not necessarily optimal from a welfare-economic point of view.

Pricing the externalities from transport activities

The results in terms of unit prices from the different studies presented in the report can serve to paint a rough picture of the total and relative size of the external effects from transport in Denmark. The results are used to estimate the total external costs of transport for a basic-scenario and for sensitivity analysis. The evaluation of their applicability to Danish transport situations has, however, entirely been based on the information provided in the respective literature sources and the level of detail of these descriptions varies to a great extent. In most cases it has therefore been impossible to end up with a clear recommendation of using one price instead of another. In those cases where prices have been applied in the example calculations in chapter 4, the decision was mainly based on methodical considerations or the data sources applied in the calculations. It does not imply that the prices chosen reflect the true external costs of transport in Denmark. Any application of

values in policy decisions, e.g. road pricing or the determination of tax levels, does require a more detailed analysis of data sources applied in the different studies than what has been possible within the limits of this study.

Table 0.2 provides an overview over the different prices used in the example calculations of external costs from transport activities in Denmark in the year 2000. For air pollution, noise and nature- and landscape effects, prices are calculated as marginal prices, i.e. the costs associated with one vehicle driving an extra kilometre in a specific location, e.g. rural or urban. For the external costs associated with accidents, congestion and barrier effects, however, average prices have been chosen. In the sensitivity analysis for congestion costs, though, also marginal costs associated with different traffic situations have been applied.

Table 0.2: Unit prices applied in example calculations: Baseline scenario

2000 prices (DKK/km)	Air pollution		Noise		Accidents			Congestion	Barrier effect	Landscape effects
	Urban	Rural	Urban	Rural	Urban	Rural	High-way			
Car (average)			0,08	0,01	0,33	0,56	0,14	0,03	0,04	0,03
Car (no cat.)	0,22	0,27								
Car (w/ cat.)	0,04	0,05								
Car (diesel)	0,14	0,08								
Motorcycle	0,22	0,22	0,48	0,01	2,06	2,41	0,64	0,01	0,014	0,02
Bus (diesel)	2,34	1,04	0,51	0,08	0,24	0,49	0,16	0,54	0,25	0,20
Van (gas.)	0,16	0,22								
Van (diesel)	0,35	0,19								
Van (average)			0,14	0,02	0,22	0,27	0,09	0,06	0,07	0,06
Truck (diesel)	1,47	0,86	0,66	0,11	0,29	0,36	0,07	0,12	0,33	0,10

Source: Air pollution (COWI, 1999 plus INFRAS/IWW 2000 for motorcycles); Noise (Ministry of Traffic, 1997, high estimates, plus INFRAS for motorcycles); Accidents (INFRAS); Congestion (INFRAS); Barrier effects (50% of noise costs from Ministry of Traffic, 1997, plus motorcycles from INFRAS); landscape effects (INFRAS).

Air pollution causes physical damage in the form of pollution and corrosion of buildings and artwork, forest acidification and increases in mortality and morbidity related to certain illnesses. In addition, climate change, caused by increasing CO₂ levels in the atmosphere, is likely to lead to substantial damage in the future. By applying different emission, exposure, and dose-response functions, the size and amount of these physical effects can be determined. Valuation methods are then applied in order to place a monetary value on these physical units. The two studies discussed in this survey both use a bottom-up approach to calculate the marginal external costs associated with air pollution and climate change, based mainly on the results of the European ExterneE model and adapted to either Danish or German traffic situations.

Marginal unit prices differ substantially between the two studies, however, mainly because of the different unit costs applied for CO₂ emissions. The Danish study (COWI, 1999), uses a price of DKK40 /tonne CO₂, which is based on estimates of the potential damage costs associated with a changing climate. These estimates, though, are taken from the Second IPCC Assessment report and do not reflect the latest results in climate change damage assessment. In the INFRAS/IWW (2000) study, on the other hand, a relatively high price of DKK980 /tonne CO₂ is applied. These costs are based on the calculations of shadow prices for reducing CO₂ emissions in European countries. Baseline example calculations are based on the marginal unit prices calculated in COWI (1999). The higher unit prices from INFRAS/IWW

(2000) are, however, applied in the sensitivity calculations in order to show the impact on total external costs of higher CO₂ prices.

Higher noise levels increase the risk of heart disease, hearing disabilities, stress and sleeping problems, but can also be the cause of high blood pressure and headaches. Willingness-to-pay measures for noise reduction can either be determined with the help of contingent valuation studies, avoidance-cost methods, or hedonic pricing studies based on real estate prices. In addition to the welfare losses of affected individuals, society faces additional costs in the form of rising expenses for hospital and other medical treatment. For the example calculations in Chapter 4, the higher unit prices from a somewhat older Danish study (Ministry of Traffic, 1997) are applied. These unit prices include both WTP measures from a Danish hedonic pricing study and estimates of public costs associated with increases in morbidity. These unit-cost estimates for urban areas are, however, still substantially lower than those calculated in INFRAS/IWW (2000). Marginal unit prices in the later study are based on model runs and valuation studies for Germany. The higher urban costs from this study are applied in the sensitivity analysis.

For the example calculations of external costs from accidents, average unit prices for rural, urban and motorway driving are taken from the INFRAS/IWW (2000) study. In this study the application of average external costs is recommended because a recent literature survey of marginal-cost estimates could not show a clear relationship between traffic flow and changes in accident risk. This stands in contrast to the Danish estimates from the Ministry of Transport (1997), where marginal external costs are calculated, albeit without differentiation between types of road and location. In the European study from INFRAS/IWW insurance payments to injured persons and relatives are also subtracted which, together with lower welfare losses for injured and killed accident victims, might be one of the reasons for lower unit prices. The higher unit prices from the Ministry of Transport (1997) are, however, applied in the sensitivity analysis.

For congestion costs, two different studies were analysed: an older Danish study (Ministry of Transport, 1997) and the European study INFRAS/IWW (2000). The method applied by the Ministry of Transport (1997) is based on the costs of extending an existing road network in order to avoid an increase in congestion in the future. These costs, however, are not directly related to the external time losses and increase in operation and maintenance costs caused by driving an extra kilometre, as calculated in INFRAS/IWW (2000). In the example calculations, therefore, the average costs calculated in the European study are applied in the baseline scenario. Marginal costs for different traffic situations, taken from the same source, are applied in the sensitivity analysis.

INFRAS/IWW (2000) is the only study that uses model calculations (from individual sample cities) to calculate the costs associated with barrier effects (mainly loss of time for pedestrians) for different types of vehicles. The most recent Danish study (Road Directorate, 1999), calculates barrier costs as 50% of external costs related to traffic noise, based on the results of an old Norwegian study. Two Canadian studies, Bein (1997) and Litman (2001), however, calculate barrier costs as 100% of noise costs. For the calculations in this report the medium-sized unit costs of the Danish report are applied, while the lower unit costs from INFRAS/IWW and the higher Canadian prices are used in the sensitivity analysis.

Unit costs associated with changes in landscape management are only calculated in INFRAS/IWW (2000) and therefore only these prices are applied in the baseline calculations. In the European study a "repair-cost" approach is applied, where the costs associated with (fictive) re-establishment of the original natural situation of the existing road network are calculated.

Table 0.3 shows the results of the baseline calculations for the different external effects in Denmark for the year 2000. Total external costs from road transport are thus equal to approximately DKK33 billion in 2000. External costs related to accidents make up the biggest part, with approximately 53% of total costs, followed by air pollution (28%), noise (7.7%), and congestion (5.5%). Costs related to the often-neglected barrier effects and effects on nature and landscape, however, are only of minor importance at about 3% and 2.3% respectively. Sensitivity analyses show a substantial increase in external costs from air pollution (incl. CO₂ emissions), if the higher unit prices from INFRAS/IWW (2000) are applied. Also congestion costs are likely to rise substantially if it is assumed that the majority of rush-hour traffic (30% of total traffic per day) takes place under traffic-jam conditions.

Table 0.3: External costs from transport activities (million DKK), year 2000

External effect	% of total costs	SUM	Urban	Rural	Highway
Air pollution	27,88 %	9345	3394	4081	1870
Noise	7,74 %	2594	1851	376	366
Accidents	53,59 %	17961	5452	11356	1153
Congestion	5,52 %	1851			
Barrier effects	2,95 %	988	876		112
Landscape effects	2,31 %	774		774	
SUM		33512	11573	16588	3389

1 Indledning

Udover private omkostninger for den enkelte bruger medfører vejtransport en række eksterne effekter for samfundet som helhed. Disse eksterne omkostninger, såsom bidrag til luftforurening, støjgener, uheldsomkostninger, tidstab på grund af trængsel, barriereeffekter i byerne og påvirkning af natur og landskab er blevet et vigtigt emne for udformningen af transportpolitikken på nationalt og internationalt plan.

For at internalisere eksterne effekter så den enkelte transportmiddelbruger medtager omkostningerne forbundet med dem i sin valg af transportmiddel og -omfang, er det nødvendigt at prissætte de eksterne effekter. Problemet er dog at der – i de fleste tilfælde - ikke findes de fornødne markedspriser for fx sundhedseffekter eller tidstab. En bestemmelse af priserne for de eksterne effekter kræver derfor i mange tilfælde anvendelsen af særlige prissætningsmetoder.

Rapporten starter med en oversigt og kort introduktion til de forskellige prissætningsmetoder, deres teoretisk baggrund, fordele og ulemper (kapitel 2). Dette kapitel indeholder også en nøjere gennemgang af prissætning af et statistisk liv eller ”tabte livsår”, hvor den valgte metode har en særlig indflydelse på de eksterne omkostninger forbundet med luftforurening og trafikuheld. I kapitel 3 beskrives detaljeret den metodiske tilgang anvendt i forskellige prissætningsstudier. Udvalget af studier er koncentreret på et nyt europæisk studie om transportens effekter (INFRAS/IWW, 2000), samt de nyeste danske opgørelser af enhedspriser. Forskellige prisestimer for de enkelte eksterne effekter, omtalt i kapitel 3, vurderes med henblik på deres anvendelighed for danske forhold. For at illustrere anvendelsen af priser og den mulige størrelsesorden af de forskellige eksterne effekter indeholder kapitel 4 et regneeksempel baseret på det samlede transportarbejde i år 2000.

I forbindelse med projektet har der været nedsat en følgegruppe bestående af Pia Berring (Miljøstyrelsen), Lars Olsen Hasselager (Miljøstyrelsen), Lisbeth Strandmark (Miljøstyrelsen), Camilla Damgaard (Miljøstyrelsen), Hanne Lylov (Miljøstyrelsen), Robert Heidemann (Miljøstyrelsen), Sune Schou (Trafikministeriet), Niels Albrechtsen (Vejdirektoratet) og Kim Winther (Energistyrelsen). Følgegruppen har under projektet bidraget med mange nyttige kommentarer og henvisninger til mangler og svagheder i notatet.

2 Beskrivelse af prissætningsmetoder og deres anvendelighed på transportområdet

2.1 Måling og prissætning af eksterne effekter: hvorfor, hvordan og hvilke værdier

Eksterne effekter betegner den del af en velfærdsændring, som er fremkaldt gennem økonomiske aktiviteter, men som ikke er reflekteret i markedsprisen. Når velfærdsændringen ikke er inkluderet i markedsprisen betyder det, at en persons sociale eller økonomiske aktiviteter kan have en indvirkning på en anden person uden at den første person tager hensyn til denne indvirkning. En ekstern effekt kan dermed være både positiv og negativ. Negative eksternaliteter kaldes eksterne omkostninger, mens positive eksternaliteter kaldes eksterne gevinster.³

Der findes forskellige måder at måle eksterne omkostninger på: Fx beregnes totale eksterne omkostninger som summen af de enkelte eksterne omkostninger. Divideres omkostningerne med aktivitet, fx km kørt, fås gennemsnitlige omkostninger per aktivitet. Når totale omkostninger kan beskrives som en funktion af aktivitetsniveauet fås de marginale eksterne omkostninger som første afledning af denne funktion. Når denne funktion ikke kendes kan man tilnærme marginale omkostninger ved at dividere stigningen i omkostningerne forbundet med en lille stigning i aktiviteten ved denne aktivitetsstigning. Sociale marginale omkostninger, dvs. omkostninger for samfundet som helhed, beregnes dermed som summen af private marginale omkostninger (betalt af den enkelte bruger af transportmidlet) og marginale eksterne omkostninger.

For at tvinge den enkelte transportbruger til at medtage også de eksterne omkostninger i sit valg af transportmiddel og transportomfang (dvs. at "internalisere" eksterne omkostninger), er det nødvendigt at prissætte de forskellige eksterne effekter. Prissætning kan bruges som input i cost-benefit analyser eller som udgangspunkt i bestemmelsen af afgiftshøjde for fx road-pricing. Miljøøkonomer har i en årrække udviklet og anvendt forskellige metoder til prissætning af miljøeffekter, hvor der ikke eksisterer markedsbestemte priser. Problemet er dog en ofte stor usikkerhed forbundet med prissætningsstudier og deres resultater. At lave en prissætningsundersøgelse er et dyrt forehavende og det vil derfor være uundgåeligt at skulle overføre værdier fra andre danske, men også udenlandske, prissætningsstudier til at vurdere den danske trafiks miljø- og sundhedskonsekvenser.

Der findes forskellige typer værdier som forsøges værdisat: Den samlede økonomiske værdi er lig med summen af brugsværdi, indirekte værdi,

³ Der findes normalt ikke nogle nævneværdige eksterne gevinster fra den private kørsel (gevinster som fx glæden ved at se på kørende biler og at der opstår emner som transportjournalister kan skrive om, er minimale).

optionsværdi og eksistensværdi (Maddison et al., 1996). Brugsværdien er den direkte og private gevinst mennesker opnår ved at nyde miljøgoder. Indirekte værdier findes fx i form af økosystem services. Optionsværdier opstår når mennesker er villige til at betale for opretholdelsen af muligheden for at bruge en miljøressource i fremtiden, selvom der på nuværende tidspunkt ikke findes en brugsværdi. Eksistensværdien omfatter alle gevinster mennesker får af at vide, at der eksisterer et bestemt uberørt område eller bestemte dyrearter uden at de vil komme til at besøge selve området eller se de enkelte dyr. Med hensyn til metoderne beskrevet nedenfor er der stor forskel mellem hvilke værdier de enkelte metoder kan opgøre.

”Værdierne” opgjort gennem anvendelsen af de forskellige metoder, vil dog kun i yderst sjældne tilfælde være lig med den samlede værdi det pågældende gode eller effekt har for samfundet og som ikke nødvendigvis kan udtrykkes i monetære enheder. Nogle værdier, som fx indirekte værdier i form af økosystem service eller egenværdier (intrinsic values) af fx biologisk mangfoldighed (dvs. uden at disse resulterer til nytte for mennesker) kan slet ikke bestemmes ved de forskellige metoder da disse er baseret på et rent antropocentrisk vurderingsgrundlag. Hvad metoderne kan prøve at finde frem til er kun et første bud på en pris, og denne pris kan være langt under den samlede værdi af godet. Det er derfor valgt i denne rapport at betegne metoderne som ”prissætningsmetoder” i stedet for ”værdisætningsmetoder”.

Selve produktion og salg af biler og brændstof samt deres bortskaffelse efter brug skaber endvidere eksterne effekter som i litteraturen ofte betegnes som upstream eller downstream omkostninger. Man kunne argumentere for, at disse indirekte effekter er nemmere at internalisere på stedet hvor de optræder, dvs. forhøje bilprisen eller bortskaffelsen tilsvarende fremfor at udregne den sammen med eksterne effekter (fx miljøeffekter). Dette studie vil fokusere på de direkte eksterne omkostninger forbundet med anvendelsen af infrastruktur og eksterne effekter vedrørende bygning af selve infrastruktur. En korrekt opgørelse af de indirekte effekter tilknyttet produktion, salg og bortskaffelse vil kræve en særlig livscyklusanalyse. Resultater fra andre studier på europæisk plan, som har forsøgt at medtage upstream og downstream effekter, tyder på, at disse effekter kunne bevæge sig i en størrelsesorden på 11% af de samlede (direkte og indirekte) eksterne omkostninger (INFRAS/IWW, 2000).

2.2 Prissætningsmetoder for trafikens eksterne effekter

De forskellige prissætningsmetoder er forklaret detaljeret i en række publikationer såsom Freeman (1994) og Møller (1996) og lidt mere målrettet til trafikområdet i Maddison et al. (1996) og Pearce and Howarth (2000). I dette afsnit gennemgås metoderne kort og der henvises til de konkrete anvendelser for prissætning af transportens eksterne effekter som beskrives i de følgende kapitler. For en korrekt vurdering af anvendelsen af priserne i transportsammenhænge er det særligt vigtigt at opnå en forståelse for mulige fejl og usikkerhed tilknyttet de enkelte metoder og disse beskrives derfor kort i de følgende afsnit.

Generelt inddeles prissætningsmetoder i kategorierne ”direkte” og ”indirekte” metoder. Direkte metoder (stated preference methods) måler befolkningens præferencer ved at sætte dem i valgsituationer i hypotetiske markeder, mens de indirekte metoder (revealed preference methods) forsøger at ekstrahere præferencer ved at se på folks faktiske valg i relaterede markeder. I dette afsnit gennemgås først to indirekte prissætningsmetoder, den hedoniske metode og

den såkaldte rejseomkostningsmetode. Bagefter beskrives contingent valuation metoden som en af de direkte metoder. Endelig diskuteres kort anvendelsen af forbyggelsesomkostninger eller cost-of-illness metoden for prissætning af eksternaliteter.

2.2.1 Den hedoniske metode

Den grundlæggende ide bag den hedoniske metode er, at forbrugerne gennem deres valg af konsumgoder i et veletableret og uforstyrret marked maksimerer deres nytte. Et af de klassiske eksempler for sådan et valg er det hus eller den lejlighed man køber på ejendomsmarkedet. Prisen for huset vil være afhængig af en række egenskaber. Det kan være strukturelle forhold relateret til selve huset, fx størrelsen af grunden, antal af værelser, opvarmningsteknologi eller omgivelser samt specifikke socio-økonomiske forhold, miljø- og kvarterkarakteristika. Også selve beliggenheden, afstand til indkøbsmuligheder og offentlige transportmidler vil selvfølgelig have indflydelse på prisen. Individet udtrykker deres præferencer for godets karakteristika ved at vælge et specifikt sæt af dem og ved at betale den tilsvarende markedspris.

Så selvom man ikke kan købe stilhed eller ren luft på et marked kan man købe en ejendom hvor disse miljøgoder findes i større eller mindre omfang. En af de klassiske anvendelser af den hedonisk prissætningsmetode på transportens eksterne effekter har derfor været en analyse af huspriserne med hensyn til deres variation afhængig af beliggenhedens støjniveau. Man har dog også anvendt den hedoniske metode til at analysere lønforskelle i risikøerhverv som gerne skulle afspejle lønmodtagerens kompensationskrav (eller willingness-to-accept) for en forhøjet risiko for liv og helbred på arbejdspladsen. Denne willingness-to-accept for risikoen kan derefter anvendes til at beregne prisen for et statistisk liv jf. afsnit 2.3.1.

Den grundlæggende statistiske fremgangsmåde er den samme i begge slags analyser. Der udføres en multipel⁴ regressionsanalyse, hvor man bruger ejendomsprisen eller lønnen som den afhængige variabel og alle andre faktorer som antages at have indflydelse på den afhængige variabel, heri blandt den pågældende miljøfaktor støj eller sundhedsrisiko, som de uafhængige variable. Regressionsanalysen vil så resultere i forskellige koefficienter for de enkelte uafhængige variable som måler dens indflydelse på prisen eller lønnen. Koefficienten for de relevante miljøgoder, støj eller risiko kan så opfattes direkte eller indirekte som prisen herfor.

Selvom metoden har den fordel, at den er baseret på faktisk markedsadfærd og ikke skal stole på svar givet i en hypotetisk situation, så er den ikke helt uproblematisk at anvende i alle situationer. For ejendomsmarkedet er det fx vigtigt at markedet er gennemsigtigt, så alle ejendommens karakteristika er observerbare for den potentielle køber og specielt det miljøgode der prissættes. Ligeledes skal transaktionsomkostningerne ved at flytte være begrænsede. Man skal også være opmærksom på, at metoden kun måler brugsværdien af et miljøgode og her også kun den del relateret til ejendomme i nærheden. For støj er det derimod vigtigt at være opmærksom på at selve opfattelsen af støjgener kan variere og at ikke alle mennesker er bevidst om de sundhedsfarer som er forbundet med støjpåvirkning på langt sigt. For lønriskometoden er arbejdsmobilitet en vigtig forudsætning, hvilket kan medføre større problemer i anvendelsen af metoden i en økonomi med høj

⁴ "Multipel" betyder at man regner med flere uafhængige variable i stedet for kun med en som i den simple regressionsanalyse.

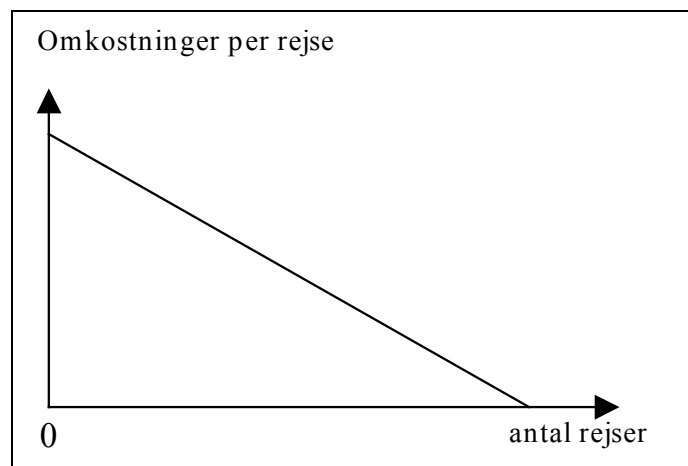
strukturel arbejdsløshed. Det er endvidere vanskeligt at differentiere mellem mortalitets- og morbiditetsrisiko i den slags studier ligesom den subjektive opfattelse af risikoen kan være vidt forskellig fra den objektive, virkelige sandsynlighed for at komme til skade eller dø. Det kan også være at en arbejder i den slags risikobehæftede jobs har en mindre risikoaversion eller måske er næsten risikovillig, hvilket kan medføre at personens WTA for en forhøjelse af risikoen adskiller sig fra gennemsnittet af befolkning.

2.2.2 Rejseomkostningsmetoden

Rejseomkostningsmetoden (travel cost method) har været særligt anvendt for at måle rekreative værdier af skov- eller sø- og havområder og vil derfor kun i begrænset omfang være relevant for transportområdet (fx vurdering af effekten fra en ændring i arealanvendelsen). Ideen bag metoden er, at selvom entreen til et rekreativt område i de fleste tilfælde er gratis, afholder besøgende til disse områder omkostninger i form af rejseudgifter og tidsforbrug som kunne forklares som betalingsvilje for det pågældende miljøgode. Ud fra antallet af besøg og omkostninger forbundet med hvert besøg forsøges det at estimere en efterspørgselskurve for det respektive miljøgode på basis af forskellige rejsezoner/afstande. Efterspørgselskurverne for de enkelte zoner kan så danne basis for at beregne samfundets samlede værdi af det rekreative område. I Figur 2.1 er en sådan efterspørgselskurve, også kaldt 'distance-decay-function', vist.

Metoden kan også anvendes til at estimere værdien af en ændring i miljøkvaliteten af området. For at bestemme den samlede værdi beregnes hele arealet under efterspørgselskurven. Ved en ændring i kvaliteten er det nødvendigt at estimere en ny efterspørgselskurve og prisen for en ændring kan så beregnes som forskellen i arealet under de to kurver.

Figur 2.1: Efterspørgselskurve



Kilde: Maddison et al. (1996).

Rejseomkostningsmetoden måler kun brugsværdien af et rekreativt område. Det er ikke muligt at inkludere ikke-brugsværdier i anvendelsen af metoden og det beløb man regner sig frem til, vil derfor kun være en del af hele den økonomiske værdi af området.

Det kritiske element i anvendelsen af rejseomkostningsmetoden er den tidsværdi man anvender for at prissætte tidsforbruget under rejsen og på selve besøgsstedet. Prisen for tiden approksimeres normalt ved at anvende en gennemsnitlig lønrate. Dette kan dog være problematisk af flere grunde.

Lønraten kan kun anvendes hvis individet kan vælge frit mellem arbejde og fritid og det vil nok sjældent være tilfældet. Hvis der derimod anvendes en specielt tidsværdi for fritiden, kan det være vanskelig at bestemme denne værdi idet det må antages, at individerne værdsætter deres fritid forskelligt. Den marginale værdi for fritid vil også stige, jo mindre fritid man samlet har til rådighed. Anvendelsen af lønraten er også vanskelig hvis den besøgende er uden beskæftigelse, fx studerende, pensionister og arbejdsløse.

2.2.3 Hypotetiske prissætningsmetode: Contingent Valuation

Ved anvendelsen af den hypotetiske prissætningsmetode skabes et hypotetisk marked hvor folk bliver spurgt om enten deres betalingsvilje for at opnå en miljøforbedring eller deres "willingness-to-accept", dvs. deres kompensationskrav for en forringelse af miljøkvaliteten. Fordelen med den hypotetiske værdisætning er at det også er muligt at bestemme ikke-brugsværdier, dvs. options og eksistensværdier. Metoden indeholder dog også en del potentielle fejlkilder som beskrives nærmere nedenfor. For en bestemmelse af transportens eksterne effekter er metoden specielt relevant for prissætning af et statistisk liv (her betalingsvilje for risikoreduktion, primært trafikulykker) og øget morbiditet (sygdom). Den finder dog også anvendelse for prissætning af støjgener og trængselsomkostninger.

Den mest anvendte hypotetiske prissætningsmetode er betinget værdisætning (contingent valuation, CV), hvor man ved hjælp af spørgeskemaundersøgelser indsamler data om hvor meget befolkningen er villig til at betale for en hypotetisk ændring i kvantiteten af et eller andet miljøgodt. Et typisk CV studium indeholder tre elementer: en beskrivelse af scenariet, dvs. den hypotetiske markedssituation svarpersonen skal være i; spørgsmål som skal afgøre prisen svarpersonen er villig til at betale og en del spørgsmål som vedrører svarpersonens specifikke situation (indkomst, uddannelse, evt. bopæl, familieforhold).

Der kan anvendes forskellige teknikker for at elicitere WTP. Den første teknik betegnes som 'open-ended' format. Her er svarpersonerne helt fri til at tilkendegive deres betalingsvilje og generelt forventes denne metode at føre til lavere skøn. Problemet er dog at respondenterne bør være rimelig fortrolig med godet. Ved anvendelsen af en anden teknik får svarpersonerne nævnt et bestemt beløb for så at blive spurgt om de er villig til at betale det (dichotomous choice). Denne metode kræver dog en stor stikprøve. En tredje mulighed er at konfrontere svarpersonerne med iterative bud for en mulig pris for en miljøforbedring. Budet forhøjes hver gang prisen bliver accepteret indtil svarpersonen nægter at betale mere. Ved denne metode kan det valgte udgangspunkt være afgørende for højden af betalingsviljen (det såkaldte "anchoring effect").

Ved anvendelsen af CV-metoden er det ikke kun vigtig at respondenterne har et godt kendskab til godet som skal prissættes, men også til hvordan en eventuel finansiering skal finde sted (payment vehicle). Dette kan fx ske i form af skatter, afgifter, nedskæringer i andre budgetter eller måske et adgangsbeløb til et rekreativt område.

I en CV-undersøgelse kan forskellige typer af systematisk skævhed opstå som så vidt muligt skal undgås gennem formulering af spørgsmål og beskrivelsen af vurderingssituationen. I Pearce and Turner (1990) betegnes de fire hovedtyper af skævhed som:

- (1) Strategisk skævhed: Her har respondenterne ikke et incitament til at tilkendegive deres sande præferencer, fx fordi de regner med at et offentligt gode vil blive tilbudt alligevel og de - ved at angive for lavt WTP - ikke komme til at betale så meget.
- (2) Designskævhed: Årsagen her kan være den starting-point-bias eller anchoring effect som nævnt ovenfor, eller at den valgte årsag til forurening eller betalingsmåde kan påvirke WTP-svaret.
- (3) Hypotetisk skævhed: Her kan det være at svarpersonerne på grund af den hypotetiske situation ikke tager højde for deres budgetrestriktion og dermed tænker på at købet af det pågældende miljøgode vil betyde at der skal reduceres i forbruget af et andet gode.
- (4) Operationel skævhed: For at undgå denne skævhed er det vigtigt at sikre sig at det hypotetiske marked er i overensstemmelse med et virkeligt marked, hvilket betyder at respondenterne skal være fortrolige med det pågældende gode og har tidligere erfaringer med at variere kvantiteten af godet.

Endvidere kan der i CV-undersøgelser opstå en indlejringseffekt i den forstand at respondenterne ikke vurderer et gode ud fra dets værdi men svarer som et udtryk for at de generelt støtter en forøgelse af miljøkvaliteten eller - kvantiteten. Det er også vigtigt at afgøre om de der svarer i en undersøgelse, at de ikke vil betale for en miljøforbedring, i virkeligheden giver et protestsvar, dvs. protesterer enten mod betalingsmåden (fx skat) eller det at der i det hele taget skal betales for et bedre miljø.

2.2.4 Forebyggelses- og behandlingsomkostninger

For at undgå skadevirkninger fra en bestemt miljøbelastning kan der enten opstå forebyggelsesomkostninger (avoidance costs) (fx i form af katalysator for at undgå luftforurening) eller behandlingsomkostninger (averting behaviour) (fx i form af medicin for at afhjælpe sygdommen). Ved at anvende metoderne i en samfundsøkonomisk vurdering antages implicit at de afholdte omkostninger svarer til værdien af gevinsten ved at reducere miljøbelastningen. Det er dog ikke sandsynligt at individer i alle tilfælde vil være i stand til at sammenligne de konkrete skadevirkninger med de afholdte omkostninger. Endvidere er det i de fleste tilfælde ikke muligt at købe kontinuerlige mængder af forebyggelse eller behandling. Fx er det en enten-eller beslutning at købe en bil med airbag eller uden, dvs. en afvejning af marginale omkostninger mod marginale gevinster er ikke muligt i det tilfælde.

Et andet problem med forebyggelses- og behandlingsudstyr eller aktiviteter er, at investeringer tit også tjener andre formål end at afhjælpe et specifikt miljøproblem. Fx vil investeringer i klimaanlæg også egne sig til at regulere temperaturen udover at den modvirker luftforurening og en støjmur kan benyttes til at beskytte sig mod nysgerrige blikke fra naboer.

På transportområdet er forebyggelses- og behandlingsomkostninger især relevant for øget morbiditet (sygdom), støj og barriereeffekter, tilsmudsning af bygninger og aktiviteter som modvirker forurening af landbrugs- og skovbrugsarealer. Tab af produktion ved dødsfald eller ændring i sygdomshyppigheden betegnes som cost-of-illness eller human kapital tilgangen og bliver diskuteret nærmere i afsnit 2.3.4.

2.2.5 Skyggeprismetoden (prissætning fra omkostningssiden når der eksisterer miljømålsætninger)

I det tilfælde hvor samfundet har vedtaget en bestemt miljømålsætning (fx opfyldning af CO₂-reduktionen fastlagt i Kyoto-Protokollen) kan de omkostninger, som er forbundet med den defensive indsats opfattes som den samfundsøkonomiske pris for enten en yderligere belastning af miljøet (fordi det betyder at samfundet skal forbruge produktionsfaktorer for gennemførelsen af indsatsen) eller prisen for miljøgevinsten (hvis der fx gennemføres foranstaltninger som formindsker forurening og dermed bevirker at samfundet kan undgå at benytte knappe ressourcer til tiltag som skal sikre en målopfyldning. Her antager man at målsætningen afspejler præferencerne for de enkelte individer i samfundet. Derfor betegnes priser som fastlægges på denne måde ofte som "skyggepriser", idet det kun på en meget indirekte måde afspejler de priser som samfundet egentlig vil være villig til at betale for at undgå skader fra en bestemt forurening.

Hvad der prissættes her er dog ikke de egentlige miljøkonsekvenser, dvs. mulige skader men kun forebyggelses- eller behandlingsomkostninger (avoidance eller averting costs). Hvis man vil vurdere om målsætningerne er optimale fra en velfærdsøkonomisk synspunkt er det nødvendigt at prissætte de gevinster som opstår på grund af den vedtagne målsætning og sammenholde disse gevinster med værdien af omkostningerne for at nå målet.

2.2.6 Sammenfatningsmetoderne

Metode	Type af værdi prissæt	Anvendelig for hvilke eksterne effekter	Kommentarer (fordele, ulemper, usikkerheden, osv.)
Hedonisk metode.	Brugsværdier.	Støj; ændring i arealanvendelse (rekreative områder, skov); værdien for et statistisk liv.	Fordelen er, at metoden er baseret på faktisk markedsadfærd. Ejendomsmarkedet skal dog være gennemsnitligt og transaktionsomkostninger ved at flytte skal være begrænsede; ejeren er måske ikke bekendt med alle støjgener. Beskæftigede i risikobehæftede jobs kan have mindre risikoaversion end gennemsnittet af befolkningen.
Rejseomkostningsmetode.	Brugsværdier.	Ændring i arealanvendelse (rekreative områder, skov).	Forskellige tidsværdier afhængig af formålet med rejsen. Hvad er værdien af fritiden?
Contingent Valuation (betinget værdisætning).	Brugs- og ikke brugsværdier.	Prissætning af statistisk liv; øget sygdom, støj, trængsel.	Svarene kan indeholde forskellige typer af systematisk skævhed (strategisk, design, hypotetisk, operationel); indlejningsproblemer; protestsvar.
Forebyggelses- og behandlingsomkostninger.	Omkostninger til udstyr eller aktivitet. Omkostninger forbundet med behandling. Tabt produktions-værdi for samfundet.	Øget sygdom, støj, barriereeffekter, tilsmudsning af bygninger, forsuring af landbrugs- og skovbrugsarealer.	Individer er muligvis ikke i stand til at sammenholde marginale omkostninger med marginale gevinster ved investering i forbyggelses- eller behandlingsudstyr. Udstyr kan ofte ikke købes i kontinuerte mængder. Udstyr tjener ofte andre formål end at afhjælpe det specifikke miljøproblem.
Skyggepris-metoden.	Sparede eller øgede omkostninger for samfundet. ved at opfylde en bestemt målsætning	Lufforurening (specielt CO ₂ , SO ₂ , NO _x).	Målsætningen er ikke nødvendigvis optimalt ud fra et velfærdsøkonomisk synspunkt.

2.3 Prissætning på et statistisk liv eller tabte livsår

Prissætning af et statistisk liv (VSL⁵) eller ”tabt livsår” (VOLY⁶) er måske det mest omdiskuterede og kontroversielle tema i prissætningsproblematikken i transportsektoren. Ikke kun fordi emnet berører en række etiske spørgsmål men også fordi omkostninger forbundet med øget dødsfald udgør en meget stor andel af de samlede omkostninger i forbindelse med luftforurening og uheld. En sammenligning af forskellige cost-benefit studier (Pearce and Howarth, 2000) viser fx at sundhedsgevinster udgør mellem 32-98% af hele gevinsten ved at gennemføre emissionsreduktionstiltag. For at vurdere fordelagtigheden af indgreb fra et samfundsøkonomisk perspektiv er det derfor lige så vigtigt at de tilgrundliggende epidemiologiske studier er korrekte som at den økonomiske prissætning af sundhedseffekterne er korrekt.

Prissætning af en risiko som truer livet⁷ består helt generelt af tre forskellige komponenter: (a) egen prissætning af risikoreduktionen gennem det direkte berørte individ; (b) prissætning af risikoreduktionen for et bestemt individ gennem dens indirekte berørte pårørende eller andre mennesker og (c) omkostninger for samfundet forbundet med død som tilsvarende kan spares ved at reducere risikoen. De første to komponenter, prissætning af egen risikoreduktion og risikoreduktion for pårørende og andre, er særdeles relevante men vil ofte – afhængig af opgørelsesmetoden – indgå sammen i det enkelte individs betalingsvillighedstilkendegivelser. Relevansen af (c) vil være afhængig af hvordan omkostningerne til samfundet måles (brutto- eller netto) og om der lægges en gennemsnitsbetragtning over hele individets liv til grund for vurderingen. Emnet behandles nærmere i afsnit 2.3.4 nedenfor.

2.3.1 Prissætning af et statistisk liv (VSL)

Begrebet ”statistisk liv” anvendes fordi det man prøver at prissætte er ændringen i risikoen for dødsfald og ikke hvor meget mennesker er villig til at betale for at undgå deres egen død. Metoden til at prissætte et statistisk liv bygger på undersøgelser af befolkningens betalingsvilje (WTP)⁸ for at undgå en nærmere defineret øget risiko for dødsfald. Værdien af et statistisk liv bevaret beregnes bagefter ved at dividere individuelle WTP værdier med den observerede ændring i risikoen for at opnå WTP per statistisk dødsfald eller – alternativt – ved at summere individuelle WTP tilkendegivelser indtil risikoreduktionen svarer til et statistisk liv.

Et eksempel: Det antages at en specifik foranstaltning kan reducere risikoen for en trafikdødsulykke fra 4 tilfælde per 10.000 til 3 tilfælde per 10.000. Individer udsat for denne risiko er villige til at betale i gennemsnit 100 kroner for denne risikoreduktion (et tilfælde mindre per 10.000). Her er værdien af et statistisk liv bevaret lig med 1 million kr., nemlig 100 kr. divideret med 0,0001 i risikoreduktion. Eller 10.000 gange 100 kroner, hvilket svarer til et ”helt” statistisk liv. Udtrykt i form af formler:

⁵ VSL står for den engelske betegnelse ”Value of a Statistical Life” og bliver fremover anvendt som forkortelse for værdien af et statistisk liv. Alternativt kan der også anvendes VPF (Value of Preventing a statistical Fatality).

⁶ VOLY står for den engelske betegnelse ”value of a life year” og bliver fremover anvendt som forkortelse for værdi af et (tabt) livsår.

⁷ Det efterfølgende afsnit diskuterer kun metodiske tilgange til at prissætte for tidlig død, specielt med hensyn til at forklare forskellen mellem VSL- og VOLY- fremgangsmåden. Prissætning af sundhedsrisici bliver ikke behandlet nærmere her.

⁸ WTP står for den engelske betegnelse ”willingness-to-pay” og bliver fremover anvendt som forkortelse for betalingsvilje.

Ændringen i antal dødsfald per antal personer: $\frac{\Delta \text{dødsfald}}{\text{personer}} = \Delta s$

Betalingsvilje per person for risikoreduktion: $\frac{\text{betalingsvilje}(\Delta \text{dødsfald})}{\text{person}} = b$

Værdien af et statistisk liv $\Rightarrow \frac{b}{\Delta s} = \frac{\text{betalingsvilje}(\Delta \text{dødsfald})}{\Delta \text{dødsfald}}$

Der er vigtigt at forstå, at ingen er blevet spurgt om hvor meget de er villige til at betale for at undgå deres egen død på et bestemt tidspunkt, men kun om deres betalingsvilje for en ændring i risiko. Det kan med rimelighed antages at de fleste mennesker vil være villige til at betale et beløb svarende til hele deres formue for at undgå en sikker død. Ligeledes eksisterer der nok ingen endelig pengesum som kunne kompensere et individ for dets sikre død.

Der anvendes primært tre metoder for at afsløre WTP for en risikoreduktion og dermed værdien af et statistisk liv: (1) contingent valuation studier hvor folk spørges direkte gennem interview/spørgeskemaundersøgelser om deres WTP for en vis risikoreduktion; (2) hedoniske prissætningsstudier hvor der kigges på lønforskelle i risikoerhverv og (3) analyser af frivilligt afholdte udgifter til risikoreduktioner, fx i form af air bags og brandalarmsystemer. For en nærmere forklaring af metoderne se afsnit 2.2. En helt anden tilgang til prissætning af et liv og som ikke er knyttet til WTP-princippet er human kapital-tilgangen eller produktionstab.

Desværre eksisterer der ingen WTP-undersøgelser for risikoreduktion i dødsfald relateret til luftforurening. Derfor har man her været nødt til at anvende og tilpasse værdier fra andre undersøgelser, primært relateret til trafikulykker. En tilpasning af værdier er nødvendig fordi de to typer af dødsfald er af vidt forskellig karakter. Ofre fra trafikulykker har en gennemsnitlig alder på 30-40 år. Deres resterende gennemsnitlige forventede levealder er 35- 45 år. Ofre fra luftforurening derimod, er i gennemsnit meget ældre, nemlig ca. 70-80 år. Den resterende gennemsnitlige forventede levealder for denne gruppe er omkring 10-15 år. Nogle WTP-undersøgelser for risikoreduktion viser en aftagende WTP med alder. Udfra disse undersøgelser anvendes ofte en reduktionskoefficient på 0,6 eller 0,75 for at tilpasse VSL-værdierne til den højere alder på ofre for luftforurening.

Man kunne også forvente, at nogle af ofrene fra luftforurening som dør i en høj alder allerede er påvirket af andre livsforkortende sygdomme som dermed kunne bidrage til at reducere deres betalingsvilje. Der findes derimod også intuitive forklaringer som peger i en anden retning, hvor risikoreduktioner som beskytter de resterende leveår bliver værdsat højere. En anden mulig begrundelse til at tilpasse VSL værdier, men som sjældent bliver anvendt, er forskellen mellem frivilligt og ufrivilligt indgåede risici. Man kunne fx forvente at frivilligt indgåede risici som trafikulykker fører til mindre WTP i forhold til ufrivillige risici som fx fra forurenede luft.⁹ Eller at mennesker er villige til at betale en anden pris for at undgå en latent risiko (fx at udvikle sygdom i fremtiden) end for aktuel risiko (fx risiko ved at krydse vejen) (Maddison et al., 1996).

⁹ Som citeret i Holland et al. (1999) findes der ældre undersøgelser som når frem til at WTA for ufrivillige risiko kan være 10 eller måske 100 gange højere end for frivillig indgåede risici.

2.3.2 Prissætning af tabte livsår (VOLY)

En alternativ tilgang til prissætning af mortalitet fra luftforurening kunne derfor være at prissætte livsperioden vundet ved at reducere risikoen i stedet for at finde prisen for en risikoreduktion. Denne tilgang med at bestemme "værdien af et livsår" har den engelske forkortelse VOLY, dvs. "value of a life year". Metoden er baseret på den antagelse at prisen for et livsår er uafhængig af individers alder og forventede levetid.

Der findes generelt to metoder for at beregne VOLY'en. Den første og mest anvendte er baseret på VSL-beregninger som bliver konverteret til priser for livsår. Den anden metode er baseret på spørgeskemaundersøgelser som forsøger at finde WTP-tilkendegivelser for at udvide livsperioden med fx et år. I Pearce and Howarth (2000) henvises til en undersøgelse lavet i Sverige (Johannesson and Johannesson, 1996), som i et contingent valuation studie har spurgt personer om deres WTP for et nyt medicinsk program eller medikament som kunne forlænge deres liv med et år betinget af, at de har nået en alder på 75 år. Ifølge Pearce and Howarth (2000) er dette studie det hidtil eneste som har forsøgt at prissætte et livsår direkte. I studiet af Johannesson and Johannesson (1996) findes der endvidere tegn på at WTP for et ekstra livsår faktisk stiger lidt med alderen.

Den første beregningsmetode betragter prisen for et livsår som værende lig med annuiteten, hvilket, diskonteret over den resterende forventede levealder, vil være lig med prisen for et statistisk liv (VSL). For en VSL relateret til trafikulykker beregnes prisen for et livsår som

$$VOLY = VSL (\text{trafikulykke}) * A$$

A står for amortisationsfaktor (eller genindvindingsfaktor) som beregnes som

$$A = \frac{r * (1 + r)^n}{(1 + r)^n - 1}$$

Her står n for resterende forventede leveår og r er lig med kalkulationsrenten¹⁰. Hvis der tages udgangspunkt i en fast VSL vil en højere kalkulationsrente betyde en højere VOLY og vice versa. De beregnede VOLY bliver så anvendt til at producere reviderede VSL (afhængig af restlevetiden) efter den simple formel¹¹

$$\text{revideret VSL (a)} = \sum_{t=1}^{T-a} \frac{VOLY}{(1+r)^t}$$

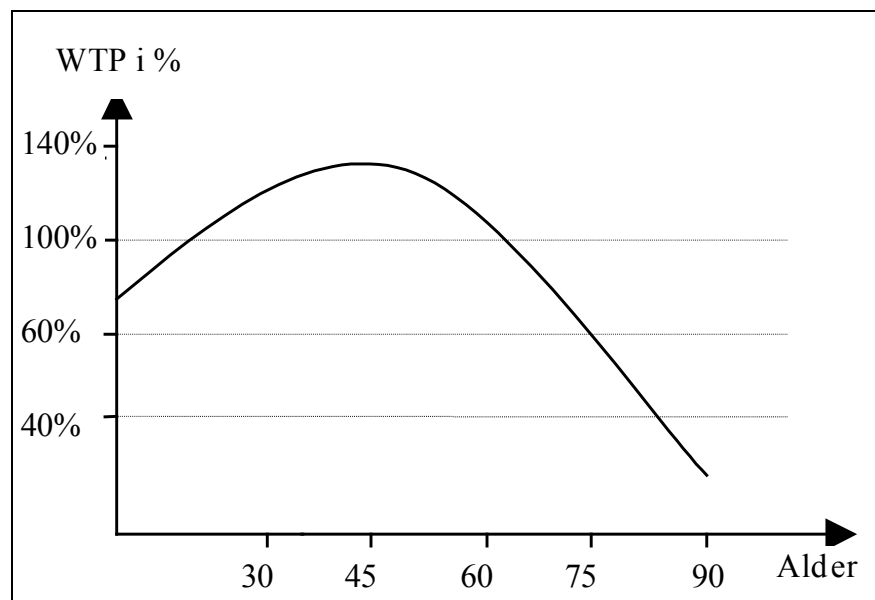
T er den forventede levealder og a er lig med alderen på dødsfret. T-a repræsenterer dermed resterende antal leveår. I formelen antages at VOLY er uafhængig af alderen. Jo højere kalkulationsrenten r, desto mindre bliver prisen af en alderstilpasset VSL. En alderstilpasset VSL bliver åbenbart mindre med alderen og svarer dermed måske mere til det man intuitivt ville

¹⁰ I Pearce and Howarth (2000) henvises til at kalkulationsrenten anvendt her skulle svare til tidspræferenceraten som vil være mindre end diskonteringsfaktoren for indkomst og konsum.

¹¹ I Holland et al. (1999) er denne formel udbygget med betingede sandsynligheder for at overleve til år i når man har overlevet til år a.

forvente af aldersrelaterede WTP-tilkendegivelser. Derimod findes der ikke nogle undersøgelser som understøtter denne drastiske tilbagegang af WTP med alderen som antages i VOLY-metoden. De fleste WTP-undersøgelser som estimerer betalingsviljen for risikoreduktionen viser en "inverteret U-form" for betalingsviljens afhængighed af alderen, som vist i Figur 2.1. Der findes dermed et vist bevis for en reduktion af betalingsvilje med alderen, men denne reduktion er noget mindre end den antagede i VOLY-metoden.

Figur 2.1: Sammenhæng mellem alder og WTP for risikoreduktion for dødsfald



Kilde: WHO (1999b).

Da enhver risikoreduktion i sidste ende kan omregnes til et gennemsnitligt antal tabte år skulle aldersbetingede VSL-værdier og en revideret VSL beregnet gennem VOLY-metoden egentlig svare til hinanden, hvis et individ er konsistent i sin prissætning. Når man sammenligner WTP-undersøgelser for en ændring i risiko forbundet med henholdsvis trafikulykker og luftforurening, ville man forvente følgende aldersbetingede svar: Unge vil betale meget for trafiksikkerheden, da de mister mange år. Til gengæld vil deres betalingsvilje for en forbedring af luftkvaliteten være meget ringere, fordi der her tabes få år som ligger langt ud i fremtiden. På den anden side, vil ældre mennesker sandsynligvis betale det samme for trafiksikkerhed som for en reduktion af luftforurening, da antal tabte livsår nogenlunde vil svare til hinanden samt at tidshorizonten er næsten lige kort i begge tilfælde. Der findes dermed en række logiske forklaringer som peger på at forskellen i VOLY er afhængig af alderen.

2.3.3 Pårørende og andres prissætning af risikoen

I litteraturen findes der kun få undersøgelser som forsøger at prissætte værdien for andre af risikoreduktion for et individ. Studier citeret i Pearce and Howarth (2000) peger dog på at betalingsvilje fra de nærmeste familiemedlemmer kan være tæt på 100% af egen betalingsvilje og betalingsvilje fra andre, ikke pårørende, svarer til 20% af betalingsviljen for selve individet. At addere dette ekstra pristillæg for hvert familiemedlem og for hver anden person som bliver berørt af et andet individs død til de oprindelige WTP-estimer kan føre til ekstraordinært store summer. Det er ligeledes svært at vurdere, om der ikke tælles dobbelt, når de forskellige estimer adderes. Afhængig af udformningen af spørgsmålet i WTP-undersøgelsen er

det muligt at det enkelte individs WTP allerede tager hensyn til en del af dets pårørendes smerte og lidelse, ligeledes at pårørendes betalingsvilje kan reflektere noget af smerten og lidelsen for ofret selv.

2.3.4 Human kapital tilgang

Human kapital tilgangen til at vurdere værdien af et tabt menneskeliv tager udgangspunkt i produktionstab ved reduktion i arbejdsstyrkens størrelse. Hermed måles faktisk det enkelte individs bidrag til bruttofaktoriindkomsten. Under antagelse af at den marginale aflønning af produktionsfaktorens arbejdskraft svarer til dets marginale bidrag til produktionen, beregnes produktionstab som summen af den fremtidige diskonterede lønindtjening. Konsekvent anvendt betyder denne tilgang at ældre mennesker som har nået pensionsalderen har en "værdi" for resten af deres liv på nul, mens børn og unge får et meget lavt produktionstab pga. diskontering.

Kidholm (1995) gennemgår i nogle detaljer de forskellige kritikpunkter som knytter sig til denne metode, såsom forskelle i lønniveau mellem mænd og kvinder, tilstedeværelsen af ledig arbejdskraft o.a. som ikke skal gentages her. Der henvises også til det mest afgørende kritikpunkt som taler mod anvendelsen af human kapital tilgangen i velfærdsøkonomiske cost-benefit analyser, nemlig manglende hensyntagen til individernes egen vurdering. Ifølge den velfærdsøkonomiske tankegang skal vurdering af fordelagtighed af et givent projekt netop tage udgangspunkt i individens egen opfattelse af projektets effekt. I sammenhæng med projekter som ændrer risikoen for dødsfald er det dermed nødvendigt at bestemme individens betalingsvilje for denne risikoændring.

Selvom mange internationale studier fravælger human kapital tilgangen til at prissætte et statistisk liv (fx ExterneE undersøgelsen og WHO (1999a)) og i stedet for anvender VOLY- eller VSL-metoden, er denne tilgang stadigvæk "i brug" i Danmark. I en nyere rapport om indførelse af partikelfiltre på tunge køretøjer (Færdselsstyrelsen, 2001) anvendes både den omkostningsbaserede human kapital tilgang og VSL-metoden fra WHO (1999a). Den grundlæggende ide bag human kapital tilgangen ændres dog lidt, idet der for løntabet for en nyfødt beregnes en nutidsværdi og bagefter opdeles dette løntab ligeligt mellem alle årene af en forventet middellevetid på 76 år. Som det bemærkes i selve rapporten er metoden dermed ikke mere baseret på løntabet, men "...baseret på en antagelse om, at år i og udenfor arbejdsstyrken har identisk værdi." (Færdselsstyrelsen, 2001). Man vælger således at se på forbruget over hele livet, hvilket man kunne tolke som et forsøg på at tage hensyn til at individens velfærdstab ikke kan måles alene (hvis overhovedet) gennem tabt lønindkomst.

Også i Vejdirektorat (1999) anvendes human kapital tilgangen baseret på produktionstab som prisen for et statistisk liv. Dog suppleres produktionstab her med et arbitrært fastsat velfærdstab på 200% af produktionstab for dræbte. Vejdirektorats fremgangsmåde anbefales også i Finansministeriet (1999).

I Pearce and Howarth (2000) og i Cowi (1999) henvises også til anvendelsen af nettoproduktionstab, dvs. bruttoproduktionsværdi minus forbrug som prisen for et statistisk liv. En konsekvent anvendelse af denne tilgang ville betyde at "værdien" af en ældre person ikke kun vil være meget ringe eller nul, fordi den pågældende næsten eller allerede er nået pensionsalderen, men faktisk ville den være negativ, fordi den pågældende vil forbruge mere i resten

af dets levetid end det vil producere. Der kan også sættes spørgsmålstegn ved om produktionstab – netto eller brutto - overhovedet har en betydning. Lægger man en gennemsnitsbetragtning af livet til grunde må man antage at det evt. overskud som individer producerer i løbet af livet bliver tilbagebetalt i form af statslige bidrag til sygdomsbehandling, pension og andre offentlige goder. Dvs. at et evt. produktionstab ikke har betydning for resten af samfundet som sådan. Derimod bliver *summen* af velfærden i samfundet mindre, når der findes et individ mindre.

Individets forbrugsudgifter kan også tolkes som udtryk for dets WTP for at opretholde sit eget liv. Nutidsværdien af en persons forbrug over livsforløbet er et udtryk for den velfærd der skabes ved at sætte en person i verden. Hvis forbrugsudgifterne fratrækkes bruttoproduktionsværdien skærer man dermed den sidste tynde tråd til den oprindelige ide bag velfærdsøkonomiske cost-benefit analyser, som påpeget af Pearce and Howarth (2000). Nettoproduktionstab måler kun "værdien" af et individ for resten af samfundet. En anvendelse af forbrugets nutidsværdi som mål for velfærden har dog den etisk tvivlsomme konsekvens at en ældre person mister væsentlig mindre velfærd ved at dø end en ung person, hvilket kunne pege på etisk uforsvarlige valg i fx sundhedssystemet.

2.3.5 Sammenfatning af prissætning af et statistisk liv

En konsistent anvendelse af den velfærdsøkonomiske tankegang i projektvurderinger kræver at analysen af fordele og ulemper af projektet tager udgangspunkt i individers egen opfattelse af projektets effekter.¹² Omkostninger for projekter som reducerer risikoen for dødsfald eller sygdomme gennem fx en reduktion af luftforurening eller bedre sikkerhed på trafikområdet, skal derfor sammenlignes med individers WTP for netop denne risikoreduktion. Prissætningsmetoder som forsøger at opgøre denne WTP for en risikoreduktion som fx contingent valuation studier og hedonisk prissætningsstudier som anvendes for at bestemme VSL-værdier, må derfor generelt anses for at være bedre egnet til at indgå i den slags evalueringssammenhænge end en metode som human kapital tilgangen.

Når dette er sagt, skal usikkerhederne ved disse prissætningsmetoder også nævnes. Men denne usikkerhed rører ikke, som ofte fejlagtigt påpeget, ved det problem at mennesker bliver bedt om at prissætte deres eget liv (se fx argumentationen i Færdselsstyrelsen (2001)). Derimod kan det ofte være svært for svarpersonerne at vurdere små ændringer i risikoen, hvilket kan medføre typiske vurderingsfejl for contingent valuation studier i form af formål og skala effekter (Norinder et al., 2001).

Usikkerheden forhøjes yderligere når der overføres værdier fra en WTP-undersøgelse for reduktion af trafikrisikoen til en vurdering af risikoreduktionen som følge af reduktion af luftforureningen. Det er på nuværende tidspunkt ofte tilfældet på grund af manglende WTP-undersøgelser for sidstnævnte effekt. Et af de grundlæggende økonomiske principper er at priser og værdier (for marked og ikke markedsomsatte goder) er betinget af fx præferencer, budgetbegrænsninger og de specifikke egenskaber af selve godet. Der eksisterer dermed gode begrundelser for, at

¹² Dette kan selvfølgelig også medføre problemer når fx individers risikoopfattelse afviger fra den objektive risiko eller når projektkonsekvenser som ligger langt ude i fremtiden skal bedømmes og dermed ikke berører nutidens individer men en helt anden generation.

mennesker vil sætte forskellige priser for reduktion af frivillige og ufrivillige risici, af latente risici (som fx fra luftforurening) og aktuelle risici (som fx fra trafikulykker), og at WTP vil være afhængig af alder og evt. tilstedeværelse af andre sygdomme.

En af de generelle anbefalinger til at forbedre vurderingsgrundlaget i Danmark må derfor være at gennemføre WTP-studier specielt målrettet risikoreduktion for dødsfald og sygdomme fra en reduktion af luftforurening. Indtil resultater fra den type studier foreligger, kunne man anbefale at anvende alderskorrigerede værdier fra WTP-undersøgelser på trafikområdet som øverste grænse for værdien for et statistisk liv og korrigerede VSL-tal, beregnet ved anvendelsen af VOLY-metoden som nederste grænse. Anvendelsen af human kapital tilgangen som eneste måde at prissætte dødsfald på må helt frarådes i velfærdsøkonomiske analyser, fordi tabt produktionsværdi (brutto såvel som netto) har ingen eller kun meget begrænset sammenhæng med individers egen prissætning af projektets effekter. Enhver konsistent anvendelse af human kapital tilgangen vil også uvægerlig medføre store etiske problemer med hensyn til "værdien" af livet af pensionister og børn.

Der skal dog også her henvises til mere generelle etiske konflikter med hensyn til prissætning af et statistisk liv som peger på de begrænsninger en konsistent anvendelse af utilitarisme, som basis for velfærdsøkonomiske analyser, indebærer. Hvis de tilgængelige resultater fra forskellige prissætningsstudier anvendes til at prioritere samfundets ressourcer til redning af liv, vil meget tyde på at samfundet kan "spare" mange flere liv ved at prioritere trafiksikkerheden frem for at reducere luftforurening og man vil samtidig få "mere velfærd for pengene" når fx sygehusbehandling for ældre mennesker reduceres og der i stedet satses på fortrinsvis at behandle de yngre. Individuel velfærd er dermed ikke den eneste relevante målestok i projektvurderinger ligesom der også må stilles spørgsmålstegn ved om et samfund grundlæggende kan tillade sig at udsætte folk for unødige risici, som fx fra luftforurening.

2.4 Bemærkninger vedrørende benefit transfer

Gennemførelse af prissætningsstudier kræver mange ressourcer. Alternativet til en selvstændig undersøgelse er overførelse af priser fra andre studier, over tid og rum, til det politik relevante område. Overførelsen af værdier betyder at der tages monetære tal for enten miljøgevinster eller omkostninger beregnet til et bestemt område (oprindeligt undersøgte sted, kaldet studie-området) og overfører disse til anvendelse på et andet område kaldet policy-området. Der findes tre forskellige former af benefit transfer. Den mest enkle er den hvor der overføres ukorrigerede enhedsværdier. Her antager man at velfærdsgevinsten for den gennemsnitlige person på policy-området er den samme som velfærdsgevinsten for en gennemsnitlige person på studie-området. Problemet her er, at der med stor sandsynlighed kan forventes større forskelle mellem de to områder med hensyn til demografiske og socio-økonomiske karakteristika af den berørte befolkning samt at miljøkvaliteten og tilstedeværelse af alternativer kan variere mellem studie- og policy-området.

En bedre måde at overføre værdier er at tilpasse priserne således at disse afspejler de anderledes forhold på policy-området. En tredje mulighed er at overføre selve benefit- (eller omkostnings-) funktionen. En fjerde og lidt anderledes mulighed er at anvende en meta-analyse, hvor der beregnes en benefit funktion ved at anvende regressionsanalyser på basis af resultater fra

en række empiriske studier som undersøger det samme relevante miljøgode. Validitet af benefit transfer er blevet undersøgt i et antal studier¹³ ved anvendelsen af statistiske metoder, og størstedelen af disse studier har vist, at det kan være problematisk at overføre værdier fra et sted til et andet, selv under de mest ideelle omstændigheder.

Om det er forsvarligt eller ej at overføre priser fra et studie-område til et policy-område er dog ikke kun afhængigt af overensstemmelse mellem policy- og studie-område eller kvaliteten af den oprindelige studie, men også formålet med selve det gennemførte benefit transfer. Afhængig af om tallene fx skal bruges til at definere indholdet og omfanget af et nyt prissætningsstudie, indgår som omkostninger eller gevinster i en cost-benefit analyse til at lave politiske beslutninger, eller om priserne bliver anvendt til at bestemme eksterne omkostninger og dermed evt. afgiftsbelastning af borgene, kan en vis usikkerhed i sammenhæng med benefit-transfer være mere eller mindre acceptabel.

I realiteten vil det i mange tilfælde være umuligt (på grund af ressource- og tidsmæssige begrænsninger) at gennemføre et selvstændigt prissætningsstudie hver gang man har brug for at kende ikke-markedsomsatte goders værdi. At overføre værdier fra andre studier og anvende dem i andre sammenhænge er derfor blevet mere og mere almindelig i Danmark (se fx Ministerierne, 2001) og andre lande. Selvom benefit-transfer måske er det eneste alternativ til slet ikke at medtage ikke-markedsværdier i en policy-vurdering, er det dog vigtigt at huske den øgede usikkerhed forbundet med overførslen af værdier fra andre studier og områder.

¹³ Se Brouwer and Spaninks (1999) for en sammenfatning af litteraturen på området.

3 Danske og internationale prissætningsstudier på transportområdet

3.1 Transportens eksterne effekter

De eksterne effekter fra transporten som behandles i denne rapport kan inddeles i følgende grundliggende kategorier:

- Luftforurening (inkl. påvirkning af klimaet gennem CO₂)
- Støj
- Uheld
- Trængsel
- Fysiske og sociale barriereeffekter
- Biodiversitet
- Eksterne effekter ved etablering af infrastruktur
- Jord- og grundvandsforurening

De følgende afsnit indeholder hver en kort præsentation af den pågældende eksterne effekt og en gennemgang af nyere prissætningsstudier og deres resultater. Den sidstnævnte kategori "jord- og grundvandsforurening" bliver dog ikke behandlet i denne rapport, da der i et parallelt studie (udført af rådgivningsvirksomheden COWI) udarbejdes en detaljeret gennemgang af området.

En del omkostninger ved transportens eksterne effekter vedrører såvel anvendelsen af eksisterende veje som etablering af nye vejafsnit. Den første kategori, eksterne effekter fra selve anvendelsen, er et vigtigt input til road-pricing strategier og fx ved fastsættelse af afgifter for benzin. Eksterne effekter fra bygning af ny infrastruktur skal derimod medtages allerede i selve cost-benefit vurderingen af infrastrukturprojektet.

Prissætning af transportens eksterne effekter er ikke et ukendt område i Danmark. Vejdirektoratet publicerer fx såkaldte "Trafikøkonomiske enhedspriser", sidste papirudgave i prisniveauet fra 1997 (Vejdirektorat, 1999). Trafikministeriets projekt "CO₂-reduktioner i transportsektoren" (1995-97) indeholder ligeledes en første opgørelse over de marginale eksterne omkostninger for vejsektorens transportmidler for Danmark. Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger fra luftforurening er endvidere blevet etableret med nyere tal overført fra danske og internationale undersøgelser og tilpasset danske forhold i COWI (1999). Kveiborg (2001) indeholder en gennemgang af de eksterne omkostninger fra transportsektoren og metoder til prissætning af disse effekter, samt en overblik over danske og internationale prissætningsforsøg på området.

Formålet med denne rapport har derfor været en opfølgning af den tidligere studie (Kveiborg, 2001) med hensyn til at vurdere anvendeligheden af konkrete prisestimater (enhedspriser) for danske forhold. Dette indebærer

imidlertid at de respektive publicerede enhedspriser så vidt muligt bliver beregnet, på basis af danske transportdata, fx statistiske opgørelser over det årlige trafikarbejde, fordeling mellem køretøjsarter og belægningsgrad, men også i relation til emissionskoefficienter, omfanget af den berørte befolkning og andre landspecifikke forhold som bevirker at priserne varierer mellem lande.

Denne begrænsning, samt de ressourcemæssige rammer for projektet, har derfor bevirket at kapitel 3 primært beskriver beregninger fra et nyt europæisk studie om transportens eksterne effekter (INFRAS/IWW, 2000)¹⁴, samt de nyeste danske beregninger af enhedspriser. Kun i det tilfælde hvor problemstillingerne og metoderne til at opgøre de pågældende eksterne effekter er sparsomt belyst og metodisk afprøvet, som fx barriereeffekter og ændring i arealanvendelsen, medtages henvisninger til fx en canadisk undersøgelse (Bein, 1997).

Alle disse publikationer og andre som er sammenfattet i de følgende afsnit er baseret på andre, oprindelige studier og datakilder, fx prissætningsstudier for støj, betalingsvilje for risikoreduktion fra trafikulykker, informationer om sammensætning af bilparken i Danmark, trafikarbejde osv. Viden om kvaliteten og det konkrete indhold af disse originalstudier og datakilder, samt deres aktualitet er ofte afgørende for en vurdering af anvendeligheden for danske forhold eller en sammenligning og forklaring af forskellen i resultater fra forskellige studier. I rammerne af det foreliggende projekt har det ikke været muligt at gennemgå alle originalstudier. Det europæiske projekt "ExternE Externalities of Energy", som er en af de vigtigste baggrundsstudier og som gentagende gange finder anvendelse i beregningerne af transportens eksterne effekter, er dog sammenfattende beskrevet i Bilag A.

Tabel 10: Antal personer eller tons per køretøjstype

Køretøjstype	Antal personer
Bil på land	1,9
Bil i by	1,4
Bil gns.	1,86
Motorcykel	1,25
Bus gns.	20
Bus på land	20
Bus i by	15
Køretøjstype	Antal tons
Varebil	0,3
Lastbil	8,9

Kilde: INFRAS/IWW.

Beskrivelsen af hvert studie afsluttes med en kort sammenfatning af de vigtigste punkter i form af en tabel. For at gøre det nemmere at sammenligne tallene præsenteret i de enkelte afsnit med de oprindelige tal i den omtalte studie, er tallene i første omgang kun omregnet til danske kroner, men i det oprindelige prisniveau og enheder. I en sammenfatning efter hver afsnit, er resultater taget fra studier som vurderes anvendelige for danske forhold, dog

¹⁴ INFRAS/IWW (2000) studiet er udført af en schweizisk rådgivningsvirksomhed (INFRAS, Consulting Group for Policy Analysis and Implementation) og Universität Karlsruhe i Tyskland. Det fremgår ikke af selve rapporten hvem der har finansieret projektet, dog nævnes deltagerne i en "advisory board" som består af medlemmer af UIC (International Union of Railways), Umweltbundesamt (Tyskland), University of Leeds, Lund University, University of Flensburg, Wuppertal Institut, OECD, EU Commission DG Transport og andre.

omregnet til et fælles prisniveau (2000 priser). Læseren skal derfor være opmærksom på at tallene kan være udtrykt i såvel kroner per køretøjskilometer samt kroner per person- eller tonkilometer (eller 1000 pkm/tkm). For en evt. omregning fra person- eller tonkilometer til køretøjskilometer anvendes i hele rapporten de belægningsgrader som er angivet i Tabel 10.

Et af formålene med rapporten har været at komme med konkrete anbefalinger til hvilke enhedspriser for transportens eksterne effekter (i form af kr./køretøjskm) der er anvendelig for *danske* forhold. De konkrete beslutninger med hensyn til anvendelsen af enkelte tal i eksempelberegningerne præsenteret i kapitel 4 må betragtes som valg foretaget af forfatteren af rapporten, dog ud fra en række objektive kriterier såsom den anvendte metode, aktualitet, anvendelsen af danske data osv. Det er en af intentionerne med denne rapport at læseren – ud fra de præsenterede informationer om de enkelte studier - selv kan træffe en beslutning om hvilke priser der skal anvendes for specifikke projekter eller formål.

3.2 Prissætning af Luftforurening

Skader på grund af luftforurening tilhører den del af ikke-markedsomsatte goder som først skal bestemmes via en årsagsvirkningskæde. Denne årsagssammenhæng er illustreret i Figur 3.1.

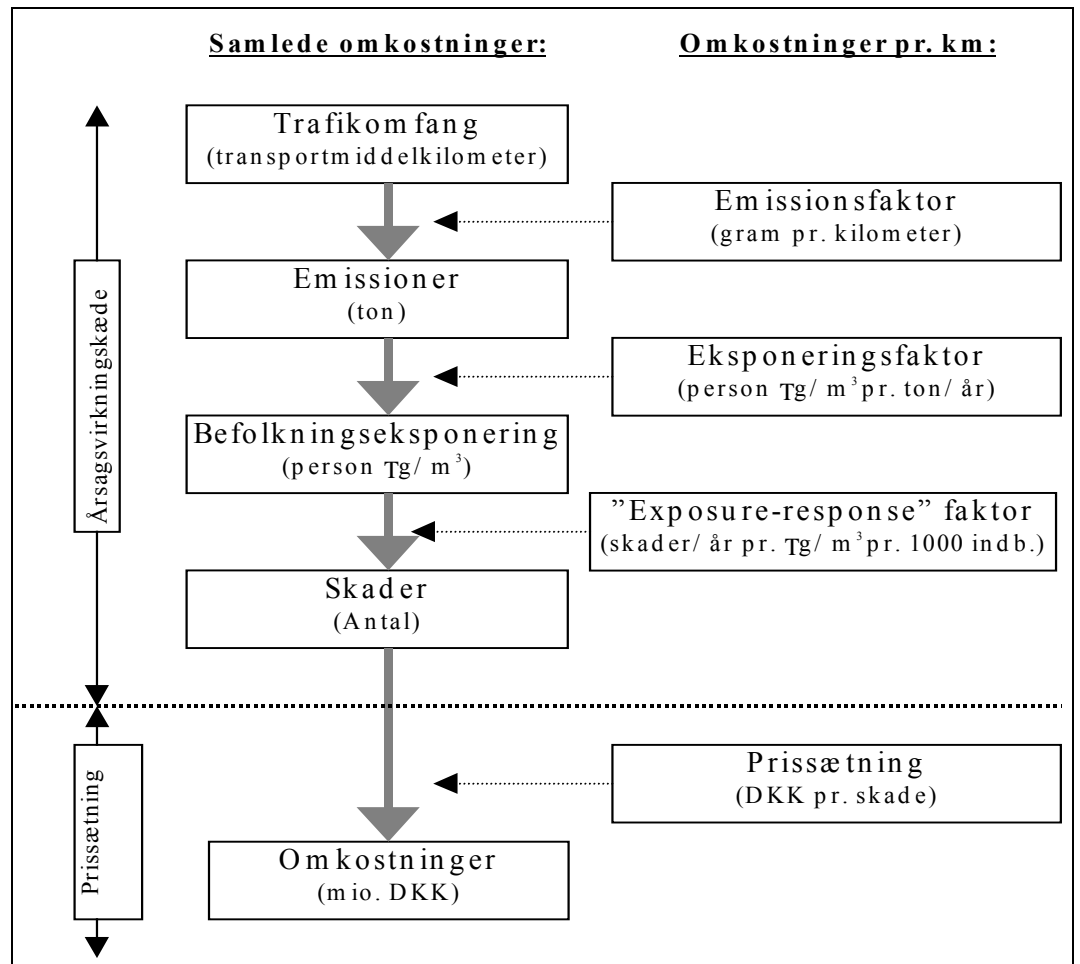
I årsagsvirkningskæden beregnes de fysiske effekter, fx tilsmudsning og korrosion, skovdød og øget dødelighed og sygelighed på grund af luftforurening. Det er disse fysiske effekter som forsøges prissat ved hjælp af forskellige prissætningsmetoder. Selve metode består dermed af tre led: Først bestemmes emissionerne ved hjælp af emissionsfaktorer. Derefter beregnes en gennemsnitlig eksponering af den pågældende befolkning eller område og til sidst opgøres den samlede sundhedsskadelige eller materialskadelige effekt ud fra undersøgelser som har etableret en sammenhæng mellem exposure (eksponering) og respons (fx epidemiologiske undersøgelser).

Sammenhængen mellem befolkningseksponering og skader betegnes som dose-response eller bedre exposure-response funktion. Denne funktion er dermed ikke en prissætningsmetode i sig selv¹⁵, men dens resultater udgør en forudsætning for at prissætningsmetoder kan anvendes til at beskrive eksterne effekter fra trafikens luftforurening i monetære termer. Den etablerer en forbindelse mellem et bestemt forureningsniveau (dose) og den tilsvarende fysiske effekt (response).

Årsagsvirkningskæden er baseret på en række forenkede antagelser og generaliseringer. De enkelte resultater er dermed behæftet med større eller mindre usikkerhed. For eksempel er emissionsfaktorer oftest baseret på laboratoriemålinger, hvor der teoretisk kan tages hensyn til mange forskellige forhold (turlængde, koldstart, hastighed mv.), men hvor der ikke er muligt at anvende disse i "real-world" beregninger.

¹⁵ I European Commission (2000) og Pearce and Howarth (2000) beskrives dose-response funktionen som en prissætningsteknik.

Figur 3.1: Operationelle årsagssammenhænge mellem trafik og omkostninger

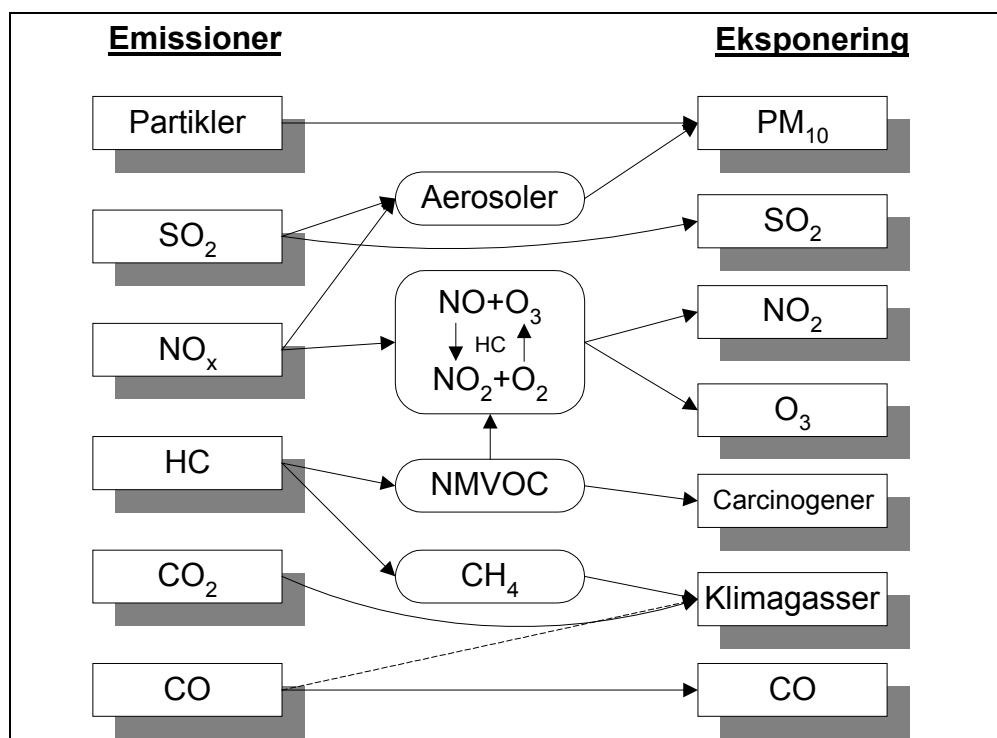


Kilde: Bearbejdet fra COWI (1999).

Når man beregner eksponeringsfaktorer skal man tage hensyn til såvel spredning som transformation af det enkelte udslip og den egentlige eksponering, dvs. en opgørelse hvor mange receptorer (fx individer) bliver eksponeret og i hvilket omfang, dvs. ved hvilken koncentration. Den kemiske omdannelse af de emitterede stoffer er illustreret i Figur 3.2 og Tabel 11 viser en oversigt over forskellige sundheds- og miljøeffekter fra forskellige forureningsfaktorer.

Til beregning af spredning og transformation af emissioner anvendes modeller. På korte afstande inddrager modellerne fx afstanden fra kilden, emissionshøjden, vindhastighed og -retning, turbulensforhold og topografi. Kemiske reaktioner har ingen betydning på korte afstande. For afstande over 50m derimod inkluderes transformationsprocesser sammen med vindhastighed og -retning og aerosolernes og partiklernes depositions hastigheder.

Figur 3.2: Kemisk omdannelse af emitterede stoffer



Kilde: COWI (1999).

Tabel 11: Sundhed og miljøeffekter fra forskellige forureningsfaktorer

Forureningsfaktor	Mekanisme	Receptor					
		Klima	Sundhed	Afgrøder	Skov	Fiskeri	Bygninger
CO ₂	Drivhuseffekt direkte	+		?	?		
CH ₄	Drivhuseffekt direkte	+					
CO	Direkte		?				
	Via ozon	+	+	+	?		?
PM ₁₀	Direkte		+				+
	SO ₂		+	+	?		?
	Aerosoler	?	+				
NO _x	Forsuring				+	?	+
	Direkte		+				
	Aerosoler	?	+				
	Forsuring				+	?	+
NMVOC	Via ozon	?	+	+	?		?
	Direkte	+	+	+	?		?
Benzene (C ₆ H ₆)	Direkte		+				
1,3 Butadiene	Direkte		?				
Formaldehyd	Direkte		?				

+ Effekter som er blevet prissat

? Effekter som er identificeret, men er for små, svære at beregne, eller for usikre til at blive anvendt som input til prissætning

Kilde: Eyre et al. (1997).

Modellerne giver dermed spredningsfaktorer (Tg/m³ pr. ton/år) for et geografisk område (opdelt i kvadranter) og disse spredningsfaktorer omregnes til befolkningseksponeringsfaktorer ved at summere befolkning gange spredningsfaktor for hver kvadrant. De resulterende skader bliver så prissat ved hjælp af forskellige metoder. Ved at dividere værdien af de samlede omkostninger med mængden af den pågældende emission fås omkostninger

per ton emission. Omkostningerne kan også tildeles enkelte køretøjstyper og forskellige trafiksituationer (fx land og bykørsel), enten ved at anvende bottom-up modeller som indeholder informationer om emissionsfaktorer af køretøjer i forskellige trafiksituationer, eller på et mere aggregeret niveau på basis af de enkelte køretøjstypers andel af det samlede trafikarbejde.

I de følgende to afsnit præsenteres to forskellige prissætningstudier af de eksterne effekter fra luftforurening. Et dansk studie som er baseret på en bottom-up tilgang og overførslen af priser og exposure-response funktioner fra andre europæiske studier (primært ExternE). Dernæst et europæisk studie som beregner enhedspriser såvel på basis af en bottom-up tilgang baseret på en tysk ExternE model, som en top-down beregningsmodel for gennemsnitlige omkostninger per km for de enkelte køretøjstyper.

3.2.1 Cowi (1999): Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger: Luftforurening

Denne kilde repræsenterer den mest aktuelle sammenfatning af prissætning af luftforurening fra trafik i Danmark. Arbejdet bygger i vid udstrækning på overførsel af priser og dose-response funktioner fra internationale prissætningsstudier (primært Extern E), men inddrager også til at underbygge de internationale værdier; en enkelt dansk undersøgelse af betalingsvilje for en formindsket risiko for trafikulykker.

Omkostningerne er opgjort *per transportmiddelkilometer* for 15 forskellige typer transportmidler og *som omkostninger per kg udledt stof*. Emissionerne omfatter partikler, NO_x (nitrogenoxider), SO₂ (svovldioxid), CO (kulilte), HC (kulbrinter inkl. metan) og CO₂ (kuldioxid). Omkostningstallene er endvidere opgjort for både "land" og "by", hvor "by" repræsenterer København. Der gives usikkerhedsintervaller for begge typer omkostninger ved at angive henholdsvis lavt og højt skøn per km og per kg i to former: som oprindelige skøn taget fra litteraturen og som beregnede fraktiler (0.05 og 0.95), hvor der tages hensyn til at tendenserne til enten over- eller undervurdering af enkelte værdier udligner hinanden til en vis grad.

Opgørelsen af skader fra luftforurening

Til beregning af de endelige omkostninger i monetære termer er det, som beskrevet i årsagsvirkningskæden i Figur 3.1, nødvendigt at anvende en række gennemsnitsfaktorer for emissioner, eksponering og exposure-response sammenhænge til at bestemme de fysiske skader fra luftforurening. I COWI (1999) beregnes *emissionsfaktorer* på basis af opgørelser i Trafikministeriets TEMA 2000 model og en række ekstra oplysninger om udvikling i emissionsnormerne, hastigheder, dieseltyper, alder og motorstørrelser. Emissionsfaktorer opgøres for personbiler (med og uden katalysator og diesel), busser, varebiler (opdelt i benzin og diesel), lastbiler, tog (diesel og el), godstog (diesel og el), danske indenrigsrutefly, færges og fragtskibe. Emissionsfaktorer for personbiler, busser, vare- og lastbiler opdeles yderligere i 'udpræget land' og 'udpræget by' kørsel, mens faktorerne for tog, fly og skibsfart kun opgøres for landkørsel.

Eksponeringsfaktorer opgøres i rapporten for partikler, NO_x, SO₂, CO, HC (kulbrinter inkl. metan) og CO₂ og er taget fra Eyre et al. (1997), som argumenterer for og udvikler nogle enkle procedurer for at overføre eksponeringsfaktorer fra energisektoren til transportemissioner. Ifølge Eyre et al. (1997) kan eksponeringsfaktorerne fra energisektoren for lange afstande generelt og for korte afstande på landet direkte overføres da det her ikke er

afgørende om emissionerne finder sted højt oppe i luften (fra høje skorsten) eller ved jordoverfladen (fra udstødning) og fordi receptorerne må antages at være relativt ensartet fordelt over et stort område, som fx på landet. For korte afstande i byerne er der foretaget specielle beregninger i Eyre et al. (1997) med en model for de korte afstande for London, og disse resultater overføres til København ved at korrigere for den gennemsnitlige befolkningstæthed.

Exposure-response faktorer for helbredseffekterne er taget fra det første ExternE studie fra 1995. Disse omfatter helbredsskader fra partikler (dog kun PM₁₀) og O₃, men ikke SO₂ som først blev medtaget i ExternE's anden fase. For landbrug er kun reduceret afgrødeudbytte fra SO₂ emissionerne medtaget, baseret direkte på ExternE resultater (fra 1995).

Opgørelsen af depositionsskader fra forsurede stoffer i skovbrug baseres på Meyer et al. (1994) for SO₂, mens effekten fra NO_x fastsættes på basis af SO₂ effekten med en korrekturfaktor (to tredjedele) taget fra Eyre et al. (1997). Tilsmudsning af bygninger med partikler er baseret på ExternE med en tilpasning til byområder baseret på antagelser i Eyre et al. (1997). For at vurdere korrosionsskader fra SO₂ og NO_x tages der udgangspunkt i ExternE resultater for SO₂. Korrosionsskader fra NO_x afgøres igennem en nedjustering fra SO₂ værdien ifølge Eyre et al. (1997). Byemissionerne tilpasses ved at korrigere for befolkningstæthed.

Klimaskadeeffekterne bestemmes direkte ud fra IPCCs vurderinger i Second Assessment Report (Pearce et al., 1996).

I det følgende gennemgås prissætning af de forskellige skadetyper i rapporten, som omfatter sundhedseffekter i form af øget dødelighed og øget sygelighed, reduktion i landbrugs- og skovdriftsudbytte, tilsmudsning og korrosion af bygninger og klimaeffekten. De enkelte enhedsomkostninger per kg emission og per køretøjskilometer er sammenfattet i Tabel 13 og Tabel 14.

Prissætning af øget dødelighed

Studiet tager her udgangspunkt i resultater fra ExternE undersøgelsen, dog den lidt ældre version fra 1995 (se bilag A) som ansætter en gennemsnitsværdi på 2,6 millioner Euro (i 1990 priser) for et statistisk liv (ca. 19 mio. kr.). Denne værdi sammenholdes med resultatet af den hidtil eneste danske interviewundersøgelse af betalingsvillighed for reduktion af risiko for trafikulykker (Kidholm, 1995), der når frem til et interval på 12-25 millioner kroner og 14-18 millioner kroner afhængig af om respondenternes subjektive risikovurdering eller den faktiske risiko anvendes.

I Kidholm (1995) anbefales det at anvende den objektive risiko, da denne blev meddelt respondenterne før de blev spurgt om deres WTP for en risikoreduktion. For et konservativt skøn anbefales endvidere at anvende den nederste grænse, dvs. 14 millioner kroner per statistisk liv. Ved at sammenligne resultater fra Kidholm (1995) og ExternE (1995) anbefaler COWI (1999) et interval på 12-25 millioner kroner for et statistisk liv som basis. Ud fra nogle undersøgelser som peger på at WTP er aftagende med alder (afsnit 2.3.1. og 2.3.2), anbefales at korrigere intervalgrænserne med en faktor 0,75, dvs. en 25% reduktion, hvilket ville resultere i et korrigeret interval på 9-19 millioner kroner. Foreningsmængden af de to intervaller er dermed 9-25 millioner kroner.

Der skelnes ikke mellem akut mortalitet på grund af luftforurening (overdødelighed i umiddelbar forbindelse med høj luftforurening) og kroniske

effekter (fx lungekræft, bronkitis og astma). I COWI (1999) henvises til ekstra hospitalsudgifter som følge af kroniske sygdomme. De offentlige udgifter vurderes at bevæge sig i størrelsesordenen af 350.000 kr. per tilfælde i gennemsnit ud fra samfundsøkonomiske omkostninger ved arbejdsbetingede sygdomme (COWI, 1999). Tallene inkluderes dog ikke fordi de anses at være for ubetydelig i forhold til den anvendte værdi for et statistisk liv. Det samme gælder for produktionstab for samfundet som heller ikke tages med på grund af uafklarede etiske spørgsmål med hensyn til beregning af samme (se afsnit 2.3.4 for en detaljeret diskussion af emnet). Produktionstab blev her opgjort som netto-produktionstab dvs. bruttoproduktionsværdi minus forbrug.

Prissætning af øget sygelighed

Prissætning af øget sygelighed er kun baseret på resultater fra ExternE (1995). Effekterne på sygelighed er opdelt i seks forskellige typer af sygdomstilfælde: hospitalsophold, skadestuebesøg, (børne-) bronkitisanfald, dage med nedsat aktivitet, astmaanfald og symptomdage. WTP værdier som vist i Tabel 12 fra ExternE undersøgelsen er baseret på en litteraturgennemgang af internationale studier på området, primært studier fra USA. Selvom opgørelserne betegnes som mere usikre end tallene for et statistisk liv, vurderes betalingsviljen for at undgå hospitalsophold at være relativt lav i COWI (1999) sammenlignet med de direkte udgifter (dvs. udgifter for det danske samfund uden at nyttetabet for det enkelte individ er taget med) for et gennemsnitligt hospitalsophold i Danmark, som beregnes til 34.000 kroner (COWI, 1999).

Tabel 12: Prisen for forskellige typer af sygdomstilfælde

Typen af sygdomstilfælde	WTP (kr.)
Hospitalsophold	49.000
Skadestuebesøg	1.400
Bronkitisanfald (børne-)	1.000
Dage med nedsat aktivitet	500
Astmaanfald	250
Symptomdage	50

Kilde: COWI (1999) oprindeligt ExternE (1995)

Prissætning af landbrugsskader og skovbrugsskader

Prissætning af skader i landbrug og skovbrug baseres på markedsprisen for de respektive produkter og deres reducerede udbytte. Eventuelle omkostninger forbundet med tilpasningsaktiviteter, fx en ændret afgrødesammensætning, er ikke medtaget. Der anvendes verdensmarkedspriser på de vigtigste kornsorter, hvede, rug, byg og havre, som indikator for landbrugsafgrøder. Priserne per ton tages fra ExternE. Som et vægtet gennemsnit beregnes en pris på 81 Euro per ton. Omregnet til danske kroner giver det en gennemsnitspris af 600 kr. per ton afgrøder. I rapporten argumenteres for ikke at tage EU tilskud med i en samfundsøkonomisk vurdering som tabt gevinst. Dette er dog kun rigtigt når der laves en samfundsøkonomisk betragtning for hele den Europæiske Union. En samfundsøkonomisk analyse som holder sig til nationale grænser bør medtage EU-tilskud som tabt fortjeneste.

Prissætning af skovbrugsskader medtager kun reduceret træudbytte og ikke omkostninger til at modvirke skader eller en reduktion i rekreative værdier. Et centralt skøn af prisen på 500 kr. per ton nåletræ er taget fra Meyer et al. (1994).

Prissætning af skader på bygninger og materialer

Da det er vanskeligt at kvantificere de fysiske skader fra emissionseksposering, anvendes her, lige som i ExternE, en direkte vurdering af vedligeholdelses- og

rengøringsomkostninger. For *tilsmudsning fra partikler* er omkostningerne fra ExternE lig med 180 £ per ton partikler. Da disse skadesomkostninger ikke tager omkostninger relateret til de visuelle indtryk fra tilsmudsning mellem rengøringerne med, regnes i COWI (1999) med en øvre grænse på $2 \times 180 \text{£}$ og en nedre grænse på $\frac{1}{2} \times 180 \text{£}$. Prisen fra ExternE-undersøgelsen stammer fra en makrobetragtning af hele Storbritannien og da effekten må formodes at være væsentlig højere i byområder anvendes et forholdstal på 2,2 på basis af befolkningseksponering i hhv. by og land i Danmark. I danske kroner udgør tilsmudsningsskader fra partikler dermed 2000 DKK/ton som et centralt skøn for land og 4.400 DKK/ton for byområder (COWI, 1999).

Korrosionseffekterne fra SO₂ og NO₂ bliver i ExternE vurderet på basis af en litteraturgennemgang som suppleres med konkrete beregninger af reparations- og vedligeholdelsesomkostninger som følge af korrosionsskader fra et oliefyret kraftværk i Lauffen. Omkostningsintervallet angives som 1.200 – 10.000 DKK/ton SO₂. I COWI (1999) benyttes det geometriske gennemsnit af intervalgrænserne, som er lig med 3.500 DKK/ton, som centralt skøn. Skadeeffekten fra NO_x beregnes på basis af SO₂-omkostninger ved at nedjustere disse svarende til NO₂'s relative forsureningsfaktor på ca. 2/3.

Prissætning af klimaeffekten

I COWI (1999) beregnes en CO₂-pris på 40 kr./ton som geometrisk gennemsnit baseret på en prissætningsinterval på 1-30 Euro pr. tons CO₂-ækvivalent taget fra en foreløbig udgave af ExternE Transport (Bickel et al., 1997). Dette prissætningsinterval stammer fra en ældre litteraturgennemgang af IPCC, publiceret i IPPC's Second Assessment Report fra 1995 (Pearce et al., 1996). I den nyere udgave af ExternE (Holland et al., 1999) anbefales andre, højere værdier per tons CO₂, som er baseret på resultater fra to modelkørsler af såkaldte "Intergrated Assessment Models", FUND og Open Framework.¹⁶ Begge modeller beregner marginale skader fra udledning af drivhusgasser.

I den nyere ExternE-udgave angives for eksempel et "illustrativt begrænset spænd" baseret på modellernes resultater og beregnet ved at anvende to forskellige kalkulationsrenter på henholdsvis 1% og 3% som 18-46 Euro (1995)/ton CO₂ (130-333 kr./ton CO₂) hvilket dermed er noget højere end de tal anvendt i COWI (1999). I en rapport udgivet af Finansministeriet og publiceret i samarbejde med fire andre danske ministerier (Erhvervsministeriet, daværende Miljø- og Energiministeriet, Skatteministeriet og Økonomiministeriet) (Ministerierne, 2001) anvendes gennemsnittet af dette nyere ExternE interval (260 kr./ton CO₂) som højt skøn til at beregne de økonomiske fordele forbundet med den danske miljøpolitik. Miljøstyrelsen anbefaler generelt at anvende 260 kr./ton CO₂ som centralt skøn til beregning af skadeomkostninger forbundet med CO₂-udledning i økonomiske beregninger.

Enhedsomkostninger for trafikens luftforurening

I de følgende to tabeller er *enhedsomkostninger per kg emission og per transportkilometer* sammenfattet. Enhedsomkostningerne er beregnet på basis af en bottom-up modellering af årsagssammenhænge og prissætning beskrevet i de forgående afsnit. Omkostningerne er baseret på konstante dose-response funktioner og dermed er gennemsnitlige og marginale omkostninger i princippet de samme. Dog kan man på grund af bottom-up

¹⁶ Se Bilag A i denne rapport for en nærmere forklaring og Holland et al. (1999) eller Schleisner and Nielsen (1997).

modelleringsstilgangen og den detaljerede opgørelse af priser for forskellige trafiksituationer og køretøjstyper betegne priserne som en slags ”marginale” omkostninger. Begge tabeller gengiver kun de centrale skøn for henholdsvis land og by. I COWI (1999) findes også detaljerede tabeller med lave og høje skøn taget fra litteraturen samt beregnede usikkerhedsintervaller.

Tabel 13: Enhedsomkostninger i kr. pr. kg emission (central t skøn) opdelt på By og Land

Emissionstype	By	Land
Partikler	645	172
NO _x	83	78
SO ₂	69	39
CO	-	-
HC	19	19
CO ₂	0,04	0,04

Kilde: COWI (1999).

Tabel 14: Enhedsomkostninger pr. transportmiddel kilometer (central skøn), opdelt på 'udpræget by' og 'udpræget land' (1999 priser)

(Kr./km)	Kapacitet	By	Land
Personbil (u.kat.)	4p	0,21	0,26
Personbil (m.kat.)	4p	0,04	0,05
Personbil (diesel)	4p	0,14	0,08
Bus (diesel)	40p	2,27	1,01
Varebil (benzin)	1-2t	0,16	0,21
Varebil (diesel)	1-2t	0,34	0,18
Lastbil (diesel)	6-34t	1,43	0,84
Persontog (diesel)	225p	-	5,63
Persontog (el)	475p	-	2,09
Godstog (diesel)	142t	-	13,98
Godstog (el)	142t	-	2,65
Fly (jet)	142p	-	9,99
Fly (turboprop.)	50p	-	1,34
Færge	525p	-	175,03
Fragtskib	2.113t	-	101,12

Kilde: COWI (1999).

Kriterium	Information
Titel	Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger: Luftforurening
Kilde	Trafikministeriet (2000)
År	Oktober 2000; 1999 priser
Metode anvendt	Bottom-up modellering baseret på årsagsvirkningskæden og prissætning af skadeeffekterne. Emissionsfaktorer fra Trafikministeriets TEMA 2000 model; Eksponeringsfaktorer fra Eyre et al. (1997); Exposure-response faktorer fra tidligere ExternE undersøgelse, delvist korrigeret på basis af oplysninger fra Eyre et al. (1997); sur depositionsskader i skovbrug fra Meyer et al. (1994); Priser er taget fra ExternE (1995), Kidholm (1995) og Pearce et al. (1996).
Anvendelighed	Resultaterne er i stort omfang baseret på danske data eller tilpasset danske forhold og må derfor vurderes at være grundlæggende egnet til opgørelse af trafikens eksterne effekter i Danmark. Mange oplysninger er dog hentet fra den første fase af ExternE undersøgelsen og tager dermed ikke hensyn til ændrede værdier for statistisk liv og skader fra klimaforandringer samt en del nye europæiske exposure-response undersøgelser som er medtaget i den nyeste ExternE studie.
Effekter inkluderet	Øget dødelighed, øget sygelighed, reduktion i landbrugs- og skovdriftsudbytte, tilsmudsning og korrosion af bygninger, klimaeffekt; Emissioner: partikler, NO _x , SO ₂ , CO, HC (inkl. metan), CO ₂ ; 15 forskellige typer transportmidler; per kg emission og per transportkilometer; Opdeling mellem by og land
Kommentarer	En opdatering af beregninger med hensyn til anvendelsen af VSL/VOLY og prisen for CO ₂ vil være ønskelig.

3.2.2 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Air Pollution and Climate Change

Ligesom i COWI (1999) beregnes i dette studie omkostninger forbundet med øget mortalitet og morbiditet, bygningsskader og tab af landbrugsproduktion. Skader på grund af klimaforandringer beskrives i et separat kapitel men er medtaget her i beskrivelsen af eksterne effekter fra luftforurening. INFRAS/IWW (2000) beregner såvel gennemsnitlige som marginale eksterne omkostninger.

Gennemsnitlige omkostninger

Gennemsnitlige omkostninger er baseret på en top-down tilgang, hvor de samlede omkostninger forbundet med øget mortalitet og morbiditet for hver land beregnes på basis af metoden og priserne anvendt i et WHO-studie af sundhedsmkostninger relateret til luftforurening fra trafikken i Østrig, Frankrig og Schweiz (WHO, 1999a). Prissætning af et statistisk liv i dette studie er fx baseret på CV-undersøgelser om betalingsvilje for risikoreduktion som er tilpasset alderen af dødsopfrene.

Sundhedsmkostninger overføres til de forskellige EU-lande ved hjælp af vægtede gennemsnit af NO_x og PM₁₀ emissioner fra forskellige køretøjstyper i de enkelte lande. PM₁₀ emissioner er taget fra TRENDS-databasen som dog kun indeholder tailpipe emissioner. På basis af en nyere schweizisk undersøgelse (INFRAS/IWW, 1999), som peger på at ca. 80% af trafikrelaterede PM₁₀ emissioner stammer fra andre end udstødningsprocesser (fx vejstøv, dæk- og bremsestøv og ophvirvling) korrigeres derfor PM₁₀ emission tilsvarende.¹⁷

Enhedspriser for bygningsskader og tab af landbrugsproduktion stammer fra en række schweiziske studier. Disse overføres så til andre EU-lande ved at indrage NO_x emissioner, landstørrelsen og landbrugsproduktionen, skovarealet og befolkningstal respektivt. Gennemsnitlige priser for Danmark og EU gennemsnit er præsenteret i Tabel 15.

Klimaskader er prissat på basis af skyggepriser, udregnet for opfyldelsen af IPCC's reduktionsmålsætninger for transportsektoren, som angives med 50% i 2030 i forhold til emissionsniveauet i 1990. Denne ambitiøse målsætning resulterer i en gennemsnitlig skyggepris per ton CO₂ på 135 EURO eller ca. 980 kr. (i 1995 priser). Skyggeprisen antages at være den samme for alle lande, selvom en opfyldning af målsætningen i realiteten vil resultere i forskellige skyggepriser afhængig af teknologiniveauet og reduktionsmuligheder i de enkelte lande. Som det ses i Tabel 15 udgør klimaskader en stor andel af de samlede eksterne omkostninger fra luftforurening.

Med hensyn til den fremtidige udvikling i de samlede luftforureningsomkostninger forventes en stigning på 8% mellem 1995 og 2010, selvom der antages en generel reduktion af emissioner per køretøj på grund af indførelsen af de forskellige EURO-normer. Modvirkende faktorer er en generel stigning i trafikarbejdet og voksende enhedspriser på grund af indkomststigninger. Endvidere forventes der kun en moderat nedgang i partikelemissionerne, da en stor andel (slidtage af dæk osv.) er afhængig af antal kørte kilometer.

¹⁷ Se INFRAS/IWW (2000) for en oversigt over korrektionsfaktorer.

Tabel 15: Gennemsnitlige eksterne omkostninger fra luftforurening samt klimaskader for Danmark og Europa (1995 priser)

		Danmark		EUR 17	
		Luftforurening	Klimaskader	Luftforurening	Klimaskader
Gennemsnitlige omkostninger persontransport (kr/1000 pkm)	Bil	145	95	125	115
	Motorcykel	54	88	57	100
	Bus	120	54	142	64
	Passager total	140	87	126	111
	Tog	161	102	36	38
Gennemsnitlige omkostninger godstransport (kr/1000 tkm)	Luftfart	7	246	12	255
	Varebiler	1072	956	949	971
	Lastbiler	193	86	235	109
	Gods total	209	87	271	117
	Godstog	59	37	29	34
	Luftfart	32	1101	19	1109

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Marginale omkostninger

Beregningen af de marginale omkostninger er baseret på resultater af ExterneE modelberegninger for Tyskland oversat til EU-gennemsnit ved at anvende en korrektionsfaktor baseret på forskellen i indkomsten mellem landene.¹⁸ I ExterneE modellerne anvendes konstante dose-response funktioner, selvom man kunne forvente en progressiv vækst af de marginale omkostninger med voksende trafik. Derfor er marginale omkostninger lig med gennemsnitlige omkostninger. På grund af bottom-up tilgangen i ExterneE er det dog muligt at estimere eksterne omkostninger for forskellige trafiksituationer som så kan betragtes som en slags marginale omkostninger.

Tabel 16: Marginale omkostninger fra luftforurening for forskellige trafiksituationer (1995 kr.)

	per 1000 vkm		per 1000 pkm/tkm	
	Luftforurening	Klimaskader	Luftforurening	Klimaskader
Bil bykørsel	170	254	122	179
Bil mellembykørsel	70	188	37	99
Bil benzin	102	225	59	130
Bil diesel	134	145	78	83
Motorcykel	114	80	101	70
Bus bykørsel	2746	1174	183	78
Bus mellembykørsel	635	790	32	40
Varebil benzin	62	268	206	906
Varebil diesel	258	290	859	971
Lastbil bykørsel	2036	616	362	110
Lastbil mellembykørsel	583	710	104	127
Passagertog (by)	8333	8043	33	33
Passagertog (mellemby)	5123	10941	17	35
Passagertog (elektrisk)	3877	7608	16	31
Passagertog (diesel)	26086	9710	174	64
Godstog (elektrisk)	3877	15941	7	30
Godstog (diesel)	26086	20216	49	38
Fly pass. (korte afstande)	371	19666	6	303
Fly pass. (lange afstande)	663	23187	7	258
Fly gods	69	10797	6	848
Skib	36810	39128	33	34

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Interessant er det at en bus som kører i byen kan have højere eksterne omkostninger per personkm end en relativt ren personbil. Beregninger i INFRAS/IWW (2000), som dog ikke gentages her, viser også at der er stor

¹⁸ Se Holland et al. (1999) og Bilag A ExterneE Externalities of Energy for en nærmere forklaring af ExterneE undersøgelsen.

forskel i eksterne omkostninger mellem pre-EURO biler i byområder og nyere biler som overholder EURO 3 normer.¹⁹

For beregning af marginale omkostninger med hensyn til klimaskader anvendes samme pris per ton som for de gennemsnitlige omkostninger. Generelt gælder igen at gennemsnitlige og marginale eksterne omkostninger er de samme for klimaskader (et tons CO₂ skaber de samme skader uanset hvor den bliver udledt). I Tabel 16 findes dog "marginale" omkostninger for forskellige køretøjstyper og trafiksituationer.

Kriterium	Information
Titel	External Costs of Transport: Air pollution and Climate Change.
Kilde	INFRAS/IWW (2000).
År	2000; 1995 prisniveau.
Metode anvendt	For gennemsnitlige priser: sundhedsmkostninger fra WHO (1999a) (CV-undersøgelser om betalingsvilje for risikoreduktion, tilpasset alderen af dødsfre), bygnings-, landbrugs- og skovskader overført fra schweiziske studier. Marginale omkostninger baseret på ExternE modelkørsler for Tyskland.
Anvendelighed	Gennemsnitlige priser grundlæggende anvendelig, dog finder et højere skøn på grund af medtagelsen af ikke-udstødningsrelaterede partikelemissioner. Marginale omkostninger begrænset anvendelige da de er baseret på modelkørsler for Tyskland. Begge omkostningstyper indeholder relativt høje CO ₂ -omkostninger på grund af den relativt ambitiøse reduktionsmålsætning.
Effekter inkluderet	Luftforurening og CO ₂ .

3.2.3 Sammenfatning af resultater for luftforurening inkl. klimaskader

Metoden i COWI (1999) følger i princippet samme bottom-up-tilgang som i ExternE-undersøgelsen, der blev anvendt til beregningen af de marginale eksterne omkostninger fra luftforurening i INFRAS/IWW (2000). Det må vurderes at COWIs rapport er bedre tilpasset danske forhold, dog overføres også her fx eksponeringsfaktorer fra London til Storkøbenhavn, og exposure-response-faktorer for helbredseffekter. Desuden er priserne taget fra ExternE-undersøgelsen.

Den største forskel mellem de to rapporter er dog prissætning af effekterne fra CO₂-udledning. Mens der i COWI (1999) anvendes *en pris på 40 kr./ton*, er beregninger i INFRAS/IWW (2000) baseret på en relativ *høj pris på 980 kr./ton*. Priserne er baseret på to forskellige metoder. I COWI (1999) anvendes priser som gerne skulle afspejle potentielle skadeomkostninger forbundet med CO₂-udledning, dog baseret på litteratur som ikke nødvendigvis tager hensyn til den nyeste forskning på området. I INFRAS-undersøgelsen anvendes derimod en skyggepris for de marginale omkostninger forbundet med reduktion af CO₂-udledning. Denne pris vil med sikkerhed variere mellem de forskellige europæiske lande og sektorer. Medmindre der laves særskilte aftaler for transportområdet er det fx ikke i alle tilfælde nødvendigt at opfylde nationale Kyoto-målsætninger ved at reducere CO₂-emissionerne på transportområdet. Det kan vise sig at emissionsreduktioner i andre sektorer (fx energi) og anvendelsen af de såkaldte "fleksible mekanisme" er mere omkostningsefficient og dermed billigere for samfundet.

I eksempelberegningerne i denne rapport anvendes tallene fra COWI (1999) som udgangspunkt, dog laves der følsomhedsanalyser ved at anvende de marginale eksterne omkostninger fra INFRAS/IWW (2000) til at medtage evt.

¹⁹ Se INFRAS/IWW (2000) for detaljerede resultater.

højere klimaskader. Da beregningerne af enhedspriser per transportkilometer i COWI (1999) er baseret på detaljerede danske emissionsdata og prisen per ton CO₂, blot indgår som et led i den samlede beregningskæde (se Figur 3.1) er det ikke muligt at lave en særskilt beregning ved at anvende den, af Miljøstyrelsen, foretrukne pris på 260 kr./ton.

I den seneste tid er en række nyere udenlandske undersøgelser blevet omtalt. De peger på nyere sammenhænge mellem fx ozon og astmadannelse, samt partiklernes indflydelse på udvikling af astma (hvor man tidligere kun antog at partikler forværrer astma hos dem som allerede har det). En "oversættelse" af denne nye viden i exposure-response funktioner og inddragelse af fremtidige studier som forsøger at prissætte de eksterne omkostninger fra transportemissionerne vil sandsynligvis betyde en substantiel stigning af de samlede eksterne omkostninger fra trafikens luftforurening for samfundet.

Tabel 17: Sammenfatning af enhedspriser for Luftforurening

2000 priser (Kr./km)	COWI (1999)		INFRAS/IWW (2000)	
	By	Land	By	Land ¹⁾⁺²⁾
Personbil (gns.)			0,48 ²⁾	0,29
Personbil (uden kat.)	0,22	0,27		
Personbil (m.kat.)	0,04	0,05		
Personbil (diesel)	0,14	0,08	0,31	0,31
Motorcykel			0,22	0,22
Bus (diesel)	2,34	1,04	4,39	1,60
Varebil (benzin)	0,16	0,22	0,37	0,37
Varebil (diesel)	0,35	0,19	0,61	0,61
Lastbil (diesel)	1,47	0,86	2,97	1,45
Persontog (diesel)	-	5,79		40,13
Persontog (el)	-	2,15		12,88
Godstog (diesel)	-	14,39		51,91
Godstog (el)	-	2,73		22,22
Fly (jet)	-	10,28		26,74
Fly (turboprop.)	-	1,38		22,46
Færge	-	180,13		85,13
Fragtskib	-	104,07		

1) Betegnelsen "mellembyskørsel" (interurban) er her anvendt som landkategori.

2) Gennemsnit af biler med og uden katalysator for bykørsel hhv. landkørsel.

Kilde: INFRAS/IWW (2000) og COWI (1999), omregnet til danske kroner og 2000 priser.

3.3 Prissætning af støj

Støj påvirker sundheden gennem en forhøjet risiko for hjertekarsygdomme, høreskader, stress, ærgrelser og søvnforstyrrelser, men også andre fysiologiske påvirkninger som forhøjet blodtryk, anspændthed og hovedpine. Endvidere påvirker støj produktiviteten gennem forstyrrelse af søvnmønstret og nedsat koncentrationsevne og støj kan påvirke indlæringssevnen for fx skoleelever. Støjniveauet måles i decibel (dB) og skalaen for dB er logaritmisk.

Betalingsviljen for støjreduktion bestemmes ved anvendelse af tre forskellige metoder: (1) contingent valuation studier som spørger folk om deres betalingsvilje for en reduktion i støjniveauet; (2) avoidance-cost-metoden som beregner omkostninger forbundet med lydisolering af huse og (3) hedonisk prissætningsstudier som er baseret på forskellen i huspriser afhængig af omgivelsernes støjniveau.

Når mennesker som påvirkes af støj er bekendt med sundhedsrisikoen indeholder deres betalingsvilje for støjreduktionen også WTP for risikoreduktion for de forskellige sundhedsfarer beskrevet ovenfor. Udover individernes velfærdstab i tilfælde af sygdom opstår der også andre offentlige udgifter for samfundet i form af udgifter til sygehusvæsen, lægebehandling og evt. revalidering.

Støj er et lokalt fænomen og opfattelsen af støjgener er afhængig af den generelle arealanvendelse (som bestemmer bosættelsesmønstre og tæthed og dermed antallet af mennesker udsat for støjgener) og tidspunktet, fx er følsomheden over for støj generelt højere om natten. For en nøjagtig bestemmelse af de eksterne omkostninger af forskellige køretøjstyper er det derfor nødvendigt at beregne de marginale omkostninger forbundet med kørsel på et bestemt sted og tidspunkt.

I det følgende omtales to studier som beregner de eksterne støjomkostninger fra transporten i Danmark, en nyere europæiske undersøgelse, INFRAS/IWW (2000) og en lidt ældre, men stadigvæk den mest aktuelle, beregning fra Trafikministeriet (Trafikministeriet, 1997).

3.3.1 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Noise

Undersøgelsen medtager såvel betalingsvilje for støjreduktion som eksterne omkostninger for sundhedsrisiko i beregningen af støjomkostningerne. Information om antallet af personer udsat for støjgener i de forskellige europæiske lande er taget fra ECMT (1998), der ifølge INFRAS/IWW (2000) baserer deres opgørelser på to lidt ældre studier fra 1995 og 1993. Der antages dog, at effekten fra en stigning i trafikomfanget i de seneste år og det voksende antal støjdempnings tiltag har udlignet hinanden, således at information om støjbelastning stadigvæk er anvendelig i denne undersøgelse. Udgangsniveauet for måling af støjgener er 55 dB(A).

I undersøgelsen anvendes WTP-værdier for støjreduktion estimeret for Tyskland, værdier som så ekstrapoleres til de andre europæiske lande.²⁰ For de offentlige udgifter som følge af øget sygdom anvendes en international statistik for hjerte-kar-sygdomme. Mortalitetsraten forhøjes med en faktor på 20% for støjgener mellem 65-70 dB(A) og en faktor på 30% for støjgener højere end 70 dB(A). Faktorerne er baseret på undersøgelser, som peger på en forhøjet risiko for hjertekarsygdomme i denne størrelsesorden.²¹

Dødsfald på grund af hjertekarsygdomme prissættes ved at anvende hvad der her kaldes "risikoværdien" ("risk value") uden dog konkret at angive de priser, der er anvendt. Det må forventes at denne risikoværdi svarer til 1,5 million EURO (eller 10,9 million kr. i 1995 priser) som også anvendes for at prissætte velfærdstab hos ofre fra trafikulykker (se afsnit 3.4.1). På grund af ofrenes høje alder og det begrænsede antal medtages nettoproduktionstab ikke.²² Eksterne omkostninger til sygehusvæsen er heller ikke medregnet. Da rapporten ikke indeholder klare henvisninger til den undersøgelse som er anvendt til at fastsætte betalingsviljen for støjreduktion, er det svært at vurdere hvilke "værdier", der er medtaget her. Fx kunne man forstille sig at WTP for

²⁰ Det angives ikke om tallene for Tyskland er baseret på en specifikt WTP-undersøgelse eller om der anvendes en gennemsnit fra forskellige studier.

²¹ Se INFRAS/IWW (2000), s. 27-28 for en nærmere forklaring og kilder.

²² Hvis aldersmønstret af ofre er det samme som i dødsfald fra forhøjet luftforurening, skulle denne risikoværdi tilpasses som forklaret i afsnit 2.3.

støjreduktion også indeholder risikoværdien eller velfærdstab for forbundet med en forhøjet risiko for hjertekarsydomme på grund af støjbelastning.

Tabel 18: Gennemsnitlige eksterne støjomkostninger for Danmark og Europa (1995 priser)

		Danmark	EUR 17
Gennemsnitlige omkostninger persontransport (kr/1000 pkm)	Bil	26,8	41,3
	Motorcykel	73,9	123,2
	Bus	5,8	9,4
	Passager total	23,2	39,1
	Tog	12,3	28,3
	Luffart	6,5	26,1
Gennemsnitlige omkostninger godstransport (kr/1000 tkm)	Varebiler	190,6	258,7
	Lastbiler	17,4	37,0
	Gods total	20,3	48,5
	Godstog	12,3	25,4
	Luffart	30,4	139,8

Kilde: INFRAS/IWW (2000), omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

I INFRAS/IWW (2000) undersøgelsen beregnes såvel gennemsnitlige eksterne støjomkostninger som marginale eksterne støjomkostninger. Tabel 18 giver en oversigt over de *gennemsnitlige eksterne støjomkostninger* for Danmark og Europa som gennemsnit for forskellige køretøjstyper og opdelt i person- og godstransport. Det kan ses at støjbelastning i Danmark ligger under gennemsnittet i alle kategorier.

De *marginale eksterne støjomkostninger* (som europæisk gennemsnit) er sammenfattet i Tabel 19 for by og landkørsel.²³ Her er det vigtigt at være opmærksom på den logaritmiske opfattelse af lyd, hvilket betyder, at en fordobling af lydniveauet kun bliver opfattet som en konstant stigning af fornemmet støj på 3 dB(A). Dette betyder at et ekstra køretøj på vejen fører til mindre marginale eksterne omkostninger jo højere det allerede eksisterende støjniveau er. Dvs. at marginale eksterne omkostninger er lavere i myldretiden end ved let trafik, højere om natten end om dagen og højere på landet end i byerne.²⁴ I INFRAS/IWW (2000)-rapporten anvendes en støjemissionsmodel foreslået i en tysk vej investeringshåndbog (EWS, 1997) og for togtransport en lignende model fra en tysk vejledning for VVM analyser.

Tabel 19: Marginale støjomkostninger for forskellige transporttyper opdelt på land og by (1995 priser)

Transportmåde	Kr/1000vkm		Kr./ 1000 pkm	
	Land	By	Land	By
Vejtransport				
Bil	2,32	215,86	1,23	154,19
Motorcykel	4,56	431,72	4,13	385,41
Bus	11,45	1079,22	0,80	53,98
Varebil	11,45	1079,22	38,26	3597,42
Lastbil	21,16	1985,77	3,99	374,69
Togtransport				
High speed tog	347,30	2081,20	1,09	6,67
Traditionel tog	420,41	4103,63	1,67	16,52
Godstog	452,95	6069,47	0,87	11,45
Flytransport*				
Passager	1503,04	7858,36	16,67	120,86
Gods	1503,04	7858,36	120,21	628,66

*Betegnelsen "land" og "by" betyder her short- og long-distance fly.

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

²³ Gods- og passagertransport med skib antages ikke at medføre støjgener.

²⁴ INFRAS/IWW (2000) rapporten indeholder også skøn over de marginale eksterne omkostningers variation med hensyn til nat- og dagkørsel samt let og tæt trafik.

Kriterium	Information
Titel	External Costs of Transport: Chapter 2.3 Noise.
Kilde	INFRAS/IWW (2000).
År	2000; 1995 priser.
Metode anvendt	Betalingsvilje for støjreduktionen (dog uden konkrete kilder, dvs. det kan være husprisundersøgelse eller CV-studie); Velfærdstab for forhøjet risiko for hjerte-kar-sygdomme (ligeledes uden konkret kilde, dog antages her at det er gennemsnit af resultater fra forskellige CV-studier som undersøger betalingsviljen for risikoreduktion i sammenhæng med trafikulykker (se afsnit 3.4.1).
Anvendelighed	Grundliggende anvendelig for danske forhold da rapporten medregner danske tal om støjbelastning. Prissætning af støjreduktion samt modelberegninger for marginale omkostninger er dog baseret på tyske forhold og studier. Her er det ønskeligt at sammenligne dataindhold og resultater med danske undersøgelser for at vurdere deres anvendelighed.
Effekter inkluderet	Støjgener.

3.3.2 Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren

Beregning af støjomkostninger i Trafikministeriet (1997) tager udgangspunkt i en opgørelse af det samlede antal boliger, der er påvirket af trafikstøj. Udgangspunktet er 55 dB hvormed der antages, at omkostninger forbundet med støjgener under 55 dB er lig med nul (Danmarks Statistik: Statistiske Efterretninger, Miljø, 1993:1). Disse beregninger bliver fremskrevet til 2005 på basis af nationale målsætninger i Trafikministeriets Trafik 2005 plan, hvilket medfører en reduktion i antal boliger udsat for støj i støjintervallet 65-69 dB(A) og >70 dB(A), mens antal støjbelastede boliger i de nedre intervaller (fra 55-64 dB(A)) forbliver det samme. Fremskrivningerne er udgangspunkt for den videre analyse og beregninger af marginale støjomkostninger.

Som næste led i analysen beregnes et samlet mål for støjbelastningen, det såkaldte SBT-tal, hvilket fås ved en sammenvejning af antallet af boliger i hvert støjbelastningsniveau. I rapporten anvendes SBT-vægte på 0,11 for intervallet 55-59 dB(A), 0,22 for intervallet 60-64 dB(A), 0,45 for intervallet 65-69 dB(A) og 0,93 for støjbelastninger over 70 dB(A).

Værdisætning af støjbelastning er i følge oplysninger baseret på Vejdirektorates enhedspris for støj fra 1991 på 33.270 kr. per. SBT. Denne støjpris blev beregnet ud fra en hedonisk prissætningsundersøgelse af sammenhængen mellem støjbelastning og husprisvariationer.²⁵ Ifølge Vejdirektoratet (1992) indeholder prisen per SBT også andre samfundsmæssige omkostninger som fx en række sundhedsmæssige påvirkninger samt produktionstab som ikke er direkte medtaget i fald af huspriserne. Disse samfundsmæssige omkostninger fastsættes skønsmæssigt til 50% af prisen reflekteret i husprismet.

Ud fra en sammenligning med andre udenlandske prissætningsstudier som anvender såvel den hedoniske husprismetode som contingent valuation, vurderes det i Trafikministeriet (1997), at Vejdirektorates pris ligger i den

²⁵ Desværre findes der ingen oplysninger om kilden til husprisundersøgelsen i Vejdirektoratet (1992). Bemærkninger i en nyere notat fra Vejdirektoratet (Vejdirektorat, 2000) peger dog på en ældre hedonisk husprisundersøgelse fra 1977 (Hjorth-Andersen, 1977).

øvre ende af resultaterne. Derfor anvendes en værdi på 50% af Vejdirektorates pris (16.600 kr. pr. SBT-enhed) som et lavt skøn. Ved at multiplicere antal af SBT-vægtede boliger med prisen per SBT-enhed kan der beregnes et lavt og højt skøn for de samlede støjomkostninger i Danmark.

De marginale støjomkostninger per køretøj beregnes på en lidt mere kompliceret måde. Her tages hensyn til såvel fordeling af trafikarbejde på køretøjstyper som til støjemissionen fra de enkelte typer. Der beregnes et referencestøjniveau som svarer til at opfatte støjen som kommende fra en slags gennemsnitsvej ved at anvende følgende formel:

$$REF_{støj} = 10 * \log \sum_i a_i 10 \left(\frac{L_i}{10} \right)$$

L_i er støjemission fra køretøjstype i målt i dB(A) og a_i er andelen af trafikarbejde med køretøjstype i. På basis af referencestøjniveauet beregnes effekten af en ændring med 10% i trafikarbejdet for de enkelte køretøjstyper. De anvendte tal samt resultaterne fra en 10% ændring er sammenfattet i Tabel 20.

Tabel 20: Andele af trafikarbejde, støjemissioner og effekt på støjniveau

	Andel af trafikarbejdet	Støjmission dB(A)	Effekt af 10% ændring i trafikarbejdet dB(A)
Personbil	80%	71	0,25
Varebil	15%	73	0,08
Lastbil	4%	82	0,10
Bus	1%	80	0,02

Kilde: Trafikministeriet (1997).

Støjomkostninger per køretøjstype beregnes bagefter ved at estimere effekten på antallet af støjbelastede boliger som følge af ændringen i støjniveauet. Der antages, at et fald i støjniveauet på 1 dB(A) reducerer antallet af SBT-vægtede boliger med 15.000. Beregningsformelen for personbiler ved anvendelsen af den høje pris ser således ud:

$$Støjomk_{personbil(høj)} = \frac{15000 SBT / dB(A) * 0,25 dB(A) * 33270kr / SBT}{10\% * 38,65 mia.km} = 0,03kr / km$$

Udover en beregning af gennemsnitlige støjomkostninger for hver køretøjstype beregnes også støjomkostninger for land- og bykørsel ved at korrigere gennemsnitsomkostningerne med en faktor 2 for bykørsel og en faktor 0,33 for landkørsel. Faktorerne er beregnet ud fra en antagelse om at 80% af den samlede støjbelastning finder sted i byområder, at 40% af trafikarbejdet foregår i byområder og resten i landområder.²⁶ De marginale støjomkostninger er sammenfattet i Tabel 21.

Tabel 21: Marginale støjomkostninger (kr./km)

(kr./km)	Land		By		Gennemsnit	
	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj
Personbiler	0,00	0,01	0,03	0,07	0,02	0,03
Varebiler	0,01	0,02	0,06	0,12	0,03	0,06
Lastbiler	0,04	0,09	0,27	0,55	0,14	0,27
Busser	0,03	0,07	0,21	0,42	0,10	0,21

²⁶ Korrektionsfaktorer beregnes dermed som 2 for by (0,80/0,40) og 0,33 for land (0,20/0,60).

Kilde: Trafikministeriet (1997) 1991 priser men med trafikarbejdets fordeling og antal støjbelastede boliger fra fremskrivninger til år 2005.

Kriterium	Information
Titel	Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren.
Kilde	Trafikministeriet (1997).
År	1997.
Metode anvendt	Vejdirektorates enhedspris (fra 1991) som er baseret på hedonisk husprisundersøgelse.
Anvendelighed	I grunden egnet til prissætning af støjgener, dog skal beregning opdateres med nyere priser fra Vejdirektoratet og evt. ændringer i SBT-tal og korte km.
Effekter inkluderet	Støjgener.

3.3.3 Sammenfatning af resultater for støj

Som Tabel 22 viser afviger de marginale støjomkostninger i INFRAS/IWW (2000) undersøgelsen substantiel fra resultaterne fra Trafikministeriet (1997). Marginale omkostninger for bykørsel er fx mellem 3 til 8 gange højere i INFRAS/IWW (2000) og marginale omkostninger for kørsel på landet er meget mindre for lastbiler og busser, mens de svarer til de lave skøn for personbiler og varebiler. Uden en konkret undersøgelse og sammenligning af datamateriale og priser anvendt i de to undersøgelser, er det svært at bestemme årsagen til forskellene. Resultaterne i INFRAS/IWW (2000) er dog for en stor del baseret på modelkørsler og prissætningsundersøgelser kalibreret til tyske forhold, hvilket må forventes at være en mulig fejkilde.

For de eksempelberregninger af eksterne omkostninger i den foreliggende rapport, er der valgt at benytte de høje skøn fra Trafikministeriet (1997) for by og landkørsel som udgangspunkt. De høje skøn er valgt, fordi priserne per SBT ifølge oplysninger fra Vejdirektoratet også indeholder offentlige omkostninger forbundet med sygdom pga. støj og skønnene derfor mere komplette end hvis der kun anvendes betalingsvilje for støjreduktionen på basis af husprisundersøgelser. Følsomhedsberegningerne gennemføres med henholdsvis de marginale omkostninger for bykørsel opgjort i INFRAS/IWW (2000) som høje skøn, og med de lave omkostninger for land og by fra Trafikministeriet (1997) som lave skøn. I Miljøstyrelsen gennemføres i øjeblikket en ny hedonisk husprisundersøgelse af betalingsvilje for støjreduktion, som i fremtiden kan bruges til at opdatere WTP estimaterne anvendt i Trafikministeriet (1997).

Tabel 22: Sammenfatning af marginale eksterne støjomkostninger fra Trafikministeriet (1997) og INFRAS/IWW (2000), kr./km (2000 priser)

2000 priser (kr./km)	Trafikministeriet (1997)				INFRAS	
	Land		By		Land	By
	Lav	Høj	Lav	Høj		
Personbiler	0	0,01	0,04	0,08	0,00	0,24
Motorcykler					0,01	0,48
Varebiler	0,01	0,02	0,07	0,14	0,01	1,21
Lastbiler	0,05	0,11	0,33	0,66	0,02	2,23
Busser	0,04	0,08	0,25	0,51	0,01	1,21

Kilde: Trafikministeriet (1997) omregnet til 2000 priser og INFRAS/IWW (2000), s. 103, marginale eksterne støjomkostninger (kr./vkm) omregnet til danske kr. og 2000 prisniveau.

3.4 Prissætning af uheld

Uheldsomkostninger for samfundet består generelt af fire forskellige komponenter som er sammenfattet i en oversigt i Tabel 23. Velfærdstab er udtryk for nyttetabet for uheldsofret, enten for smerter og lidelser for ofret,

dets venner og pårørende eller for reduktionen i restlevetiden for dræbte ofre. I nogle studier betegnes velfærdstab også som risikoværdien (fx INFRAS/IWW (2000), s.17), idet prissætningen primært er baseret på studier som undersøger betalingsviljen for en risikoreduktion i sammenhæng med trafikulykker. Tabet af human kapital refererer til det produktionstab (ofte opgjort som nettoproduktionstab, dvs. bruttoproduktion minus forbrug) samfundet bliver pålagt på grund af dødsfald eller reduceret arbejdstid på grund af sygdom. Der opstår endvidere udgifter til medicinsk pleje ved lægeundersøgelser, sygehusophold, revalidering, hjemmepleje osv. hvilket udgør den tredje type omkostninger. De fleste uheld involverer også politi og redningstjenester samt retssystemet og forsikringservice, som ikke bliver direkte betalt af ofret. Materialeskader tages ikke med, da disse normalt er internaliseret gennem forsikringspræmier betalt af den enkelte trafikant.

Tabel 23: Uheldsomkostninger til samfundet

Omkostning	Dræbte	Tilskadekomne
Velfærdstab (risikoværdi)	Nyttetab for ofret, lidelse for venner og pårørende	Smerter og lidelse for ofret, venner og pårørende
Human kapital tab	(Netto-) Produktionstab på grund af reduceret arbejdstid	
Medicinsk pleje	Eksterne omkostninger for medicinsk pleje før ofret dør.	Eksterne omkostninger for medicinsk pleje indtil personen er fuldstændigt rask igen.
Administrative omkostninger	Omkostninger ifm. politi, redningstjeneste, administration af retssystemet og forsikring som ikke betales af brugeren af transportmidlet.	

Kilde: Baseret på INFRAS/IWW (2000)

Eksterne omkostninger forbundet med trafikuheld per køretøjskilometer kan enten beregnes som totale, gennemsnitlige eller marginale omkostninger. Totale omkostninger beregnes som summen af de fire typer af eksterne omkostninger for hver type ulykkestilfælde. Summen af eksterne omkostninger per ulykkestilfælde multipliceres bagefter med det samlede antal tilfælde i de forskellige kategorier. Gennemsnitlige omkostninger per køretøjstype fås ved at tilordne summen af alle omkostninger til de forskellige køretøjer efter deres andel af ulykkerne.

Marginale omkostninger er de omkostninger som opstår ved at et ekstra køretøj deltager i trafikken eller at et køretøj kører en ekstra kilometer. Problemet her er, at det ikke kan siges med sikkerhed om det vil føre til en negativ eller positiv effekt for antallet af uheld. Nogle studier peger på, at flere køretøjer på vejen bidrager til en reduktion i antallet af ulykker, sandsynligvis fordi hastigheden sættes ned. Der er dog også andre undersøgelser af marginale omkostninger som viser, at de marginale omkostninger er lig med de gennemsnitlige omkostninger, i hvert fald for gennemsnitlige trafiksituationer i byen.²⁷ Det generelle problem med den slags analyser er, at det ofte er svært at separere effekten fra en forbedring af sikkerhedsudstyr af biler (fx ABS, airbags, etc.) fra virkningen af en stigning i trafikvolumen.

En fremskrivning af eksterne omkostninger ved trafikulykker til 2010 foretaget i INFRAS/IWW (2000) viser, at antallet af tilskadekomne formindskes, hvilket peger på at aftagende ulykkesrater på grund af forbedret sikkerhedsudstyr, indførelsen af hastighedsbegrænsninger og lignende, overkompenserer for den generelle stigning i trafikken. Alligevel stiger de samlede eksterne omkostninger ved trafikuheld, hovedsagelig fordi WTP for

²⁷ Se INFRAS/IWW (2000) for en gennemgang af studier som fokuserer på marginale omkostninger for trafikulykker.

en risikoreduktion og dermed omkostninger forbundet med velfærdstab stiger på grund af den generelle stigning i indkomsten.

De to følgende afsnit indeholder en gennemgang af de eksterne uheldsomkostninger fra INFRAS/IWW-undersøgelsen og en sammenfatning af uheldsberegninger foretaget af Trafikministeriet (Trafikministeriet, 1997).

3.4.1 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Accidents

I rapporten beregnes totale, gennemsnitlige og marginale omkostninger for 17 forskellige EU-lande for de eksterne effekter forbundet med trafikuheld. Omkostningerne omfatter de fire kategorier listet i Tabel 23, dog fratrækkes der eventuelle overførsler fra forsikringselskaber og erstatningsbetalinger. Risikoværdien eller velfærdstab for dræbte beregnes på basis af en gennemgang af en række europæiske contingent valuation studier som er sammenfattet i Tabel 24. Værdierne er omregnet til et europæisk gennemsnit ved at vægte dem med Purchasing Power Parity (PPP)-værdier for hvert land og antal dræbte. Forskellen mellem median og middelværdien skyldes den skævhed af fordeling af WTP-svarene, hvor en mindre andel af svarpersonerne er villig til at betale ekstremt meget for en risikoreduktion.

I rapporten er det valgt at tage gennemsnittet af de gennemsnitlige median og middelværdier som er lig med 1,5 million EURO eller 10,9 million kr. i 1995 priser. Der argumenteres for, at denne værdi stadigvæk ligger i variationsbredden mellem median og middelværdiresultatet i Jones-Lee et al. (1999)-undersøgelsen, som vurderes at være et af de mest pålidelige studier. I rapporten skelnes ikke mellem intern og ekstern risiko for hver kørt km, fordi der argumenteres for at uheldsriskoen er for lille til at den kan danne udgangspunktet for et rationelt valg mellem forskellige transportmidler.

Tabel 24: Velfærdstab/risikoværdien for dræbte i nyere empiriske europæiske CV-studier

Forfatter	Land, år	EUR 17 gennemsnit (million kr. 1995)	
		Median	Middelværdi
Kidholm (1995)	DK 1993	12,3	15,2
Desaigues (1995)	F 1993	6,5	
Schwab Christe and Soguel (1996)	CH 1994	5,8	14,5
Persson 1998 ²⁸	S 1998		14,5
Jones-Lee et al. (1999)	UK 1997	3,6	13,0
Gennemsnit		7,2	14,5

* vægtet ved PPP og antal af tilskadekomne

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Risikoværdien eller velfærdstab for alvorligt og lettere tilskadekomne beregnes som andelen af risikoværdien for dræbte. Andelene er taget fra ECMT (1998) og udgør 13% for alvorligt tilskadekomne og 1% for lettere tilskadekomne. Priserne er sammenfattet i tabel 25.

Tabel 25: Risikoværdier per type af ulykke anvendt i INFRAS/IWW (2000)

(1000 kr.)	Dræbte	Anmeldte ulykker	
		Alvorlige skader	Lettere skader
Risikoværdien	10.869	1.449	109
Samlede eksterne uheldsomkostninger	13.172	1.713	151

²⁸ Forfatter og udgivelsesår angives i tabellen i INFRAS/IWW (2000) som Persson 1998. Desværre mangler den pågældende reference i referencelisten. Der findes dog publikationer med tidligere og senere datering (Persson et al. (1995) og Persson et al. (2001)) som rapporten muligvis refererer til.

Kilde: INFRAS/IWW (2000), s. 19, omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

For human kapital tabet anvendes kun nettoproduktionstab som beregnes som bruttoproduktionstab (= tabte arbejdstid * gennemsnitlige indkomst) minus fremtidige konsumudgifter, for at undgå en dobbelttælling af tabt konsum som allerede er indeholdt i risikoværdien. For beregning af de andre eksterne omkostninger, såsom medicinsk pleje og administrative omkostninger anvendes markedspriser som her er taget fra en ældre undersøgelse på området (ECOPLAN, 1991). Selvom det ikke er tydeligt beskrevet i undersøgelsen må det antages, at disse priser er overført til de andre lande, der er behandlet i rapporten, ved at vægte dem med den pågældende purchasing power parity (PPP) rate.

De samlede eksterne omkostninger opdeles på de enkelte køretøjstyper efter deres ansvar for ulykker. Ved at dividere omkostninger per køretøjstype gennem det samlede trafikarbejde af den pågældende køretøjstype fås *gennemsnitlige omkostninger per personkm eller tonkm* afhængig om det drejer sig om person- eller godstransport.

Tabel 26: Gennemsnitlige eksterne ulykkeomkostninger for Danmark og Europa (1995 priser)

		Danmark	EUR 17
Gennemsnitlige omkostninger persontransport (kr/1000 pkm)	Bil	181	261
	Motorcykel	1.290	1.812
	Bus	14	22
	Passager total	159	254
	Tog	12	7
	Luftfart	5	4
Gennemsnitlige omkostninger godstransport (kr/1000 tkm)	Varebiler	580	725
	Lastbiler	25	49
	Gods total	35	83
	Godstog	-	-
	Luftfart	-	-

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Rapporten indeholder også en mere detaljeret opgørelse over ulykker for seks udvalgte lande (bl.a. Danmark), hvor der findes trafikuheldsdata opdelt på motorvej, landevej og byveje.²⁹ Informationen over antal uheld anvendes igen til at beregne gennemsnitlige omkostninger som for Danmark er sammenfattet i Tabel 27.

²⁹Data stammer fra International Road Traffic and Accident Database (IRTAD), som ifølge rapporten ikke er komplet, hvilket betyder at en del data er estimeret (INFRAS/IWW (2000))

Tabel 27: Gennemsnitlige eksterne uheldsomkostninger for forskellige trafiksituationer

		Kr./1000pkm, tkm (1995)
Motorvej	bil	65
	motorcykel	456
	bus	7
	varebil	275
	lastbil	7
Landevej	bil	261
	motorcykel	1717
	bus	22
	varebil	812
	lastbil	36
Bykørsel	bil	210
	motorcykel	1471
	bus	14
	varebil	667
	lastbil	29

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

I rapporten beregnes også *marginale eksterne omkostninger* for biler og lastbiler som vist i Tabel 28. Lave og høje værdier her viser *rækkeviden af resultater for medium trafikstrøm* fra forskellige undersøgelser. Nyere undersøgelser peger på, at marginale eksterne omkostninger er mindre end gennemsnitlige eksterne omkostninger for medium og høje trafikstrømme på motorvej og landevej, mens det omvendte gælder for lave trafikstrømme her. For bykørsel, til gengæld, viser nyere undersøgelser at marginale eksterne omkostninger er højere for høje trafikstrømme, mens de er mindre når der er færre biler på vejene. For en medium trafikstrøm i byerne er marginale og gennemsnitlige eksterne omkostninger derimod næsten lige store.³⁰ På grund af disse stærkt varierende resultater anbefaler rapporten derfor at anvende gennemsnitlige eksterne omkostninger for de forskellige trafiksituationer frem for marginale omkostninger.

Tabel 28: Rækkeviden af marginale uheldsomkostninger for medium trafikstrøm

		Kr./1000pkm, tkm (1995)	
Motorvej	bil	lav	30
		høj	73
	lastbil	lav	4
		høj	10
Landevej	bil	lav	158
		høj	222
	lastbil	lav	22
		høj	30
Bykørsel	bil	lav	205
		høj	218
	lastbil	lav	28
		høj	29

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

³⁰ Se INFRAS/IWW (2000) for et overblik over forholdet mellem marginale og gennemsnitlige eksterne uheldsomkostninger fra forskellige undersøgelser.

Kriterium	Information
Titel	External Costs of Transport : Chapter 2.2 Accidents.
Kilde	INFRAS/IWW (2000).
År	2000 (Priser fra 1995).
Metode anvendt	CV-studier for prissætning af velfærdstab; tabt arbejdstid gange gennemsnitlig indkomst for human kapital tab; markedspriser for medicinsk pleje og administrative omkostninger.
Anvendelighed	Gennemsnitlige omkostninger grundlæggende anvendelig for Danmark, dog bør man evt. undersøge om data for antal uheld fra IRTAD databasen er fuldstændig og stemmer overens med den nationale statistik på området. Det samme gælder uheldsrisikoen per køretøjs-km for de forskellige køretøjstyper, da der i rapporten anvendes tyske data hertil som ekstrapoleres til de resterende lande.
Effekter inkluderet	Uheld.

3.4.2 Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren: Afsnit 3.3 Uheld

I Trafikministeriets rapport medtages omkostninger forbundet med velfærdstab samt offentlige udgifter til sygehusvæsen, revalidering, politi, redningstjeneste og produktionstab. Det sidste beregnes som nettoproduktionstab for dræbte, fordi man her antager at tabet af fremtidig konsum allerede er medtaget i velfærdstab. For alvorligt og lettere tilskadekomne anvendes dog bruttoproduktionstab idet man her forventer at den mistede løn bliver fuld kompenseret af samfundet.³¹

I modsætning til INFRAS/IWW (2000) skelnes der her mellem egenrisiko der betragtes som en intern omkostning og den øgede risiko som man påfører en eventuel modpart. Det førstnævnte argument indgår i selve valget af transportmiddel og – omfang og derfor medtages i beregningerne kun den del af velfærdstab som vedrører modparten i en trafikulykke. De offentlige udgifter til sygehusvæsen, revalidering, politi og redningstjeneste betragtes derimod som fuldt eksterne omkostninger, da disse bliver betalt af samfundet uafhængig af hvem der har ansvaret for uheldet.

De anvendte enhedspriser for dræbte og alvorligt og lettere tilskadekomne er grundlæggende baseret på Vejdirektoratets enhedspriser (i en udgave fra 1995). Vejdirektoratet beregner velfærdstab som en politisk fastsat andel af de øvrige omkostninger til samfundet.³² Dog anvendes i Trafikministeriets rapport også et højere skøn for velfærdstab baseret på Kidholm (1995). De samfundsøkonomiske enhedspriser for hver uheldskategori er sammenfattet i Tabel 29.

I rapporten beregnes en gennemsnitlig skaderisiko for hver af de tre skadetyper for hver køretøjstype per kørt km for henholdsvis by og landkørsel. Denne skaderisiko beregnes såvel som den gennemsnitlige interne skaderisiko som den gennemsnitlige eksterne skaderisiko på basis af specialudtræk fra Danmarks Statistik, som angiver henholdsvis antal dræbte og tilskadekomne per køretøjstype hvor ofret selv har ansvar for uheldet og hvor ofret blev ufrivillig involveret.

³¹ Denne forklaring findes i sektion 3.3.2 Enhedsomkostning for personskader i Trafikministeriets rapport. Senere henvises dog kun til nettoproduktionstab, også i sammenhang med sygdom.

³² Andelene er en faktor 2 for dræbte, faktor 1/3 for alvorligt tilskadekomne og faktor 1/15 for lettere tilskadekomne.

Tabel 29: Samfundsøkonomiske enhedsomkostninger per. uheldskategori, 1993 priser

(1000 kr.)	Dræbte		Alvorligt tilskadekomne		Lettere tilskadekomne	
	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj
Velfærdsomkostninger for uheldsramte	4903	13.600	79	1.288	8	103
Omkostninger for det øvrige samfund	176	176	236	236	120	120
I alt	5.078	13.776	315	1.524	128	223

Kilde: Trafikministeriet (1997) Priserne er oprindelig fra Trafikøkonomiske enhedspriser, Vejdirektoratet 1995 og Kidholm (1995).

Den marginale skaderisiko (intern og ekstern) beregnes derefter ved at anvende en korrektionsfaktor på 0,6, baseret på opgørelser om trafikikkerheden afhængig af vejtype, køretype og den samlede fordeling af trafik i publikationen "Trafiksikkerhed" fra Vejdirektoratet fra 1993.

Den marginale skadesrisiko (dvs. antal ofre per køretøjstype og km) multipliceres så med de tilsvarende enhedsomkostninger per skadekategori vist i Tabel 29. For de marginale interne uheldsomkostninger anvendes dog kun omkostninger forbundet med velfærdstab for personen som er ansvarlig for ulykken, mens ved beregning af de marginale eksterne uheldsomkostninger medtages også de offentlige omkostninger for såvel modparten som den der er ansvarlig for ulykken. Tabel 30 viser de marginale eksterne og samlede (eksterne plus interne) omkostninger per km, opdelt på køretøjstype samt land og by.

Tabel 30: Eksterne og samlede marginale skadeomkostninger per km. Opdelt på køretøjstyper samt på land og by (1993 priser)

(kr./km)		Land		By		Gennemsnit	
		Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj
Personbiler	ekstern	0,04	0,11	0,07	0,22	0,05	0,15
	samlet	0,05	0,17	0,07	0,29	0,08	0,27
Varebiler	ekstern	0,08	0,22	0,10	0,33	0,09	0,26
	samlet	0,08	0,28	0,10	0,39	0,11	0,32
Lastbiler	ekstern	0,29	0,85	0,39	1,21	0,32	0,95
	samlet	0,29	0,88	0,39	1,24	0,32	0,97
Busser	ekstern	0,14	0,4	0,21	0,67	0,18	0,54
	samlet	0,14	0,46	0,21	0,73	0,19	0,57
Knallert/ cykel	ekstern	0,08	0,11	0,1	0,16	0,09	0,15
	samlet	0,10	0,41	0,12	0,46	0,18	0,65

Kilde: Trafikministeriet (1997)

Kriterium	Information
Titel	Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren; Afsnit 3.3 Uheld.
Kilde	Trafikministeriet (1997).
År	1997; 1993 priser.
Metode anvendt	Velfærdstab: lavt skøn baseret på Vejdirektoratets enhedspriser; højt skøn baseret på Kidholm (1995). Offentlige udgifter for sygehusvæsen, rehabilitering; politi, redningstjeneste og produktionstab.
Anvendelighed	Anvendelig for danske forhold, dog måske mest de høje skadeomkostninger på grund af den WTP-baserede opgørelse af velfærdstab. Der kan argumenteres for og imod en anvendelse af de eksterne omkostninger alene eller samlede (dvs. interne + eksterne) omkostninger.
Effekter inkluderet	Velfærdstab; offentlige udgifter for sygehusvæsen, rehabilitering; politi, redningstjeneste og produktionstab ved uheld.

3.4.3 Sammenfatning af resultater for trafikuheld

Forskellene i de to rapporter i metoderne til at opgøre eksterne omkostninger i forbindelse med færdselsuheld er primært baseret på 4 punkter:

- Der skelnes i Trafikministeriet (1997) mellem interne og eksterne omkostninger, mens egenrisiko også bliver betragtet som en ekstern omkostning i INFRAS/IWW (2000).
- I Trafikministeriet (1997) præsenteres, og anbefales dermed, kun anvendelsen af marginale omkostninger, mens det i INFRAS/IWW (2000) konkret frarådes at anvende marginale omkostninger da en gennemgang af studier ikke har vist en entydig relation til de gennemsnitlige eksterne omkostninger.
- I INFRAS/IWW (2000) anvendes kun en middelværdi for velfærdstabets beregnet som gennemsnit af resultater fra forskellige WTP-undersøgelser for risikoreduktion. I Trafikministeriet (1997) medtages derimod både en høj enhedspris for velfærdstabets (fra en dansk CV-undersøgelse som også indgår i opsamling af studier for INFRAS/IWW (2000)), og et lavt skøn baseret på en politisk bestemt andel af de offentlige udgifter for de enkelte skade kategorier i beregningen af de eksterne omkostninger.
- I INFRAS/IWW (2000) fratrækkes overførsler fra forsikringsselskaber og andre erstatningsbetalinger, da disse udgifter allerede er internaliseret i den enkeltes valg af køretøj gennem betaling af forsikringspræmier.

En konkret anbefaling til anvendelse af resultater fra et studie frem for et andet er ikke mulig. Begge studier må grundlæggende vurderes egnet til danske forhold, dog kræver en anvendelse af priser fra INFRAS/IWW (2000) eventuel en nøjere gennemgang af datakilder til kørselsomfang, uheldsrisiko og offentlige udgifter til sygehusvæsen, politi osv. for at sikre at disse er i overensstemmelse med danske statistiske tal.

Anvendelsen af en gennemsnitlig korrekturfaktor i Trafikministeriet (1997) til at beregne marginale eksterne omkostninger vurderes dog at være problematisk, da denne faktor – som beskrevet i rapporten – er afhængig af vejtypen og sandsynligvis vil variere mellem by og land. Da en gennemgang af studier af marginale eksterne uheldsomkostninger i INFRAS/IWW (2000) ikke kunne påvise et entydigt forhold mellem gennemsnitlige og marginale omkostninger, er det måske bedre at beregne de gennemsnitlige priser før tallene fra Trafikministeriet (1997) anvendes.

Det kan ligeledes diskuteres om det er realistisk at forvente at den enkelte trafikant inkluderer egenrisikoen i valg af transportmiddel. Måske med undtagelsen af motorcykler vil denne egenrisiko, hvis overhoved bekendt, kun spille en meget lille rolle i forhold til komfort, rejsetiden, parkeringsmuligheder osv. En tilgang som i INFRAS/IWW (2000), hvor der ikke skelnes mellem intern og ekstern velfærdstab vurderes derfor at være bedre egnet til opgørelsen af eksterne uheldsomkostninger.

Ud fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel er det derimod klart at fortrække at velfærdstabets bliver opgjort ved anvendelse af priser som er baseret på individernes egen vurdering af en risikoreduktion og ikke som politisk bestemt andel af de offentlige udgifter. Dog kan man evt. anvende de lave skøn fra Trafikministeriet (1997) i en følsomhedsanalyse.

I Tabel 31 er priserne fra de to undersøgelser opgjort i 2000 priser. Der anvendes de høje skøn for de samlede marginale samfundsøkonomiske uheldsomkostninger fra Trafikministeriet (1997) (dvs. summen af eksterne og interne marginale uheldsomkostninger), som omregnes til gennemsnitlige omkostninger ved at dividere med 0,6. Da tallene i INFRAS undersøgelsen præsenteres per person eller tonkilometer er disse omregnet til kr./køretøjskilometer i Tabel 31 ved at anvende faktorerne vist i Tabel 10.

Som Tabel 31 viser er der stor forskel mellem de to kilder. Tallene i INFRAS-undersøgelsen er generelt lavere per km (med undtagelsen af motorcykler) og omkostningerne er højst for kørsel på landet, mens de er aftagende i bykørsel og mindst for motorvejskørsel. Det omvendte billede tegner sig for Trafikministeriets tal. Her er skaderne for bykørsel højere per køretøjskilometer end for kørsel på landet. Da tallene her er omregnet til gennemsnitlige priser og omfatter de samlede omkostninger (dvs. eksterne plus interne omkostninger), kan forskellen ikke primært begrundes i metodiske forskelle, men må ligge i forskellen i de anvendte datakilder og priser. En mulig forklaring på afvigelsen kunne være at erstatningsbetalingerne blev fratrukket i INFRAS-undersøgelsen, hvilket selvfølgelig betyder lavere samlede omkostninger. En sammenligning af

Tabel 25 og Tabel 29 viser også at de samlede eksterne uheldsomkostninger anvendt i Trafikministeriet (1997) er højere for dræbte og lettere tilskadekomne.

I eksempelberegningerne i kapitel 4 anvendes tallene fra INFRAS/IWW (2000) som udgangspunkt mens tallene fra Trafikministeriet (1997) indrages i følsomhedsberegninger som et højt skøn.

Tabel 31: Gennemsnitlige uheldsomkostninger (kr./km), i 2000 priser

	Trafikministeriet (1997)		INFRAS		
	Land	By	Land	By	Motorvej
	kr./km		kr./km		
bil	0,33	0,56	0,56	0,33	0,14
motorcykel	0,80	0,89	2,41	2,06	0,64
bus	0,89	1,42	0,49	0,24	0,16
varebil	0,54	0,76	0,27	0,22	0,09
lastbil	1,71	2,41	0,36	0,29	0,07

Kilde: Trafikministeriet (1997) højt skøn af de samlede marginale uheldsomkostninger omregnet til gennemsnitlige omkostninger og 2000 priser og INFRAS/IWW (2000) gennemsnit af eksterne uheldsomkostninger omregnet til danske kr. og 2000 prisniveau.

3.5 Prissætning af trængsel

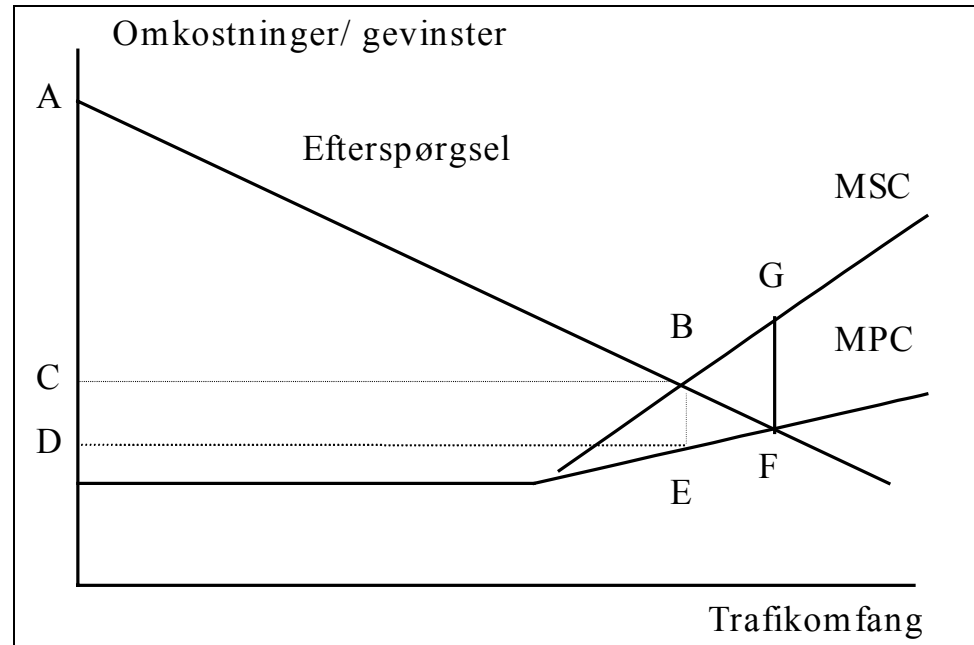
Med hensyn til trængsel indeholder omkostninger, ved brug af et eksisterende vejnet, tre elementer: (1) egne, private omkostninger ved at bruge en overfyldt vej, som indeholder det generelle tidsforbrug (uden trængsel), benzin, egen vurdering af risikoen, osv.; (2) "private" trængselsomkostninger som den enkelte vejbruger oplever, og som må antages at være stigende med en stigende trafikmængde; og (3) trængselsomkostninger som den enkelte gennem sin kørsel påfører de andre trafikanter, men som han ikke selv tager med i sine omkostningsberegninger. Trængsel som en ekstern effekt fra transporten er dermed speciel i forhold til de andre eksterne effekter, idet den kun påvirker andre motoriserede trafikanter.³³

De første to typer af omkostninger er intern for den enkelte bruger af vejnettet og er det man kalder marginale private omkostninger (Marginal Privat Costs - MPC) eller gennemsnitlige sociale omkostninger (Average Social Costs -

³³ Den del af trængsel som påvirker andre ikke-motoriserede trafikanter, såsom fodgængere og cyklister, betegnes som barriereeffekten og den bliver behandlet i afsnit 3.6.

ASC).³⁴ De marginale sociale omkostninger (Marginale Social Costs – MSC) stiger med det stigende trafikomfang på vejen, men de stiger - set fra samfundet som helhed - ikke kun med den trængsel den enkelte oplever, men også med den trængsel den enkelte påfører alle andre vejbrugere gennem sin beslutning om at køre en ekstra kilometer. Den marginale sociale omkostningskurve (marginal social cost curve) ligger derfor over MPC/ASC kurven som vist i Figur 3.1.

Figur 3.1: Eksternaliteter fra trængsel



Kilde: Maddison et al. (1996).

Uden markedsregulering vil folk vælge at køre til det punkt hvor deres marginale private omkostninger er lig med den marginale gevinst de opnår gennem kørselen. I Figur 3.1 er dette punkt betegnet med F. En samfundsmæssig optimal trafikmængde vil dog være forbundet med punkt E hvor de marginale sociale omkostninger er lig med den enkeltes marginale gevinst fra kørselen. For alle køreture over punkt E gælder nemlig at den enkeltes gevinst er mindre end de omkostninger køreturen påfører de andre medtrafikanter og dermed opstår det såkaldte dead-weight loss til samfundet (i figuren markeret område BGF). Det er dette tab for samfundet som betegnes som eksterne trængselsomkostninger. Ved at introducere en skat i størrelsen BE per kørt kilometer kan samfundet reducere antal kørte km til det sociale optimum og dermed opnå en samfundsmæssigt gevinst som er lig med arealet BGF.

Eksterne trængselsomkostninger er ikke relevante for de typer transport hvor en allokering af infrastrukturen er centralt planlagt, fx tog, fly og færgetransport. Eksterne trængselsomkostninger er derfor kun beregnet for vejtransporten. I det følgende beskrives kort to studier der beregner trængselsomkostningerne for Danmark; INFRAS-studiet fra 2000 og en ældre rapport fra Trafikministeriet fra 1997.

³⁴ MPC og ASC er det samme idet det må antages at de private omkostninger for at køre en ekstra kilometer er identisk for alle vejbrugere.

3.5.1 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Congestion

I INFRAS/IWW (2000) studiet beregnes samlede, gennemsnitlige og marginale eksterne trængselsomkostninger. De første to kategorier opgøres ved anvendelsen af landespecifikke tal, mens marginale omkostninger bliver beregnet på basis af europæiske gennemsnitstal. Vigtige generelle elementer og antagelser i modelberegningerne er:

- Speed-flow sammenhænge/funktioner som stammer fra tysk investeringsplanlægning (FGSV, 1997). Disse speed-flow funktioner beskriver sammenhængen mellem mængden af trafik på vejnettet og hastigheden, som så kan anvendes til at beregne tidstabt på grund af trængsel.
- Tidsværdien og dermed tidsomkostninger som er afhængig af rejseformålet. Der anvendes en gennemsnitlig værdi på 21,44 Euro (155,35 kr.) per passagertime for arbejdsrelaterede rejser, mens værdien for private rejser kun udgør 25% af denne pris, dvs. 38,84 kr. per passagertime. For godstransport er priserne tilsvarende 37 Euro (268,10 kr.) per ladning og time for varebiler og 20 Euro (144,92 kr.) per ladning og time for lastbiler.
- Andelen af arbejdsrelateret trafikarbejde antages at være lig med 20% af de samlede bil-passagerkilometer. Passagerkilometer for motorcykler og busser regnes som 100% privatkørsel.
- Belægning per bil er baseret på nationale faktorer og der skelnes ikke mellem rejseformål.
- Andelen af biler, motorcykler, busser, varebiler og lastbiler er baseret på nationale data opgjort i TRENDS (1999).

Samlede og gennemsnitlige eksterne trængselsomkostninger

Der beregnes samlede og gennemsnitlige eksterne trængselsomkostninger for mellembym og bytrafik på basis af to forskellige metoder fordi der kun eksisterer detaljerede informationer om infrastruktur og kørselsforhold for mellembym og store indfaldsveje. For mellembym og de store indfaldsveje til byerne anvendes digitaliserede vejkort for Europa, som indeholder informationer om længden, vejtype, antal spor, hældning og krumning for de store veje. Ved hjælp af en model og FN-data for den gennemsnitlige trafikmængde om dagen beregnes så "servicegraden" (level of service) for de enkelte vejstrækninger på forskellige tidspunkter af dagen.³⁵ Servicegraden varierer over seks forskellige niveauer, mellem til fri kørsel, over let og betydelige forstyrrelse, til meget ustabil, næsten overfyldning og til sidst trafikprop. For hver af de forskellige trængselsniveauer beregnes så et gennemsnitligt tidstab (for motorveje og landeveje) målt i timer per kilometer. Dette tidstab ganges med det samlede antal køretøjskilometer kørt i hver land i hver "servicekategori" for at opnå det samlede antal timer tabt på grund af trængsel for henholdsvis person- og godstransport.

På basis af antagelser om fordeling mellem arbejds- og privatkørsel og belægningsgrad og opdeling af den samlede trafikarbejde mellem forskellige køretøjstyper beregnes nationale gennemsnitlige tidsværdier for person- og godstransport. For Danmark er disse tidsværdier lig med 17,72 Euro (128,4 kr.) per køretøjstime for persontransport og 41,73 Euro (302,38 kr.) per køretøjstime for godstransport. Ved at multiplicere tidstabt for hver transportkategori med disse gennemsnitspriser beregnes de samlede eksterne trængselsomkostninger (relateret til ekstra tidsforbrug). Trængsel medfører

³⁵ Den daglige gennemsnitlige trafikmængde opdeles på fire typiske tidsperioder (peak, inter-peak, off-peak, nat) efter en fastsat skema, se INFRAS/IWW (2000).

dog også en stigning af andre driftsomkostninger som er medtaget i beregningerne i form af to forskellige omkostningsfunktioner for henholdsvis gods- og persontransport (INFRAS/IWW, 2000).

For bytrafik anvendes en mere enkel model som er baseret på følgende antagelser:

- Den gennemsnitlige forskel i rejsehastigheden mellem peak og off-peak udgør ca. 70% (på basis af målinger i en række byer).
- Efterspørgselselasticitet i peak perioder er lig med -0.8 , mens efterspørgsel er uelastisk i off-peak perioder uden trængsel.
- En gennemsnitlig "peak"-time i myldretiden omfatter ca. 10% af den samlede daglige transportarbejde. Antallet af myldretimer per dag skønnes til 3, og den samlede myldretidstrafik udgør dermed 30% af det daglige trafikarbejde.
- Ca. 1/3 del af myldretidstrafikken i byerne er allerede medtaget i de mere detaljerede beregninger af trængselsomkostninger for store indfaldsveje.
- Det samlede trafikarbejde for hvert land tages fra TRENDS (1999)-databasen.
- Tidsværdierne for de enkelte køretøjer er de samme som for mellemby-beregningerne.

På basis af ovennævnte antagelser opstilles en funktion som beskriver tidsomkostningerne (timer per PBE-km) afhængig af den relative reduktion af hastigheden i forhold til off-peak trafik. Ved at antage at den gennemsnitlige hastighed i myldretiden udgør ca. 70% af off-peak hastigheden fås en gennemsnitlig tidstab per køretøjskilometer som så ganges med den af myldretiden berørte bytrafik (20%) for hvert land. Denne tilgang medfører en del usikkerhed med hensyn til de landespecifikke tal, idet de specifikke lokale tidsomkostninger sandsynligvis vil afvige fra den gennemsnitlige tidstab anvendt her og dækningsgraden af netværksdatabasen (digitaliserede kort for Europa) varierer mellem de forskellige europæiske byer.

De samlede eksterne trængselsomkostninger for person- og godstransport beregnet for mellemby og rent bytrafik ved at anvende de to forskellige metoder opsummeres og opdeles over de forskellige køretøjstyper efter PBE-km kørt i hver kategori. De gennemsnitlige eksterne trængselsomkostninger for Danmark og Europa er vist i Tabel 32.

Tabel 32: Gennemsnitlige eksterne trængselsomkostninger for Danmark og Europa (i 1995 priser)

		Danmark	EUR 17
Gennemsnitlige omkostninger person (kr/1000 pkm)	Bil	13,19	42,17
	Motorcykel	5,00	28,26
	Bus	24,06	27,61
	Passager total	15,22	40,65
Gennemsnitlige omkostninger godstransport (kr/1000 tkm)	Varebiler	182,96	282,96
	Lastbiler	11,88	37,90
	Gods total	15,00	50,36

Kilde: INFRAS/IWW (2000), omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Marginale eksterne trængselsomkostninger

Beregningerne af de marginale eksterne trængselsomkostninger er baseret på speed-flow diagrammer/funktioner for enkelte vejtyper og antal biler per time per strækning. Funktionsforløbet er defineret for tre belastningsscenarier: afslappet trafik, tæt trafik og trafikprop. Det gennemsnitlige tidstab (timer per PBE-km) beregnet for hver belastningsgrad ganges så med de gennemsnitlige

europæiske tidsomkostninger for hver køretøjstype og PBE-enheder for at opnå de marginale eksterne trængselsomkostninger det enkelte køretøj bidrager med, når det kører i henholdsvis afslappet, tæt eller trafikprop trafik. De marginale eksterne omkostninger er vist i Tabel 33. Omkostninger i off-peak perioder er nul og er ikke medtaget i tabellen.

Tabel 33: Marginale eksterne trængselsomkostninger for forskellige trafikforhold, vejtyper og køretøjstyper

Detaljerede marginale trængselsomkostninger (Kr./1000 km)		Marginale omkostninger per 1000 køretøjskm	Marginale omkostninger per 1000 pkm/tkm
Bil på motorvej	afslappet trafik	79,71	40,58
	tæt trafik	14325,34	7540,91
	trafikprop	14723,87	7749,60
Bil på landevej	afslappet trafik	268,10	142,02
	tæt trafik	9086,48	4780,91
	trafikprop	14136,95	7440,19
Bil på byvej	afslappet trafik	188,40	134,05
	tæt trafik	19622,17	14015,94
	trafikprop	22433,62	16024,53
Motorcykel på motorvej	afslappet trafik	36,23	35,51
	tæt trafik	7166,29	6512,70
	trafikprop	7361,94	6693,13
Motorcykel på landevej	afslappet trafik	137,67	123,18
	tæt trafik	4543,24	4128,77
	trafikprop	7064,85	6425,75
Motorcykel på byvej	afslappet trafik	94,20	85,50
	tæt trafik	9811,08	8919,10
	trafikprop	11216,81	10197,30
Bus på motorvej	afslappet trafik	152,17	7,97
	tæt trafik	28657,93	1432,53
	trafikprop	29447,74	1472,39
Bus på landevej	afslappet trafik	543,45	26,81
	tæt trafik	18165,72	908,65
	trafikprop	28273,89	1413,69
Bus på byvej	afslappet trafik	376,79	24,64
	tæt trafik	39244,34	2616,53
	trafikprop	44867,23	2991,15
Varebil på motorvej	afslappet trafik	115,94	387,66
	tæt trafik	21491,64	71641,93
	trafikprop	22085,81	73620,81
Varebil på landevej	afslappet trafik	405,78	1352,10
	tæt trafik	13622,48	45418,65
	trafikprop	21201,80	70679,66
Varebil på byvej	afslappet trafik	282,59	936,91
	tæt trafik	29433,25	98110,12
	trafikprop	33650,42	112171,70
Lastbil på motorvej	afslappet trafik	195,64	34,78
	tæt trafik	35824,22	6396,77
	trafikprop	36809,68	6573,57
Lastbil på landevej	afslappet trafik	673,88	121,01
	tæt trafik	22708,96	4055,59
	trafikprop	35338,74	6310,54
Lastbil på byvej	afslappet trafik	470,99	83,33
	tæt trafik	49055,42	8759,69
	trafikprop	56084,04	10015,42

Kilde: INFRAS/IWW (2000), omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Kriterium	Information
Titel	External Costs of Transport: Chapter 5: Congestion.
Kilde	INFRAS/IWW (2000).
År	2000, 1995 priser.
Metode anvendt	Velfærdsteoretisk funderet beregning af tidsomkostninger ved hjælp af speed-flow diagrammer.
Anvendelighed	Anvendeligheden af omkostningerne er afhængig af hvor godt de anvendte speed-flow sammenhænge og andre antagelser passer til de reelle danske forhold. Fx kunne der opstå afvejsninger på grund af forskelle i hastighedsbegrænsninger på motorvej og landevej, samt i inderbykørsel.
Effekter inkluderet Kommentarer	Trængselsomkostninger (tidstab og ekstra driftsomkostninger). Metoderne følger generelt velfærdsøkonomiske principper til at beregne eksterne trængselsomkostninger. En konkret anvendelse af tallene i road-pricing-sammenhænge vil dog kræve en nøje gennemgang af de anvendte speed-flow-funktioner fra Tyskland samt andre datakilder anvendt i beregningerne.

3.5.2 Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren

I Trafikministeriet (1997) bruges en helt andet tilgang til beregning af trængselsomkostninger. I stedet for at beregne forskellen mellem de marginale private og de marginale sociale omkostninger i en nuværende trafiksituation, anvendes her et slags forbyggelsesomkostningsprincip. Det antages at vejmyndighederne på langt sigt tilpasser infrastrukturen til det ændrede trafikomfang således at trængselsituationen per km vil forblive uændret. Omkostningerne fra eksisterende trængsel tages dermed ikke med i beregningerne.

Forbyggelsesomkostningerne beregnes som årlig forrentning og afskrivning af gennemsnitlige årlige nyanlægsinvesteringer for motor- og hovedlandeveje og lande- og kommuneveje.³⁶ Denne tilgang er dermed baseret på en politisk betalingsviljeprincip og det er svært at vurdere om de sparede tidsomkostninger fra en reduktion i trængsel er lig, mindre eller måske større end forbyggelsesomkostningerne. Det er også tvivlsomt om de årlige nyanlægsinvesteringer indeholder andet end selve byggeomkostninger, fx tabt alternativ arealanvendelse, biodiversitet o.a. som er vigtig at tage med i en opgørelse af de samfundsøkonomiske forbyggelsesomkostninger.

I Maddison et al. (1996) henvises også til undersøgelser som peger på at en udbygning af infrastrukturen ikke nødvendigvis forhindrer at mere trængsel opstår på allerede eksisterende veje. En udbygning af vejnettet forskyder MPC (=ASC)-kurven i Figur 3.1 til højre og dermed også punktet hvor MPC er lig med den marginale gevinst ved at køre en ekstra kilometer, hvilket betyder en højere trafikbelastning og ny trængsel.

De årlige udgifter til nyanlæg (i rapporten beregnet til 130 millioner kroner) sættes i forhold til udviklingen i trafikken, som er målt i form af en gennemsnitlige årlige stigning i PBE-km. Den gennemsnitlige stigning i PBE-km angives med 1285 millioner PBE-km om året, hvilket resulterer i sparede trængselsomkostninger lig med 0,10 kroner per PBE-km. Trængselsomkostninger for hver køretøjstype beregnes ved at gange køretøjets PBE-faktor med enhedsprisen af 0,10 kr. /PBE-km. Resultatet er vist i Tabel 34.

³⁶ Gennemsnit er beregnet ud fra årlige investeringer i perioden 1984-93.

Tabel 34: Trængsel somkostninger fordelt på køretøjer (i 1993 priser³⁷)

Køretøjskategori	Kr./km
Personbiler	0,10
Varebiler	0,15
Lastbiler	0,30
Busser	0,30

Kilde: Trafikministeriet (1997)

Kriterium	Information
Titel	Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren Afsnit: Trængsel, s.33 – 39.
Kilde	Trafikministeriet (1997).
År	1997.
Metode anvendt	Forbyggelsesomkostninger.
Anvendelighed	Begrænset anvendelighed, da resultaterne er udtryk for politisk bestemt betalingsvilje. Kan evt. interpreteres som en nedre grænse for de marginale trængsel somkostninger og som øvre grænse for gennemsnitlige trængsel somkostninger.
Effekter inkluderet	Trængsel.
Kommentarer	Vejbyggeri kan tjene mange forhold, ikke kun forhindring af trængsel. Vejbyggeri skaber nyt trafikarbejde. Mange steder (fx byer) er udbygning af vejnettet ikke muligt.

3.5.3 Sammenligning af resultater for eksterne trængsel somkostninger

En konkret sammenligning af resultater fra de to undersøgelser omtalt her (Trafikministeriet, 1997 og INFRAS/IWW, 2000) er ikke muligt, da studierne anvender to helt forskellige metoder til opgørelse af omkostningerne. Metoden anvendt i Trafikministeriet (1997) er baseret på en politisk motiveret betalingsvilje for at undgå fremtidige trængsel somkostninger (under antagelse af at udbygning af vejnettet alene tjener dette formål og ikke også andre). Denne politiske betalingsvilje står dog ikke i sammenhæng med de egentlige tidsomkostninger og de øgede driftsomkostninger som trængsel medfører og som forsøges beregnet i INFRAS/IWW (2000) studiet. Ud fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel må metoden anvendt i INFRAS/IWW (2000) vurderes bedre egnet til opgørelse af trængsel somkostninger i Danmark, dog med de før nævnte forbehold med hensyn til anvendelsen af tyske speed-flow funktioner, tidsværdier og andre datakilder anvendt for modelkørsler.

Tabel 35: Gennemsnitlige eksterne trængsel somkostninger (kr./km, 2000 priser)

Køretøjskategori	Trafikministeriet (1997)	INFRAS/IWW
Personbiler	0,12	0,03
Motorcykler	-	0,01
Varebiler	0,18	0,06
Lastbiler	0,35	0,12
Busser	0,35	0,54

Kilde: Trafikministeriet (1997) omregnet til 2000 priser og INFRAS/IWW (2000), s. 127, omregnet til danske kroner og 2000 priser og køretøjskilometer.

I Tabel 35 vises de gennemsnitlige omkostninger for person, vare- og lastbiler samt busser fra begge kilder. I regneeksemplet anvendes de gennemsnitlige priser fra INFRAS/IWW (2000) undersøgelsen som udgangspunkt og der laves følsomhedsberegninger med forskellige marginale

³⁷ I rapporten nævnes ikke et konkret prisniveau, dog antages her 1993 som udgangspunkt på basis af de angivne kilder i rapporten.

trængselsomkostninger taget fra samme kilde, for at vise betydningen af trængselsomkostningerne i forskellige trafiksituationer.

3.6 Fysiske og sociale barriereeffekter

Veje gør det nemmere for motoriserede trafikanter at bevæge sig fra et sted til et andet, men for mange ikke-motoriserede deltagere i trafikken, specielt børn og ældre samt cyklister, betyder stærkt trafikerede veje barrierer til deres fri færdsel i byen. Veje som barrierer betyder at der tit skal gås en omvej for at nå målet og for at finde et sikkert sted at krydse vejen, hvilket medfører øgede tidsomkostninger og reduceret adgang til de ønskede mål, samt en generel stigning i utrygheden ved at færdes på eller langs vejene.³⁸ Et forhøjet ulykkerisiko forstærker også afhængigheden af bilen, idet fx forældre foretrækker at køre deres børn til skole frem for at de selv går eller cykler. Omkostninger forbundet med disse sidstnævnte adfærdsændringer er ikke fundet i undersøgelser endnu.

Men det er ikke kun selve trafikken på vejene som opbygger en barriere. Det er oftest også selve konstruktionen af veje, der fx er specielt brede, ligger på et forhøjet niveau eller er afgrænset gennem sikkerheds- eller støjdæmpende hegn eller afvandingsgrøfter, som gør det besværligt eller umuligt at krydse vejen for såvel mennesker som dyr. Der findes også undersøgelser som peger på at nogle dyrearter tøver med at krydse specielt brede veje, der så redder dem fra at blive kørt over. Til gengæld begrænser veje dermed også deres bevægelsesradius som så reducerer adgang til føde og vand eller forstyrrer færdselsmønster. Denne effekt omfattes dog normalt ikke under begrebet "barriereeffekten", men bør i stedet medtages i beregningen af effekten for biodiversitet og natur.

Der findes kun få studier om transportens eksterne effekter som eksplicit forsøger at inddrage barriereeffekter. Ifølge Bein (1997) er det kun de skandinaviske lande der medregner den slags omkostninger i trafikprojekter. I det følgende præsenteres kort enhedsprisen anvendt i Vejdirektoratet. Der findes lignede forsøg på at prissætte barriereeffekten i Norge (Sælensminde, 1992). En mulig prissætningsmetode til at opgøre omkostninger forbundet med barriereeffekten, eller bedre betalingsvilje for at mindske selve barriereeffekten, er contingent valuation-metoden. Ifølge Maddison et al. (1996) findes der ikke studier der har brugt metoden til denne eksterne effekt.³⁹ Endvidere præsenteres her beregninger fra INFRAS/IWW (2000), der beregner tidstab for fodgængere på grund af barriereeffekten samt manglende plads for cyklister på stærkt trafikerede veje. Omkostninger forbundet med den sidstnævnte effekt beregnes på basis af ekstra omkostninger ved forsyning med cykelstier.

3.6.1 Vejdirektorat (1999): Trafikøkonomiske enhedspriser Prisniveau 1997

Vejdirektoratet opgør prisen for barriere- og risikobelastning som 10.467 kr./BRBT (barriere- og risikobelastningstal) i deres publikation om Trafikøkonomiske enhedspriser (prisniveau 1997) (Vejdirektoratet, 1999). I Vejdirektoratet (1992) findes desværre kun en yderst kort forklaring af hvordan dette tal beregnes, nemlig som 50% af den tilsvarende støjeffekt af

³⁸ I Sælensminde (1992) opdeles barriereeffekten i tværgående og langsgående barriereeffekter for henholdsvis fodgængere og cyklister.

³⁹ Maddison et al. (1996) citerer en schweizisk CV-undersøgelse hvor det forsøges at bestemme WTP for en komplet elimination af trafikken i en bydel.

transportprojektet.⁴⁰ Hverken i den ældre udgivelse af Trafikøkonomiske enhedspriser (Vejdirektoratet, 1992) eller i den nyeste version (Vejdirektoratet, 1999) forklares sammensætning og beregning af den relevante måleenhed "BRBT".

I Bein (1997) findes dog en lidt nærmere forklaring af sammensætningen af BRBT i danske og svenske trafikprojektvurderingsmodeller. Ifølge denne publikation beregnes en barrierefaktor baseret på trafikomfanget, gennemsnitlige hastighed, antal lastbiler, antal fodgængere som krydser vejen og længden af vejnettet. Bagefter beregnes efterspørgsel for krydsning af vejen under antagelsen af at ingen barrierer eksisterer, baseret på beboelses-, erhvervs, rekreative og kommunale rejsemål som befinder sig i enten gå- eller cykelafstand fra vejen. I Bein (1997) beregnes barriereomkostninger som 100% af støjomkostninger baseret på en norsk undersøgelse (Sælensminde, 1992).

Kriterium	Information
Titel	Trafikøkonomiske enhedspriser Prisniveau 1997.
Kilde	Vejdirektorat (1999).
År	1999 (1997 prisniveau).
Metode anvendt	Indirekte fastlæggelse af "skygge"- prisen for barriere og risiko som 50% af støjomkostningerne; ingen beskrivelse af konkrete prissætningsmetoder.
Anvendelighed	En vurdering af anvendelighed er ikke muligt på grund af manglende oplysninger om kilden for prisen (hvorfor lige 50% af støjefekten?).
Effekter inkluderet	Barriere- og oplevet risiko.
Kommentarer	En mere uddybende forklaring af prisfastsættelsen i selve publikationen ville være ønskelig.

3.6.2 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Additional costs in urban areas

I INFRAS/IWW (2000)-rapporten forsøges at beregne tidstabet på grund af barriereeffekten og pladsmangel for den ikke-motoriserede trafik, her specielt for cyklister. Sidstnævnte kan opfattes som et udtryk for en stigning i risiko eller utryghed for cyklister på grund af den motoriserede trafik.

Barriereeffekt

For beregning af barriereeffekten anvendes en procedure baseret på forskellige trin, som vist i Figur 3.4. Figuren tegner dog et idealistisk billede, idet der i selve rapporten kun beregnes gennemsnitlige enhedsomkostninger baseret på oplysninger om trafiknetværks længde/omfang og antal berørte personer fra fire europæiske byer: Barcelona, München, Southampton og Zürich. Beregningerne forenkles endnu mere ved at anvende et gennemsnitligt tidstab på 10 sekunder for vejtype A, da oplysninger om den konkrete trafikvolumen i de fire forskellige byer mangler. Et gennemsnitligt tidstab per ramte fodgænger beregnes dermed som 50 EURO (362 kr.) i 1995 priser per (by) beboer per år. Dette tidstab bliver så omregnet til nationale værdier ved at anvende den pågældende korrektionsfaktor⁴¹ og opsummere til en samlet værdi per land ved at gange med antal personer boende i byer med mere end 50.000 indbygger.

⁴⁰ I en arbejdsnotat forfattet af COWI til Vejdirektoratet (Vejdirektoratet, 2000), henvises til at værdisætning af barriereeffekten foretages i relation til projektets luftforureningsomkostninger. Medmindre der er sket en ændring i metoden siden udgivelsen af Vejdirektorat (1999), må denne bemærkning dog anses som en trykfejl.

⁴¹ Korrektionsfaktorerne er baseret på indkomst per capita som tilpasningsfaktor (INFRAS/IWW, 2000).

Tidstabet på grund af jernbanetrafik i byerne opgøres som en gennemsnit af 17 EURO (123 kr.) i 1995 priser per (by) beboer per år. Beregningerne er baseret på opgørelser af jernbanestrækningerne i Zürich. De gennemsnitlige barriereomkostninger for Danmark og europæisk gennemsnit er præsenteret i Tabel 36.

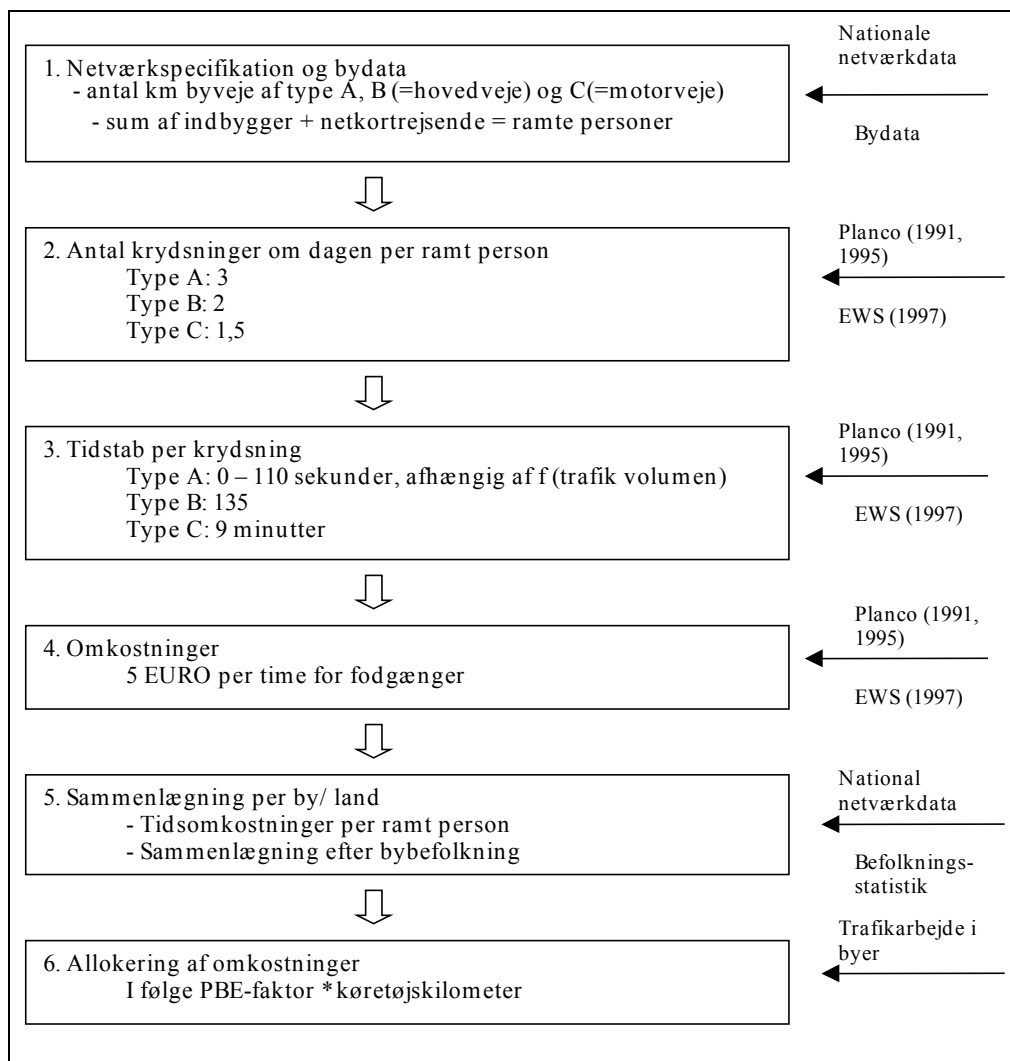
Tabel 36: Gennemsnitlige eksterne barriereomkostninger for Danmark og Europa (1995 priser)

		Danmark	EUR 17
Gennemsnitlige omkostninger passager (kr/1000 pkm)	Bil	10,1	8,7
	Motorcykel	8,0	6,5
	Bus	2,9	2,9
	Passager total	8,7	8,0
	Tog	7,2	6,5
	Luftfart	-	-
Gennemsnitlige omkostninger godstransport (kr/1000 tkm)	Varebiler	96,4	72,5
	Lastbiler	6,5	8,0
	Gods total	8,0	10,9
	Godstog	7,2	6,5
	Luftfart	-	-

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Marginale omkostninger på grund af barriereeffekten stiger med stigende trafik på vejen, dog kun for vejtype A ved en trafikvolumen mellem 400 og 800 køretøjer per time, idet vejtype B (hovedveje) og C (motorveje) allerede har så meget trafik i forvejen at det i hvert fald er nødvendigt at anvende lyskryds eller specielle overgange til at krydse vejen, hvilket gør at tidstabet forbliver det samme. Det samme gælder jernbanetrafikken, hvor omkostningerne ligeledes er uafhængig af togfrekvensen.

Figur 3.1: Procedure for beregning af eksterne omkostninger fra barriereeffekten i byområder, inkl. jernbanelinier



Kilde: INFRAS/IWW (2000)

I INFRAS/IWW (2000) rapporten antages at marginale barriereomkostninger stiger eksponentielt fra 10 sekunder til 110 sekunder per krydsning mellem 400 til 800 køretøjer per time. Ved over 800 køretøjer per time er tidsomkostningen konstant, idet der antages at man nu er tvunget til at anvende lyskryds for krydsning. I rapporten opgøres marginale barriereomkostninger per køretøjstype som vist i Tabel 37.

Tabel 37: Marginale barriereomkostninger for byveje (1995 priser)

Transportmåde	Kr. per 1000 vkm	Kr. per 1000 pkm,tkm
Personbil	109	78
Motorcykel	54	49
Bus i by	326	22
Varebil	163	543
Lastbil	326	58
Inter-city tog	0	0

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro = 724,6 kr.).

Oplevet risiko/pladsmangel for cyklister

Omkostninger på grund af pladsmangel vedr. cyklister beregnes på basis af omkostninger til bygning af cykelstier på veje med et trafikvolumen på mere end 1000 køretøjer per time. Der antages byggeomkostninger af 0.5 million

Euro per km (med en afskrivningstid på 10 år). På basis af data fra de fire modelbyer beregnes en gennemsnitlig pris af 12 Euro (87 kr.) per bybeboer per år (i 1995 priser). Da disse kompensationsomkostninger for at bygge infrastruktur for ikke-motoriseret transport kun er relateret til eksisterende infrastruktur er den metodiske tilgang kun relevant til beregning af totale og gennemsnitlige omkostninger. Disse er vist i Tabel 38. Ligesom i tilfældet med barriereeffekten beregnes de samlede omkostninger ved at anvende en landespecifik korrektionsfaktor og gange den med det samlede antal personer i byer med mindst 50.000 indbygger for hver land. Omkostninger tilordnes de enkelte køretøjstyper ifølge PBE-faktoren ganget med antal køretøjskilometer.

Tabel 38: Gennemsnitlige eksterne kompensationsomkostninger for pladsmangel for Danmark og Europa (1995 priser)

		Danmark	EUR 17
Gennemsnitlige omkostninger persontransport (kr/1000 pkm)	Bil	2,2	2,2
	Motorcykel	2,2	1,4
	Bus	0,7	0,7
	Passager total	2,2	2,2
	Tog	-	-
	Luftfart	-	-
Gennemsnitlige omkostninger godstransport (kr/1000 tkm)	Varebiler	23,2	17,4
	Lastbiler	1,4	2,2
	Gods total	2,2	2,9
	Godstog	-	-
	Luftfart	-	-

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Tabel 39: Long-run marginale kompensationsomkostninger for pladsmangel (1995 priser)

Transportmåde	Kr. per 1000 vkm	Kr. per 1000 pkm,tkm
Personbil	9,6	6,9
Motorcykel	5,4	4,8
Bus i by	19,1	1,3
Varebil	16,4	54,8
Lastbil	42,6	7,6
Inter-city tog	0	0

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro = 724,6 kr.)

Kortfristede marginale omkostninger er som før nævnt lig med nul, da en ekstra bil på vejen ikke påvirker omkostningerne til bygning af cykelstier, når stien allerede er bygget. I rapporten beregnes dog også langfristede marginale omkostninger for pladsbehov til cyklister, som vist i Tabel 39. Disse er substantielt højere end de gennemsnitlige omkostninger, da de samlede omkostninger til bygning af cykelstier på nye veje kun sættes i forhold til antal kørte kilometer i byen og ikke for landet som helhed som i tilfældet med de gennemsnitlige omkostninger.

Kriterium	Information
Titel	External Costs of Transport: Chapter 2.7 Additional costs in urban areas.
Kilde	INFRAS/IWW (2000).
År	2000, 1995 prisniveau
Metode anvendt	Barriereeffekt for fodgængere: Prissætning af tidstabet, hvor tidstabet beregnes afhængig af vejtype og trafikbelastning. Barriereeffekt for cyklister: kompensationsomkostninger fra bygning af cykelstier.
Anvendelighed	Metodisk tilgang er grundlæggende anvendelig, dog er det svært at vurdere hvorvidt danske forhold evt. afviger fra de specifikke situationer i de fire modelbyer gennemsnitspriserne er baseret på.
Effekter inkluderet	Tværgående barriereeffekter (for fodgænger) og langsgående barriereeffekter (for cyklister).
Kommentarer	Der anbefales en selvstændig undersøgelse af danske forhold. Specielt forholdene for cyklister vil sandsynligvis afviger fra andre europæiske byer. Ligeledes anbefales en separat undersøgelse/beregning af ekstra omkostninger for forældrene på grund af stor utryghed for børn i trafikken (kørsel til skole og fritidsaktiviteter).

3.6.3 Sammenfatning af omkostninger fra barriereeffekter

INFRAS/IWW (2000) undersøgelsen er den eneste undersøgelse som beregner og præsenterer barriereomkostninger per køretøjstype, baseret på en egentlig modelberegning (dog kun for enkelte "model"-byer). I Bein (1997) og Litman (2001) beregnes barriereomkostningerne som 100% af støjomkostninger baseret på eksempelberegninger i Norge citeret i en norsk rapport (Sælensminde, 1992), mens Vejdirektoratet (1999) anvender et barriere- og belastningstal baseret på antagelsen at barriereomkostninger svarer til ca. 50% af støjomkostningerne.

I bilaget til Sælensminde (1992) findes en kort forklaring på metoderne anvendt i de citerede eksempelberegninger. Her beregnes barrierens størrelse som funktion af trafikmængde, tungtrafikandel og hastighed, dog uden konkret angivelse af måleenheden. Denne belastningsfaktor ganges med befolkningsbehovet for krydsning af vejene og prissættes ved hjælp af en ikke nærmere specificeret omkostningsfaktor for reduceret tryghed og tidsomkostninger på grund af ventetiden ved passage. Langsgående barriereomkostninger beregnes tilsvarende ved at multiplicere barrierefaktoren med cyklisternes potentielle trafikarbejde langs berørte vejstrækninger. Bagefter ganges "utrygsmålet" med en omkostningsfaktor (ikke nærmere specificeret), opnået fra en rejsevaneundersøgelse.

Tabel 42 viser de gennemsnitlige omkostninger (i kr. per køretøjskilometer) taget fra INFRAS/IWW (2000) og beregnet som henholdsvis 50% og 100% af støjomkostninger som opgjort i Trafikministeriet (1997) (høje skøn for by). Der er her valgt kun at fokusere på de gennemsnitlige omkostninger, idet de marginale omkostninger for den fodgængerrelaterede barriereeffekt, beregnet i INFRAS/IWW (2000) kun er anvendelig for en bestemt trafiksituation (fx ekstrem meget trafik på almindelige byveje), og ikke kan bruges til eksempelberegningerne i denne rapport. I eksempelberegningerne anvendes 50% af støjomkostninger som basisscenario, mens INFRAS-tallene anvendes som lavt skøn og 100% af støjomkostninger som højt skøn for følsomhedsberegninger.

Tabel 40: Gennemsnitlige omkostninger fra barriereeffekter i byer

2000 priser (kr./km)	INFRAS			50% af støj	100% af støj
	Fodgænger	Cyklister	Sum	By	By
Personbiler	0,016	0,003	0,019	0,04	0,08
Motorcykler	0,011	0,003	0,014		
Varebiler	0,032	0,008	0,040	0,07	0,14
Lastbiler	0,065	0,014	0,080	0,33	0,66
Busser	0,049	0,012	0,061	0,25	0,51

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til 2000 priser og kr./km og Trafikministeriet (1997) højt skøn for by, omregnet til 2000 priser.

3.7 Eksterne effekter fra ændring i arealanvendelsen

Alle transportprojekter påvirker den eksisterende arealanvendelse. Der kan skelnes mellem direkte og indirekte påvirkninger. Den første slags vedrører den direkte omdannelse af arealet til veje og deres understøttende infrastruktur såsom rastepladser og motorvejsrandzoner. Vejbelægning har nok den mest drastiske effekt, idet den faktisk reducerer miljøgevinstene til nul. Indirekte påvirkninger opstår primært gennem nærhed til vejnettet og selve eksistensen af vejen. Nærheden til en vej bidrager til forstyrrelse og ødelæggelse af levesteder og har dermed indvirkning på biodiversitet, luft- og vandforurening og forhøjet lydniveau.

Eksistensen af vejnettet skaber derimod også, gennem forbedret adgang, gunstige forhold for industrielle aktiviteter og byspredning. Selve eksistensen af vejen kan dog sagtens føre til en forhøjelse af den ikke-markedsomsatte værdi af naturen, idet den forbedrer adgangen til rekreative aktiviteter og dermed fx øger besøgsfrekvensen af en skov. Nogle af de andre positive eksterne effekter såsom forbedret adgang til fjerntliggende områder eller forbedringer i produktiviteten eller økonomisk vækst viser sig, ved en nærmere betragtning, som intern for den enkelte bruger af infrastrukturen. I praksis vil det oftest være mere end vanskeligt at vurdere de indirekte effekter, fordi selve transportprojektet i de fleste tilfælde kun vil yde et gradvis stigende bidrag til en evt. industrialisering eller byspredningsproces, som uden vejbyggeri måske ville være forgået langsommere. Det er derfor kun denne ekstra effekt som skal regnes med som ekstern påvirkning af miljøet.

En samfundsøkonomisk vurdering af fordelene og ulempen ved at gennemføre et infrastrukturprojekt skal indeholde en fuldstændig opgørelse af de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med en ændring i arealanvendelsen. Omkostningerne er dermed kun relevante for den eksisterende eller planlagte infrastruktur og er uafhængig af trafikbelastningen (evt. med undtagelse af påvirkning af dyr), i hvert fald på kort sigt. På langt sigt kan det argumenteres at en øget trafikbelastning skaber behov for udvidelse af den eksisterende infrastruktur. "Marginale" eksterne omkostninger vil dog være lig med de gennemsnitlige eksterne omkostninger, hvis det antages at infrastrukturbygning forgår i samme takt som tidligere.

På grund af den iboende kompleksitet og de synergistiske effekter ændringer i arealanvendelse kan have for miljøet, er det i de fleste tilfælde næsten umuligt at beskrive alle mulige effekter i form af dosis-repons-funktioner. Udover det vil dosis-respons-funktioner være specielt rettet mod en bestemt ændring i et bestemt område.

Der findes kun få studier som forsøger at indrage natur og landskabsomkostninger i beregningen af transportens eksterne effekter. I det følgende præsenteres en relativ ny tilgang baseret på omkostninger til istandsættelse og erstatning af eksisterende veje så disse svarer til en oprindelig, "naturlig" tilstand som anvendt i INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen. Denne tilgang indeholder i princippet omkostninger forbundet med tilvejebringelse af infrastruktur (rumlige separations- og barriereeffekter, reduktionen i landskabskvaliteten, tab af biotoper/biodiversitet), samt omkostninger forbundet med selve anvendelse af infrastrukturen, såsom jord- og grundvandsforurening og forurening på grund af trafikuheld. Et ældre studie fra Bein (1997) præsenteres som et andet eksempel på hvordan ændringer i arealanvendelsen kan indrages i analysen af eksterne effekter. Til sidst er en kort beskrivelse af et forsøg på at prissætte specielt effekten på biodiversiteten medtaget (Bein, 1997).

3.7.1 INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport: Nature and landscape

I INFRAS/IWW (2000) beregnes omkostningerne til istandsættelse- og erstatning af eksisterende veje således at disse svarer til en oprindelig, "naturlig" tilstand. "Naturlig" og bæredygtig defineres som naturtilstanden med det vejnet som fandtes i år 1950. Denne tilgang betegnes i rapporten som "biocentrisk", idet grundideen er at det samlede eksisterende areal af en bestemt naturtype forbliver uændret (og dermed også dens funktioner for biodiversitet, rent grundvand etc.), idet der – rent hypotetisk – kunne oprettes et tilsvarende naturareal andre steder.

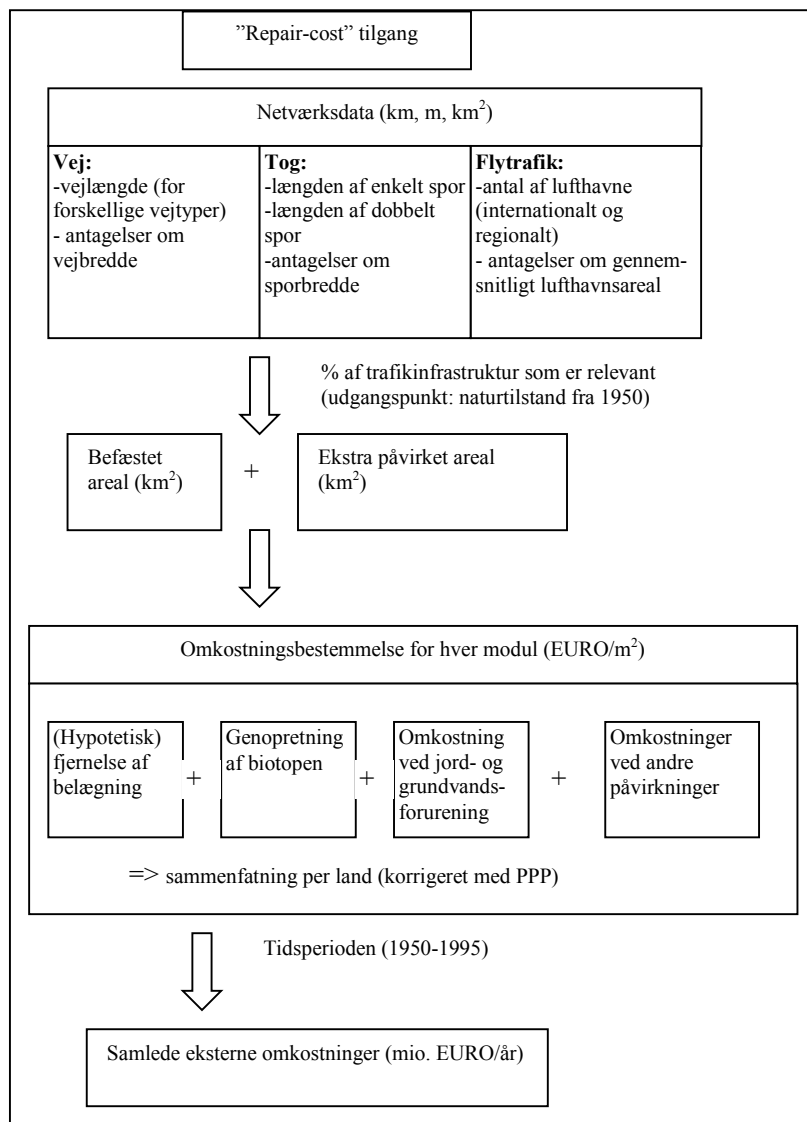
I Figur 3.5 beskrives metoden der anvendes til beregning af de samlede omkostninger ifølge "repair-cost"-tilgangen. Information om vejlængden i de enkelte europæiske lande tages fra en international statistikpublikation (IRF, 1996), mens der anvendes et gennemsnitligt mål for bredden af de forskellige vejtyper fra tyske og svejtsiske kilder.⁴² Længden af ekstra vejnet siden 1950 beregnes som 30% for landeveje og 100% for motorveje (selvom om en del af sidstnævnte vejtype allerede er bygget før 1950) på grund af vejenes alvorlige konsekvenser for natur og landskab. Infrastruktur i byerne medtages ikke, da det antages at udbygning siden 1950 ikke har haft store konsekvenser for naturen. Det har derimod primært medført pladsmangel (fx for cyklister) og barriereeffekter for fodgænger. Andre vej-relaterede faciliteter såsom rasteplasser, ned- og udkørsler er ikke taget med i beregninger af det befæstede areal. Derimod medtages der minimum 5 meter ekstra påvirket areal for hver meter vej.

Længden af jernbanestrækninger er baseret på oplysninger fra UIC (1996). Der antages en gennemsnitlig bredde på 6 m for enkelte spor og 13 m for to eller flere spor. Da der ikke er sket en substantiel udbygning af spornettet siden 1950 antages her at 10% af jernbanestrækningerne har en negativ påvirkning på natur og landskab (hvilket specielt refererer til højhastighedsstrækninger). Idet befæstningseffekten fra jernbanespor ikke er så drastisk som for asfalterede veje (vandet kan stadigvæk sive ned) antages her en befæstningsgrad på 50%. Som ekstra påvirket areal medtages igen 5 meter for hver meter jernbanestrækning.

⁴² Det antages at vejbredden fra Schweits bedst afspejler forholdene i de skandinaviske lande, mens gennemsnitlige vejbredder fra Tyskland tilnærmet passer til vejbredden i andre store lande.

Arealeffekten fra flytrafik beregnes baseret på et gennemsnitligt arealbehov for internationale og regionale lufthavne (eksempel: lufthavn i undersøgelsen er Zurich-Kloten). Arealbehovet for internationale lufthavne er 300 ha, mens det er 80 ha for regionale lufthavn. Det ekstra påvirkede areal per lufthavn beregnes med en radius på 50 m for internationale og 25 m for regionale lufthavne.

Figur 3.1: "Repair-cost approach"-metoden for prissætning af natur- og landskabseffekter fra transport



Kilde: INFRAS/IWW (2000)

Omkostninger for at (i hypotetisk forstand) tage belægning af vejnettet, jernbane strækninger og lufthavnsarealer, beregnes med en gennemsnitlig værdi af 26,74 Euro (193,74 kr.) per m² (i 1995 priser). Som omkostninger for en efterfølgende genopretning af biotopen tages en gennemsnitlig pris på 10,7 Euro (77,5 kr.) per m² (svarende til omkostninger anslået for genopretning af et ekstensivt anvendt landbrugsareal) baseret på oplysninger om genopretningsomkostninger for en række forskellige biotopyper fra en tysk publikation (IWW, 1998). Reparationsomkostninger forbundet med jordforurening anslås til 37,43 Euro (271,24 kr.) per m³ for transport og deponering af forurenede jord (rensomkostninger er ikke inkluderet). På grund af manglende data for grundvandsforurening vurderes rensomkostninger for

grundvandet her at være i samme størrelsesorden som jordforurening. Der anslås at jorden er forurennet ned til en dybde på 20 cm.

Andre skadelige påvirkninger, som fx barriereeffekter og visuelle effekter prissættes ikke direkte men medtages i form af en gennemsnitspris på 10,7 (77,5 kr.) Euro per m².

De samlede omkostninger opdeles på de forskellige køretøjskategorier ved anvendelsen af PBE tal, som er 1 for personbiler, 0,5 for motorcykler, 3 for busser, 1,5 for varebiler og 3 for lastbiler. Årlige omkostninger beregnes ved at dividere de samlede omkostninger med det samlede antal år siden 1950, dvs. 45 år. Nyere infrastruktur har formodentlig en mindre negativ indvirkning på miljøet, på grund af anvendelsen af miljøkonsekvensvurderinger og forbedret lovgivning på området. Derimod stiger den marginale værdi af naturen med tiden og det antages i rapporten at disse to effekter udligner hinanden.

Der beregnes gennemsnitlige og "marginale" omkostninger på langt sigt ved bygning af infrastruktur for forskellige køretøjstyper. Der opgøres ikke marginale omkostninger på langt sigt for nybygning af infrastruktur i byerne, idet det antages at denne udbygning primært vil betyde pladsmangel (som er medtaget i afsnit 3.6.2) og ikke har betydning for naturen. Gennemsnitlige og marginale omkostninger er sammenfattet i Tabel 41 og Tabel 42.

Tabel 41: Gennemsnitlige omkostninger for natur- og landskab ved forsyning med infrastruktur (1995 priser)

		Danmark	EUR 17
Gennemsnitlige omkostninger personkilometer (kr/1000 pkm)	Bil	20	18
	Motorcykel	15	14
	Bus	6	6
	Passager total	17	17
	Tog	6	3
	Luftfart	12	12
Gennemsnitlige omkostninger godstransport (kr/1000 tkm)	Varebiler	190	167
	Lastbiler	13	16
	Gods total	16	24
	Godstog	2	4
	Luftfart	65	62

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

Tabel 42: Marginale omkostninger for natur- og landskab ved forsyning med infrastruktur (1995 priser)

Transportmåde	Marginale omkostninger på langt sigt	
	Kr. per 1000 vkm	Kr. per 1000 pkm/tkm
Bil bykørsel	0	0
Bil mellembykørsel	25	13
Motorcykel	14	13
Bus bykørsel	0	0
Bus mellembykørsel	181	9
Varebil	50*	167
Lastbil 3.5 – 7.5 tons	91	64
Lastbil 32 – 40 tons	91	6
Inter-city tog	1167	6
High Speed tog	1167	4
Godstog (lange afstand)	1036	2
Flytransport (korte afstand)	1377	21
Flytransport (lange afstand)	1377	15
Flytransport gods	775	61
Skib	4290	4

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.).

* I INFRAS-undersøgelsen angives omkostninger som 76,7 Euro per 1000 vkm (556 kr.). Det må dog antages at være en trykfejl, da eksterne omkostninger fra arealanvendelsen ellers vil være substantielt højere for varebiler end for lastbiler og busser. Omkostningerne her er beregnet ved at multiplicere omkostninger per 1000 tkm med belastningsfaktoren for varebiler på 0,3 tons.

Det her anvendte "repair-cost approach" afspejler ikke nødvendigvis de virkelige samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med en ændring i arealanvendelsen (omkostninger forbundet med genopretning kan være mindre eller højere) og tager ikke hensyn til at en fuldstændig genopretning i mange tilfælde ikke vil være mulig. På den anden side er det heller ikke sikkert at en ren antropocentrisk tilgang, som undersøgelser af befolkningens betalingsvillighed er baseret på, fanger alle mulige tabte værdier forbundet med anvendelsen af arealet til bygning af transportinfrastruktur.

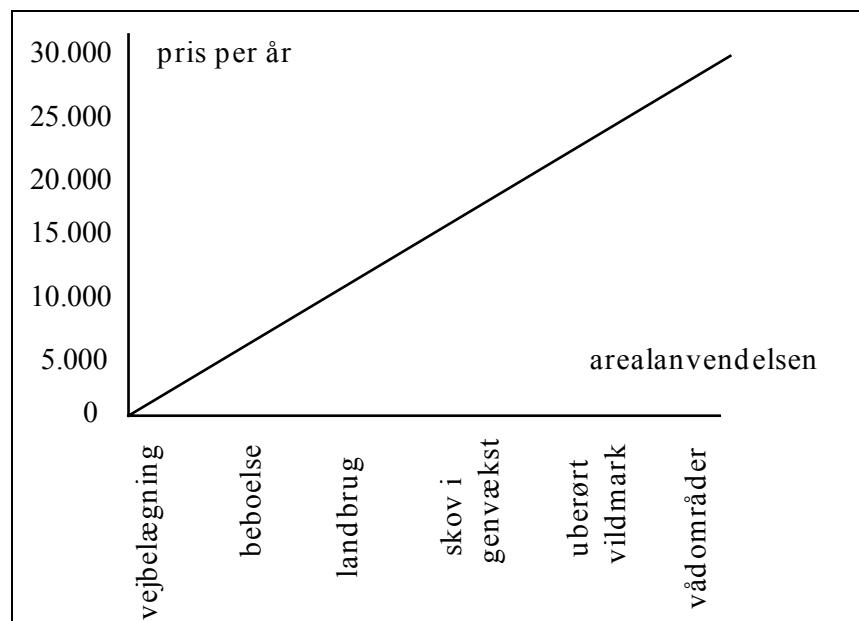
Kriterium	Information
Titel	External Costs of Transport: Chapter 2.6 Nature and landscape.
Kilde	INFRAS/IWW (2000).
År	2000, priser fra 1995.
Metode anvendt	Beregning af omkostninger forbundet med en (hypotetisk) genopretning af infrastrukturarealet (repair-cost approach).
Anvendelighed	Priserne per køretøjstype kan give et første indtryk af størrelsesorden af denne eksterne effekt i forhold til andre eksterne effekter. I enhver vurdering af et konkret infrastrukturprojekt er det dog vigtigt at tage hensyn til det specifikke berørte areal og i givet fald anvende andre end de her nævnte gennemsnitspriser for en hypotetisk genopretning.
Effekter inkluderet	Påvirkning af biodiversitet, jord- og grundvandsforurening, barriere- og visuelle effekter.
Kommentarer	Repair-cost approach afspejler ikke nødvendigvis de virkelige samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med en ændring i arealanvendelsen (omkostninger forbundet med genopretning kan være mindre eller højere) og tager ikke hensyn til at en fuldstændig genopretning i mange tilfælde ikke vil være mulig.

3.7.2 Bein (1997): Monetization of Environmental Impacts of Roads

I rapporten anvendes en forenklet metode til at opgøre eksterne miljøgevinster fra forskellige typer arealer. Der antages en gennemsnitlig miljøgevinst per ha for hver arealtype, som dermed ikke tager hensyn til de forskelle som normalt findes for hver landtype, fx forskellige former for vådområder og deres funktioner. I Bein (1997) bemærkes derfor også at tallene kun er egnet til policy analyse og overordnet planlægning. Enhver konkret projektvurdering bør tage udgangspunkt i de specifikke egenskaber af de berørte grønne arealer.

Metoden bygger på tre trin: Først rangordnes de forskellige former for arealanvendelse efter forventet størrelse af deres miljøgevinster (med vejbelægning i den nederste ende og vådområder i den øverste. Bagefter beregnes værdier for gevinster for begge endepunkter, og der konstrueres en lineær prisfunktion med udgangspunkt i begge værdier som vist i Figur 3.1.

Figur 3.1: Lineær prisfunktion for arealanvendelse



Kilde: Bein (1997)

Vådområder rangerer højest, fulgt af uberørt vildmark/grønne områder i byen, skov i genvækst, græsning/landbrugsarealer, beboelse/vejbuffer og vejbelægning. Miljøgevinster forbundet med vejbelægning antages at være nul og værdien for et vådområde beregnes ud fra en gennemgang af forskellig prissætningsstudier (Bein, 1997) til et gennemsnitligt beløb på C\$ 30.000 per ha. Beløbet inkluderer markedsværdien af forskellige funktioner af vådområdet, dvs. fiskeri, rekreation, bufferfunktion ved oversvømmelser, spildevandsrensning og grundvandsfornyelse, men ikke mulige eksistens- og optionsværdier. På grund af manglende detaljeret data antages et lige stort mellemrum mellem de forskellige typer af arealanvendelse. I Figur 3.2 er de årlige værdier sammenfattet for de forskellige ændringer i arealanvendelsen. Bein (1997) anbefaler at anvende halvdelen af værdien for arealer som bliver berørt indirekte gennem vejbyggeri og trafik, men hvor selve anvendelsesformen af arealet ikke ændres.

Figur 3.2: Årlige tab/gevinst fra ændringen i arealanvendelse (kr./ha/år)

Areal type	Våd-område	Uberørt vildmark/grønne områder i byen	Skov, genvækst	Græsning/landbrugsarealet	Beboelse/vejbuffer	Vejbelægning
Vådområde	0	-28.646	-57.293	-85.939	-114.586	-143.232
uberørt vildmark/grønne områder i byen	28.646	0	-28.646	-57.293	-85.939	-114.586
Skov, genvækst	57.293	28.646	0	-28.646	-57.293	-85.939
Græsnings/landbrugsarealer	85.939	57.293	28.646	0	-28.646	-57.293
Beboelse/vejbuffer	114.586	85.939	57.293	28.646	0	-28.646
Vejbelægning	143.232	114.586	85.939	57.293	28.646	0

Kilde: Bein (1997) omregnet til danske kr. (1 Can\$ = 4.77 kr. 1997).

Bein (1997) anfører at værdierne sandsynligvis er en undergrænse for mulige totale værdier idet disse ikke inkluderer ikkebrugsværdier, indirekte økonomiske gevinster og andre værdier. Overførslen af værdier beregnet for et (nationalt) område til et andet er dog forbundet med stor usikkerhed. Beregninger i Bein (1997) stammer hovedsagelig fra amerikanske studier og overførslen af værdier til canadiske forhold er allerede tvivlsom. En ukritisk anvendelse på danske forhold uden tilpasning kan derfor ikke anbefales, ligesom den arbitrære tildeling af værdier til arealanvendelsen (antagelsen af lige stort mellemrum) uden egentlig forsøg på at prissætte disse arealer, er for usikker til at danne grundlag for en vurdering af miljøeffekter i Danmark. Her må der i stedet anbefales at gennemføre en selvstændig litteraturgennemgang af europæiske og specielt nordiske prissætningsundersøgelser, alternativt overveje at gennemføre egenhændige danske prissætningsstudier.

Kriterium	Information
Titel	Monetization of Environmental Impacts of Roads.
Kilde	Bein (1997).
År	1997.
Metode anvendt	Værdien for vådområder taget fra forskellige CV og husprisundersøgelser.
Anvendelighed	Ikke direkte anvendelig for danske forhold.
Effekter inkluderet	Ændring i arealanvendelse.
Kommentarer	Der anbefales en litteraturgennemgang af norske og andre europæiske prissætningsstudier for at finde passende værdier til anvendelsen for det danske vejnet, eksisterende og fremtidige. Priserne fra litteraturgennemgangen kunne bruges til at få et indtryk af størrelsesordenen af denne eksterne effekt og ud fra det vurdere om selvstændige danske prissætningsundersøgelser er nødvendige.

3.7.3 Biodiversitet: Bein (1997): Monetization of Environmental Impacts of Roads

Klodens biodiversitet er truet gennem påvirkninger fra mange sider og en af den er effekter fra transporten. Selvom det klassiske 'road kill' måske er det første man kommer til at tænke på, udgør denne effekt kun en mindre del af skader på flora og fauna på grund af vejbyggeri og selve trafikken (Bein, 1997). Vejbyggeri bidrager til tabet af udbredelsesområder, splittelse og den generelle forstyrrelse af bevægelsesmønstret på de berørte arter.

I teorien eksisterer muligheder for at prissætte enkelte dele af biodiversiteten, såsom enkelte arter eller specifikke økosystemfunktioner. I praksis er det derimod mere end vanskeligt, dels på grund af en række etiske og økologiske spørgsmål som skal afklares og dels fordi det er nødvendigt at tage alle værdier, dvs. brugs- så vel som ikkebrugs-, options- og eksistensværdier med i en endelig monetær opgørelse. Problemet er endvidere at økosystemværdien ikke kun kan beregnes som summen af værdien af de arter den indeholder. Økosystemer bidrager også gennem synergistiske effekter og regulering af funktioner for klima og den kemiske sammensætning af atmosfæren, havet og jordens frugtbarhed.

Et af de få studier af prissætning af miljøpåvirkninger gennem transport som behandler emnet biodiversitet i denne sammenhæng er Bein (1997). Han præsenterer en række eksempler på priser på udvalgte arter og økosystemværdier taget fra den internationale litteratur, som dog må vurderes kun at have begrænset betydning for danske økosystemer og truede arter. Bein (1997) anbefaler også at anvende priser opgjort for en ændring i arealanvendelsen som et nedre skøn for den økonomiske værdi af biodiversiteten, givet at det er vanskeligt at bestemme værdien ud fra priser på enkelte dele. Her beregner han en gennemsnitsværdi på C\$ 10.000 per ha for årlige økonomiske gevinster fra et gennemsnitsudbredelsesområde.

Kriterium	Information
Titel	Monetization of Environmental Impacts of Roads.
Kilde	Bein (1997).
År	1997.
Metode anvendt	Baseret på flere CV-undersøgelser.
Anvendelighed	Ikke anvendelig for danske forhold.
Effekter inkluderet	Påvirkning af biodiversitet gennem transporten.

3.7.4 Sammenfatning af eksterne effekter fra ændring i arealanvendelsen

Usikkerheden i forbindelse med en prissætning af denne eksterne effekt er særlig stor. Omkostninger til samfundet forbundet med en ændring i arealanvendelsen vil variere meget afhængig af hvad for en type areal der bliver berørt af projektet. Priserne som præsenteres i INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen kan i første omgang kun bruges til at få en førstehånds-vurdering af størrelsesordenen af denne eksterne effekt. En evt. prissætning af ulemper forbundet med en fremtidig infrastrukturudbygning må ske på basis af en vurdering af det konkrete berørte areal.

Her kunne det være interessant at sammenligne priser fra en antropocentrisk tilgang (WTP-undersøgelser) som anvendt i Bein (1997) med en "bio-centrisk" tilgang valgt i INFRAS/IWW (2000) ved at beregne omkostninger forbundet med en genoprettelse af naturen. De samlede omkostninger forbundet med en genopretning af vejarealet til ekstensivt anvendt landbrugsareal udgør ca. 270 kr. per m² (193,74 kr. for at tage belægningen af plus 77,5 kr. for genopretning til ekstensivt anvendt landbrugsareal.) Under antagelse af en uendelig tidshorisont og en samfunds-økonomisk tidspræferencerate på 3% er det lig med 8,1 kr. per m² per år. I Bein (1997) beregnes et årlig tab på 57.293 kr. per ha, hvilket svarer til 5,7 kr. per m² per år og dermed kun ca. 70% af omkostningerne til genopretningen.

For eksempelberegningerne beskrevet i kapitel 4 anvendes i denne rapport de marginale omkostninger fra INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen, omregnet til 2000 priser som vist i Tabel 44.

Tabel 43: Marginale omkostninger på langt sigt fra en ændring i arealanvendelsen

Kr./km (2000 priser)	INFRAS
Bil mellembyskørsel	0,03
Motorcykel	0,02
Bus mellembyskørsel	0,20
Varebil	0,06
Lastbil 3.5 – 7.5 tons	0,10
Lastbil 32 – 40 tons	0,10

Kilde: INFRAS/IWW (2000) omregnet til danske kr. (100 Euro 1995=724,6 kr.) og 2000 priser.

3.8 Sammenfatning af forskningsbehov/forslag til studier

Prissætningsforsøgene præsenteret i dette kapitel (sammen med beregningerne i det efterfølgende afsnit) kan tegne et første billede af omfanget af transportens eksterne effekter for Danmark. Rapporten er dog udelukkende baseret på litteraturstudier af de nævnte kilder og detaljeringsgraden af beskrivelserne i de enkelte dokumenter varierer meget. I de fleste tilfælde har det derfor været umuligt at komme med en egentlig anbefaling af at anvende nogle enhedspriser frem for andre. At nogle enhedspriser vurderes bedre egnede på grund af deres metodiske grundlag eller de tilgrundliggende

datakilder end andre, er ikke udtryk for en antagelse om at disse priser svarer til de korrekte værdier af den pågældende eksterne effekt. En konkret anvendelse af tallene i fx road-pricingsammenhænge eller til bestemmelse af afgiftshøjden kræver derfor en mere detaljeret gennemgang af de forskellige anvendte datakilder, end det har været muligt i dette studie.

En sammenligning af enhedspriser per køretøjstype og de foreløbige resultater fra eksempelberegningerne med fx resultaterne fra INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen kan dog bruges til at fremhæve evt. fremtidige forskningsbehov, med hensyn til at opnå mere pålidelige priser for de forskellige effekter. Øverst på listen bør stå en opdatering af opgørelsen af luftforureningseffekterne for Danmark, med udgangspunkt i metoderne anvendt i COWI (1999). Her er det specielt prisen for CO₂-udledning som får en stor betydning for det endelige resultat.

Som omtalt før er det, for en global effekt som klimaforandring, specielt svært at beregne pålidelige skadeomkostninger per tons CO₂. Det er stadigvæk uklart hvor sensitivt vores klimasystem er over for drivhusgaskoncentrationer. Ligeledes eksisterer der kun mangelfuld viden om den regionale fordeling af klimaforandringerne. Tilpasningskapaciteten i de enkelte regioner og betydningen af socio-økonomiske forhold for tilpasningsevnen er ikke tilstrækkeligt undersøgt, hvilket betyder at opgørelsen af skaderne er ufuldstændige og behæftet med stor usikkerhed. Nogle skadetyper som fx påvirkning af økosystemer, biodiversitet og katastrofer er specielt svære at prissætte. Der må dog vurderes at opgørelsen af skadeeffekten gennem modelkørsler foretaget i den nyere ExternE studie (se Holland et al., 1999) som også anvendes i Ministerierne (2001) bedre afspejler den sidste forskningsviden på området end de ældre skadeomkostninger som anvendes i COWI (1999). For en konsistent vurdering af skadeeffekten af CO₂-udledning vil det derfor være ønskeligt at opdatere Trafikministeriets beregninger ved at anvende den foreslåede pris på 260 kr./ton CO₂ som centralt skøn.

Givet den store usikkerhed angående de fremtidige skadeomkostninger fra CO₂-udledning kunne det også være relevant at foretage en opdatering af beregninger af omkostninger forbundet med at reducere drivhusgasemissioner i Danmark. Et første bud på disse skyggepriser findes fx i en midtvejsrapport fra Energistyrelsen (Energistyrelsen, 2001) og ældre beregninger i Fenhann et al. (1997).

Den anvendte pris for et statistisk liv har stor betydning for størrelsen af de eksterne omkostninger fra luftforurening og uheld. Som omtalt i afsnit 2.3 mangler der specielt studier der undersøger betalingsviljen for risikoreduktion fra luftforurening, som evt. kunne erstatte de nuværende "substitut"-metoder som fx VOLY-metoden og en alderstilpasset VSL-værdi. Generelt vil det være ønskeligt at nå frem til en fælles vurderingsmetode af et statistisk liv i alle danske ministerier for at få en mere homogen basis for prissætning af eksterne effekter, men også til sammenligning af samfundsøkonomiske analyser i forskellige sektorer.

Miljøstyrelsen har igangsæt en husprisundersøgelse med hensyn til at afdække betalingsviljen for støjreduktion i hovedstadsområdet. Første resultater forventes i løbet af 2002. Det vil være oplagt at sammenligne resultater herfra med den ældre undersøgelse anvendt for at beregne støjbelastningstal i Vejdirektoratet (Hjorth-Andersen, 1977) og evt. lave en opdatering af prisen per SBT-enhed og de derfra resulterende enhedspriser for støj for Danmark.

Gennemsnitlige trængselsomkostninger udgør kun ca. 5,5% af de samlede eksterne omkostninger; dog stiger trængselsomkostninger betydeligt, når trafikforholdet i myldretiden forværres (se følsomhedsberegninger i næste afsnit). Metoden som hidtil er blevet anvendt i Danmark (se Trafikministeriet, 1997) er ikke baseret på en opgørelse af tidstabet og ekstra driftsomkostninger forbundet med trængsel. Beregningerne af de marginale trængselsomkostninger foretaget i INFRAS/IWW (2000) er baseret på speed-flow-sammenhænge kalibreret til tyske forhold. På grund af forskellen i hastighedsbegrænsningerne, selve bygningen af motorveje (antal spor, afstand mellem til- og frakørsler) kan der måske forventes afvigelser fra danske forhold. En nøjere undersøgelse af disse speed-flow funktioner kan derfor anbefales, evt. tilpasning eller nydefinition for at lave en selvstændig udregning af trængselsomkostninger for Danmark.

Barriereeffekter fra transporten i byområder sammen med omkostningerne i forbindelse med en ændring i arealanvendelsen ved udbygning af vejnettet er ikke særlig godt belyst i litteraturen. Begge effekter udgør en relativt lille del af de samlede omkostninger som vist i kapitlet, med henholdsvis 2,9% og 2,3%. I kroner og ører kan begge type omkostninger dog repræsentere betydelige summer om året (988 og 774 millioner kroner ifølge eksempelberegninger i kapitel 4). Derfor kan det samfundsøkonomisk svare sig at lave en selvstændig undersøgelse af barriereeffekten i byområder for Danmark, ved fx at måle antal krydsninger om dagen ved forskellige vejtyper og det potentielle tidstab afhængig af trafikstrømmen. Det må også forventes at det samlede antal cyklister er højere i danske byer end en europæisk gennemsnit. Det kunne tyde på at den langsgående barriereeffekt for cyklister har større betydning i Danmark. Endvidere kunne det være interessant at undersøge hvilken indflydelse det stigende trafikomfang de sidste år har haft for børns cykelvaner, specielt for kørsel til skole og fritidsaktiviteter, som i stigende omfang bliver foretaget af forældrene i bilen.

Udbygning af vejnettet kan have betydelige konsekvenser for naturen, men disse vil være afhængig af den konkrete arealanvendelse i udgangssituationen. For at konsekvenserne så vidt muligt bliver indraget i samfundsøkonomiske analyser af bygningsprojekter kunne det derfor være ønskeligt at undersøge om det er muligt at opstille en vejledende "prisliste" for omdannelsen af forskellige arealtyper til vejarealer. En litteraturgennemgang af europæiske prissætningstudier kunne give et første bud for størrelsesorden af betalingsviljen for at opretholde visse naturarealer. Herfra kan man så vurdere om det evt. er nødvendigt at lave selvstændige WTP-undersøgelser i Danmark.

4 Eksterne omkostninger fra trafikarbejde i Danmark i år 2000

4.1 Datamateriale

Beregningerne i dette kapitel er baseret på data for trafikarbejdet i Danmark i år 2000, med opdeling på køretøjstyper som vist i Tabel 44. Der beregnes kun eksterne omkostninger for vejtrafik. Det årlige trafikarbejde for 2000 er opdelt på de forskellige køretøjskategorier (personbiler, varebiler, lastbiler, busser og motorcykler), samt en inddeling i drivmiddel (person- og varebiler), tonnage (lastbiler) og by og turistbusser. Som Tabel 45 viser er denne opdeling dog i de fleste tilfælde for detaljeret i forhold til det niveau enhedspriserne er tilgængelige. Ofte anvendes derfor kun summen af trafikarbejdet for de forskellige køretøjsarter. De samlede kørte transportmiddelkilometer er endvidere opdelt på de tre vejarter "by", "land" og "motorvej". For motorvejskørsel skelnes igen mellem by- og landkørsel.

Tabel 44: Trafikarbejde (vejtrafik), Danmark år 2000

Kategori		Samlet	By	Land	Motorvej	Motorvej by	Motorvej land
million km							
Personbiler	Benzin	34235	11982	15748	6505	1301	5204
	Diesel	4152	1453	1910	789	158	631
	Sum	38387	13435	17658	7293	1459	5835
Varebiler	Benzin	1056	369	528	158	32	127
	Diesel	4287	1500	2143	643	129	514
	Sum	5342	1870	2671	801	160	641
Lastbiler	3,5-7,5	108	34	51	23	5	18
	7,5-16	242	78	114	51	10	41
	16-32	649	123	292	234	47	187
	>32	602	114	271	217	43	173
	Sum	1601	350	728	524	105	419
Bybusser		260	132	106	21	4	17
Turistbusser		248	79	117	52	10	42
	Sum	508	212	223	73	15	58
Motorcykler		468	220	182	65	13	52

Kilde: på basis af Vejdirektoratets oplysninger. Opdeling af motorvejskørsel over by og land er foretaget under antagelse af at 20% af motorvejskørselen foregår i byområder og 80% i landområder (Bo Ekman, Vejdirektoratet, personlig kommunikation).

På baggrund af ovennævnte data for trafikken konstrueres et basisscenarium. De anvendte priser for beregninger i basisscenariet (vist i Tabel 45) samt for følsomhedsanalyser i næste afsnit er valgt ud fra diskussionen i kapitel 3. For basisberegningerne stammer priserne for luftforurening fx fra COWI (1999) (for motorcykler dog fra INFRAS/IWW (2000)). Støjomkostningerne er taget fra Trafikministeriet (1997) (højt skøn) plus INFRAS/IWW (2000) for motorcykler, mens enhedspriser for uheld stammer fra INFRAS/IWW (2000). Trængselsomkostningerne er ligeledes taget fra INFRAS-undersøgelsen, mens barriereeffekten blev beregnet ved anvendelsen af Trafikministeriets tal (Trafikministeriet, 1997), igen suppleret med

enhedspriser for motorcykler fra INFRAS-studiet. Omkostningerne forbundet med en ændring i arealanvendelsen er taget fra INFRAS/IWW (2000).

Igen er det vigtigt at henvise til at anvendelsen af disse priser i eksempelberegningerne i dette kapitel ikke er udtryk for at priserne svarer til de korrekte værdier af den pågældende eksterne effekt. Resultaterne af beregningerne kan anvendes til at få en første indtryk af størrelsesordenen af de forskellige eksterne effekter fra transporten, som så evt. kan anvendes som information til en prioritering af den fremtidige forskning på området. Ligeledes er følsomhedsberegningerne kun baseret på rækkevidden af enhedspriserne der blev fundet i den omtalte litteratur i rapporten. Rækkevidden af disse priser afspejler dermed heller ikke den virkelige usikkerhed forbundet med beregningen af de eksterne omkostninger fra transporten. En konkret anvendelse af tallene i fx road-pricing-sammenhænge eller til bestemmelse af afgiftshøjden kræver en mere detaljeret gennemgang af de forskellige anvendte datakilder, end det har været muligt i dette studie.

Tabel 45: Priser anvendt i basisscenariet

2000 priser (kr./km)	Luftforurening		Støj		Uheld			Trængsel	Barriereeffekt	Arealanvendelsen
	By	Land	By	Land	By	Land	Motor-vej			
Personbil (gns.)			0,08	0,01	0,33	0,56	0,14	0,03	0,04	0,03
Personbil (u.kat.)	0,22	0,27								
Personbil (m.kat.)	0,04	0,05								
Personbil (diesel)	0,14	0,08								
Motorcykel	0,22	0,22	0,48	0,01	2,06	2,41	0,64	0,01	0,014	0,02
Bus (diesel)	2,34	1,04	0,51	0,08	0,24	0,49	0,16	0,54	0,25	0,20
Varebil (benzin)	0,16	0,22								
Varebil (diesel)	0,35	0,19								
Varebil (gns.)			0,14	0,02	0,22	0,27	0,09	0,06	0,07	0,06
Lastbil (diesel)	1,47	0,86	0,66	0,11	0,29	0,36	0,07	0,12	0,33	0,10

Kilde: Luftforurening (COWI, 1999 plus INFRAS/IWW for motorcykler); Støj (Trafikministeriet, 1997, højt skøn plus INFRAS/IWW for motorcykler); Uheld (INFRAS); Trængsel (INFRAS/IWW); Barriereeffekter (50% af støj fra Trafikministeriet 1997, plus motorcykler fra INFRAS/IWW); Arealanvendelsen (INFRAS/IWW).

4.2 Resultater fra basisscenariet

Resultaterne fra beregningerne ved anvendelsen af enhedspriserne vist i Tabel 45 kan ses i tabel 49. Eksterne omkostninger fra trafikulykker udgør den største del med ca. 53%, fulgt af omkostningerne fra luftforurening som repræsenterer ca. 28% af de samlede eksterne omkostninger fra trafikken. De samlede eksterne omkostninger fra trafikken i Danmark er 33,5 milliarder kroner i år 2000. Omkostninger beregnet her er dermed mere end 40% mindre end beregningerne i INFRAS/IWW (2000). Årsagen til afvigelserne findes specielt i luftforureningsomkostningerne som er næsten fire gange større i INFRAS undersøgelsen (inkl. effekterne fra CO₂-udledning). Eksterne omkostninger fra trafikulykker er derimod ca. 35% højere i beregningerne i denne rapport, mens støj- og trængselsomkostninger er næsten de samme.

Tabel 46: Omkostninger fra transportens eksterne effekter fordelt på vejtyper, år 2000

Mio. kroner Eksterne effekter	% af samlede omkostninger	Samlet	By	Land	Motorvej	Motorvej by	Motorvej land
Luftforurening	27,88%	9345	3394	4081	1870	431	1439
Støj	7,74%	2594	1851	376	366	230	137
Uheld	53,59%	17961	5452	11356	1153		
Trængsel	5,52%	1851					
Barriereeffekt	2,95%	988	876			112	
Arealanvendelse	2,31%	774		774			304
SUM		33512	11573	16588	3389	773	1879

Kilde: Egne beregninger på basis af enhedspriser listet i Tabel 45.

Tabel 47: Omkostninger fra transportens eksterne effekter fordelt på køretøjsarter, år 2000

Mio. kroner	Luftforurening	Støj	Uheld	Trængsel	Barriereeffekt	Areal	Sum	Andel
Personbiler	5492	1542	15234	1056	629	502	24454	72,97%
Varebiler	1270	374	1223	329	147	150	3492	10,42%
Lastbiler	1660	426	399	190	151	74	2900	8,65%
Busser	821	138	171	274	57	45	1507	4,50%
Motorcykler	101	114	934	3	3	3	1158	3,46%
Sum	9345	2594	17961	1851	988	774	33512	

Kilde: Egne beregninger på basis af enhedspriser listet i Tabel 45.

4.3 Resultater fra følsomhedsanalyser

Resultaterne for følsomhedsanalyserne er sammenfattet i Tabel 48.

Følsomhedsberegningerne blev gennemført som beskrevet i de enkelte afsnit i kapitel 3. Der er vigtig at være opmærksom på at intervallet for tallene her og i det foregående afsnit kun afspejler forskellen i enhedspriserne fundet i de publikationer som er analyseret og omtalt i rapporten, dvs. primært resultater fra INFRAS/IWW (2000) og de nyeste tilgængelige danske beregninger af enhedspriser. De forskellige priser anvendt til eksempelberegningerne afspejler dermed ikke den egentlige usikkerhed knyttet til beregning af enhedspriser, som må forventes at være betydelig større. Udover det har det i de fleste tilfælde ikke været muligt at pege på konkrete forhold som kunne forklare forskellen i enhedspriserne mellem de danske studier og den europæiske undersøgelse, idet dette ville kræve en mere detaljeret gennemgang af de anvendte datakilder og prissætningsstudier, som ikke var muligt i rammerne af dette projekt.

Luftforurening

Størrelsen af de samlede eksterne omkostninger fra luftforureningen er for en stor del bestemt af de priser som medtages for CO₂-udledning, enten i form af forventede skadeomkostninger på globalt plan (40 kr./ton CO₂ i COWI (1999)) eller som reduktionsomkostninger for at opfylde emissionsmålsætningerne (beregnet til 940 kr./ton CO₂ i INFRAS/IWW (2000)). Ved at anvende de højere tal fra INFRAS/IWW (2000) (se afsnit 3.2.3), som for de fleste køretøjsarter er mere end dobbelt så høj som dem anvendt i COWI (1999), bliver de eksterne omkostninger for samfundet fra trafikens luftforurening mere end fordoblet og stiger fra 9,3 milliarder kroner til over 21 milliarder kroner. Årsagen til de højere priser i INFRAS-undersøgelsen er, som omtalt før, primært forskellen mellem priserne anvendt for CO₂-udledning. Set som andel af de samlede eksterne omkostninger udgør

luftforureningsomkostningerne nu 46% og fortrænger dermed uheldsomkostningerne fra førstepladsen.

Støj

Som det fremgår af afsnit 3.3.3 er der stor variation mellem de marginale omkostninger for støjbelastning beregnet i INFRAS/IWW (2000) og de der er præsenteret i Trafikministeriet (1997) baseret på Vejdirektorates enhedspriser for støj. Uden detaljeret gennemgang af datamateriale og priser anvendt i de to undersøgelser er det dog svært at bestemme årsagen til forskellene.

Anvendelsen af tallene for bykørsel fra INFRAS-undersøgelsen fører til en tredobling af de samlede støjomkostninger, hvilket, med ca. 20%, udgør næsten lige så meget som de samlede luftforureningsomkostninger i basisscenariet. Følges derimod Trafikministeriets argumentation om at støjbelastningstallene beregnet af Vejdirektoratet er for høje i forhold til en række udenlandske undersøgelser, og anvendes de lave skøn fra Trafikministeriet (1997), reduceres støjomkostningerne med næsten 60%. WTP-tallene anvendt i den danske beregning bygger på en ældre husprisundersøgelse fra 1977. Her kunne det derfor være interessant at sammenligne resultaterne fra den nye husprisundersøgelse gennemført i Miljøstyrelsens regi med støjbelastningstallene beregnet af Vejdirektoratet og priserne anvendt i INFRAS-studiet.

Uheld

Uheldsomkostningerne fra trafikken er i forvejen den største post i den samlede opgørelse af omkostninger til samfundet. Ved at anvende tallene fra Trafikministeriet (1997) som et bud på et højt skøn stiger uheldsomkostningerne med 30% til ca. 60% af de samlede omkostninger. Som omtalt før er det ikke muligt at forklare forskellen i enhedspriserne uden at lave en detaljeret gennemgang af de databaser der er anvendt i beregningerne. Dog kunne man evt. formode at Trafikministeriets tal overvurderer omkostningerne forbundet med trafikuheld idet der ikke trækkes forsikringsbetalinger til ofre og efterkommere fra.

Trængsel

Beregningen af de eksterne trængselsomkostninger i basisscenariet er baseret på de gennemsnitlige omkostninger fra INFRAS/IWW (2000) for Danmark. Disse tal indeholder også den del af den samlede trafikarbejde som slet ikke bliver berørt af trængsel, og som ifølge INFRAS/IWW (2000) udgør ca. 70% af alt trafikarbejde per døgn.⁴³ For at vise forskellen i de samlede eksterne trængselsomkostninger i forskellige myldretidssituationer er der lavet følsomhedsberegninger ved at anvende de marginale priser fra INFRAS/IWW (2000) under antagelsen at 30% af det samlede trafikarbejde i byområder (veje og motorveje) foregår i form af (a) "glidende trafik" (svarende til 500-800 PBE/time) og (b) "trafikprop" (svarende til flere end 1000 PBE/time).

Resultater viser at de samlede omkostninger fra trængsel bliver reduceret til ca. 56%, hvis det antages at den daglige myldretid i byområder foregår under moderate forhold, dvs. glidende trafik. Omkostningerne stiger derimod dramatisk, hvis al myldretidstrafik (30% af trafikarbejdet i byerne) antages at foregår under så kompakte forhold at trafikken går næsten i stå ("trafikprop"-situationen). Her er de samlede omkostninger næsten 68 gange så høje som i

⁴³ Det antages at en gennemsnitlig myldretidstime indeholde ca. 10% af den daglige trafik og at der findes ca. 3 myldretidstimer per døgn i byområderne (INFRAS/IWW (2000))

basisscenariet og udgør dermed hele 80% af de samlede eksterne omkostninger fra transporten i år 2000.

Barriereeffekten

Barriereeffekten i basisscenariet udgør ca. 3% af de samlede eksterne omkostninger fra transporten. Hvis der anvendes 100% af støjomkostninger beregnet i Trafikministeriet (1997) som udtryk for en høj grænse for barriereomkostninger, fordobles omkostningerne og andelen af de samlede omkostninger som forventet. Tallene beregnet i INFRAS/IWW (2000)-undersøgelsen indgår som en nedre grænse i følsomhedsberegningerne. Tallene er baseret på modelberegninger for enkelte europæiske modelbyer og afspejler dermed ikke nødvendigvis barriereeffekterne i danske byer. Baseres beregningerne på de lave skøn i INFRAS/IWW (2000) reduceres omkostningerne med ca. 60% og den samlede andel af de eksterne effekter til ca. 1,2%.

Tabel 48: Resultater fra følsomhedsberegninger

Eksterne effekter	Samlede omkostninger (mio. kr.)	Ændring i forhold til basisscenariet mio. kr.)	Ændring i forhold til basisscenariet i %)	Andel af de samlede eksterne omkostninger (i %)	Andel i basisscenariet
Luftforurening: høje tal fra INFRAS	21268	11924	128%	46,8%	27,9%
Støj: tallene fra INFRAS for bykørsel	7972	5378	207%	20,5%	7,7%
Støj: lavt skøn for land og by fra Trafikministeriet (1997)	1111	-1483	-57%	3,5%	7,7%
Uheld: tallene fra Trafikministeriet (1997)	23545	5584	31%	60,2%	53,6%
Trængsel: marginale omkostninger INFRAS: glidende trafik	1045	-806	-44%	3,2%	5,5%
Trængsel: marginale omkostninger INFRAS: trafikprop	127591	125739	6792%	80,1%	5,5%
Barriereeffekten: 100% af støjomkostninger fra Trafikministeriet (1997) (højt skøn)	1972	984	100%	5,7%	2,9%
Barriereeffekten: INFRAS/IWW (2000)-tallene (lavt skøn)	423	-565	-57%	1,3%	2,9%

5 References:

- AEA Technology, U., Ed. (1999): *ExternE Externalities of Energy Vol 9: Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport & Waste*. European Commission, Directorate General XII - Science, Research and Development. Belgium.
- Bein, P. (1997): *Monetization of Environmental Impacts of Roads*. Ministry of Transportation and Highways British Columbia, Highway Planning and Policy Branch, Information Management Section, Victoria, British Columbia. <http://www.th.gov.bc.ca/bchighways/>.
- Bickel, P., S. Schmid, W. Krewitt and R. Friedrich (1997): *External Costs of Transport in ExternE*. Research funded in part by The European Commission in the framework of the Non Nuclear Energy Programme, <http://externe.jrc.es/trans.pdf>.
- Brouwer, R. and F. A. Spaninks (1999): *The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing*. *Environmental and Resource Economics* 14: 95-117.
- COWI (1999): *Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger: Luftforurening*. Endeligt udkast til Trafikministeriet, København.
- Desaigues, R. (1995): *Reference Values for Human Life: An Econometric Analysis of a Contingent Valuation in France*. In *Contingent Valuation, Transport Safety and the Value of Life*. N. Schwab Christ and N. Soguel. Kluwer Academic Publishers. Boston.
- ECMT (1998): *Efficient Transport for Europe, Policies for Internalisation of External Costs*. Paris.
- ECOPLAN (1991): *Soziale Kosten von Verkehrsunfaellen in der Schweiz*. GVF, Bern.
- Energistyrelsen (2001): *Omkostninger ved CO2-reduktion for udvalgte tiltag. Midtvejsrapport*, Energistyrelsen, København.
- European Commission, D. E. (2000): *A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste*. Final Appendix Report, European Commission, DG Environment, Brussels.
- EWS (1997): *Forschungsgesellschaft fuer Strassen- und Verkehrswesen: Kommentar zum Entwurf "Empfehlungen fuer Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Strassen"*. Aktualisierung der RAS-W'86, EWS, Koeln.
- Eyre, N. J., E. Ozdemiroglu, D. W. Pearce and P. Steele (1997): *Fuel and Location Effects on the Damage Costs of Transport Emissions*. *Journal of Transport Economics and Policy* 31(1): 5-23.
- Fenhann, J., P. E. Morthorst, L. Schleisner, F. Møller (1997): *Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudslip. Miljøprojekt, nr. 373, Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen, København*.
- FGSV (1997): *Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Strassen (EWS)*, Aktualisierung der RAS/W '86. Bonn.

- Finansministeriet (1999): Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. Finansministeriet. København.
- Freeman, A. M. I. (1994): The measurement of environmental and resource values. Theory and methods. Resources for the Future. Washington, D.C.
- Færdselsstyrelsen (2001): Partikelfiltre på tunge køretøjer - Rapport fra arbejdsgruppen til belysning af mulighederne for at fremme udbredelsen af partikelfiltre til lastbiler og busser i Danmark. Trafikministeriet, Færdselsstyrelsen, København.
- Hjorth-Andersen, C. (1977): En cost-benefit analyse af et vejstøjprojekt. Memo, nr. 49, Københavns Universitets Økonomiske Institut, København.
- Holland, M., J. Berry and D. Forster, Eds. (1999): ExternE Externalities of Energy Volume 7: Methodology 1998 Update. European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development. Brussels.
- INFRAS/IWW (2000): External Costs of Transport. Accident, Environmental and Congestion Costs in Western Europe. report, Zuerich/Karlsruhe.
- IRF (1996): World Road Statistics '96. Geneva.
- IWW, e. a. (1998): Entwicklungs eines Verfahrens zur Aufstellung umweltorientierter Fernverkehrskonzepte als Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung. Umweltbundesamt, Karlsruhe.
- Johannesson, M. and P. O. Johansson (1996): To Be or Not To Be, That Is the Question: An Empirical Study of the WTP for an Increased Life Expectancy at an Advanced Age. *Journal of Risk and Uncertainty* 13: 163-174.
- Jones-Lee, M., T. Carthy, S. Chilton, J. Covey, (1999): On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2 - The CV/SG "Chained" Approach. *Journal of Risk and Uncertainty* 17(3): 187-213.
- Kidholm, K. (1995): Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker. Center for Helsetjenesteforskning og Socialpolitik. Odense Universitet, Odense.
- Kveiborg, O. (2001): Transportens eksterne omkostninger. Et litteraturstudie af værdisætningsmetoder mhp. internalisering. Miljøprojekt, Nr. 619 2001, Miljøstyrelsen, København.
- Litman, T. (2001): Transportation Cost Analysis: Techniques, Estimates and Implications. Victoria Transport Policy Institute, Victoria.
- Maddison, D., D. W. Pearce, O. Johansson, E. Calthrop, (1996): The true costs of road transport. Earthscan Publications. London.
- Meyer, H., P. E. Morthorst, L. Schleisner, N. I. Meyer, (1994): Omkostningsopgørelse for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion. Projektrapport, Risø-R-770(DA), Forskningscenter Risø, Roskilde.
- Ministerierne (2001): Miljøpolitikens økonomiske fordele og omkostninger. Erhvervsministeriet, Finansministeriet, Miljø-og Energiministeriet, Skatteministeriet, Økonomiministeriet; udgivet af Finansministeriet, København.
- Møller, F. (1996): Værdisætning af miljøgoder. Jurist- og Økonomiforbundets Forlag. København.

- Navrud, S. (1997): A Contingent Valuation Study of Health Symptoms, Noise and Acidification Impacts on Fish Population from Air Pollution. Report to the National Pollution Control Agency Under the LEVE-project, Norway.
- Norinder, A., K. Hjalte and U. Persson (2001): Scope and scale insensitivities in a contingent valuation study of risk reductions. *Health Policy* 57: 141-153.
- Pearce, D. W., W. R. Cline, A. N. Achanta, S. Fankhauser, (1996): The Social Costs of Climate Change: Greenhouse Damage and the Benefits of Control. In *Climate Change 1995 Economic and Social Dimensions of Climate Change*. J. P. Bruce, H. Lee and E. F. Haites. Cambridge University Press. Cambridge.
- Pearce, D. W. and A. Howarth (2000): Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysis and Policy Responses. RIVM report, 481505020, RIVM, EFTEC, NTUA and IIASA in association with TME and TNO under contract with the Environment Directorate-General of the European Commission, Bilthoven.
- Pearce, D. W. and K. R. Turner (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheaf. Herfordshire.
- Persson, U., A. Norinder, K. Hjalte and K. Gralen (2001): The Value of a Statistical Life in Transport: Findings from a New Contingent Valuation Study in Sweden. *Journal of Risk and Uncertainty* 23(2): 121-134.
- Persson, U., A. Norinder and M. Svensson (1995): Valuing the Benefits of Reducing the Risk of Non-Fatal Road Injuries: The Swedish Experience. In *Contingent Valuation, Transport Safety and the Value of Life*. N. Schwab Christie and N. Soguel. Kluwer Academic Publishers. Boston.
- Rowe, R. D. (1995): The New York Electricity Externally Study. Volumes I and II. Haggler Bailley Consulting Inc. Oceana Publications Inc.
- Schleisner, L. and P. S. Nielsen, Eds. (1997): External Costs Related to Power Production Technologies - Extern E National Implementation for Denmark. Risø National Laboratory. Roskilde.
- Schwab Christie, N. and N. Soguel (1996): The Pain of Road Accident Victims and the Bereavement of their Relatives: A Contingent Valuation Experiment. *Journal of Risk and Uncertainty* 13: 277-291.
- Sælensminde, K. (1992): Miljøkostnader av vegtrafikk i byområder. Resultater fra tidligere studier. TØI rapport, 115/1992, Transportøkonomisk institutt, Oslo.
- Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren. Arbejdsrapport, 1, Trafikministeriet, København.
- TRENDS (1999): Development of a Database System for the Calculation of Indicators of Environmental Pressure Caused by Transport. Final report of phase 1 and interim results of phase 2, Thessaloniki.
- UIC (1996): International Union of Railways, Railway Statistics. Paris.
- Vejdirektorat (2000): Samfundsøkonomiske vurderingsmetoder i Transportsektoren. Arbejdsnotat, nr. 71, Vejdirektorat, Plan og trafikøkonomiafdeling, København.
- Vejdirektorat (1999): Trafikøkonomiske enhedspriser Prisniveau 1997. Rapport, nr. 186, Vejdirektorat, København.

Vejdirektoratet (1992): Trafikøkonomiske enhedspriser 1991. Vejdirektoratet, Økonomisk-Statistisk Afdeling, København.

WHO (1999a): Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Synthesis Report, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications. Bureau for Transport Studies, Bern.

WHO (1999b): Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Economic Evaluation. Technical Report on Economy, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications, Bureau for Transport Studies, Bern, Switzerland.

Bilag A ExternE Externalities of Energy

ExternE projektet (Externalities of Energy) startede allerede i 1991 som et samarbejde med USAs Department of Energy. Målet med projektet var at kvantificere de eksterne omkostninger og gevinster fra store elproducerende teknologier (også kaldet "fuel cycles") i Europa. Metodologien anvendt til at vurdere eksternaliteter baseres på en detaljeret bottom-up tilgang, den såkaldte "impact pathway" tilgang, som fx for luftforurening er magen til dosis-respons-metoden.⁴⁴

ExternE studiet omfattede alle former af byrder pålagt samfundet gennem energirelaterede aktiviteter. Udover de for transportområdet relevante påvirkninger for sundhed, landbrug, materialer og økosystemer, indeholder projektet således også ulykker på arbejdspladsen, støjindvirkning (fra energiproduktionen) og en række livscyklusrelaterede effekter såsom olieulykker til søs, ressourceudvinding og forflytning.

Efter den første publicering af en række resultater i 1995, fortsatte projektet med en fase to. En del af det videregående arbejde fokuserede på at forbedre vurderingsmetoderne fx for prissætning af mortalitet relateret til luftforurening eller klimaskader (Holland et al., 1999). Metodologien blev også specielt tilpasset og anvendt på transportområdet (Bickel et al., 1997 og AEA Technology, 1999). En sammenfatning af resultaterne fra fase to findes også i Schleisner & Nielsen (1997).

Sundhedseffekter

Opgørelsen af sundhedseffekterne af de klassiske forureningsfaktorer PM_{10} , SO_2 , NO_x , O_3 og CO i ExternE's fase to (Holland et al., 1999) er for størstedelen baseret på forskellige exposure-response-funktioner for akutte og kroniske effekter fra den første fase. For nogle emissioner blev informationerne opdateret med nyere oplysninger fra et stort europæisk studie "Air Pollution and Health: a European Approach (APHEA)".

For partikler anvendte den første ExternE-undersøgelse kun exposure-response (E-R) funktioner for PM_{10} . Nyere videnskabelige undersøgelser peger dog på at de relativt fine partikler ($PM_{2.5}$ og mindre) udgør en større risiko for sundheden og at der vil være større forskel mellem surhed og opløselighed af partikler afhængig af deres kilde. Derfor anbefales det i Holland et al. (1999) at anvende PM_{10} E-R funktioner for partikelemissioner fra kraftværker, mens $PM_{2.5}$ og Black Smoke (BS)⁴⁵ skal anvendes for emissioner fra transport. For den indirekte partikeldannelse (aerosoler fra SO_2 og NO_x) anbefales at anvende BS/ $PM_{2.5}$ for sulfater og PM_{10} fra nitrater.

Der anvendes dog ikke E-R-funktioner fra USA for $PM_{2.5}$ effekter selvom der ikke foreligger nogle europæiske undersøgelser for $PM_{2.5}$. I stedet multipliceres

⁴⁴ Se Holland et al. (1999) for en detaljeret beskrivelse af impact pathway-metoden.

⁴⁵ Black Smoke er i følge Holland et al. (1999) anvendt i mange europæiske undersøgelser om sundhedseffekter af partikler.

PM₁₀ E-R-funktionerne fra europæiske studier med en faktor 1,67 som er baseret på undersøgelser af forholdet mellem effekterne fra PM₁₀ og PM_{2.5} i USA.

Baseret på resultater fra ALPHEA-studiet kan der bekræftes en sammenhæng mellem udeluftens ozonindhold og akut mortalitet og sygehusindlæggelse i Europa. I ALPHEA-undersøgelsen blev der også fundet bevis for direkte sundhedseffekter fra SO₂ som gas, der ikke var medtaget i den tidligere ExternE-rapport. Effekter fra CO bør medtages for akutte hospitalsindlæggelser for hjertekarsygdomme, men for andre effekter inkl. mortalitet kun for følsomhedsanalyser på grund af manglende epidemiologiske beviser. Direkte NO₂ effekter bør kun tages med i eventuelle følsomhedsanalyser, fordi heller ikke ALPHEA-undersøgelsen kunne påvise en entydig kausal sammenhæng mellem direkte NO₂-påvirkning og sundhed.

En sammenligning af exposure-response-funktioner i USA og Europa peger på forskelle i effekterne for partikler og ozon. I de tilfælde hvor der anvendes E-R-funktioner fra USA for disse forureningsfaktorer foretages en skalering af funktionerne (nedad for partikler og opad for ozon).

ALPHEA-resultaterne peger ikke på eksistensen af tærskelværdier for sundhedseffekter på populationsniveau, selvom der selvfølgelig vil være forskellige tærskelværdier på individuelt niveau. Derfor anbefales en kvantificering af effekterne uden antagelse af tærskelværdier.

Prissætning af øget mortalitet

Baseret på en række europæiske prissætningsstudier der anvender såvel contingent valuation til analyse af lønforskelle og markedsudgifter til risikoreduktion, sammenfatter den nyere ExternE-publikation (Holland et al., 1999) eksisterende resultater for prisen for et statistisk liv til et interval mellem 0,8 – 8,3 millioner Euro (i 1995-priser), eller 5,8 – 60,1 million kroner (1995-priser). Dette store interval indsnævres ved at tage gennemsnittet af resultaterne fra hver metodekategori og ved at eliminere to studier med ekstremt høje resultater, til gennemsnitlige VSL-værdier på 18,8 – 26,1 million kroner (1995-priser). Som et centralt skøn vælges derfor 22,5 million kr. (1995-priser) eller 3,1 mio. Euro (1995-priser) til videre beregninger.⁴⁶

I det nye ExternE-studie anbefales det ikke at tilpasse VSL-værdier til alderen af mulige dødsfre, fordi de eksisterende beviser på området vurderes til ikke at vise et klart mønster for en variation i VSL med alderen. Derimod lægges specielt vægt på at beregne værdien af et statistisk livsår og derefter tilpasse VSL-værdier ifølge metoden beskrevet i afsnit 2.3.2. Argumentationen er, at størstedelen af de mennesker som dør på grund af forøget luftforurening alligevel kun ville haft en kort livsperiode tilbage (på grund af høj alder og sygdom). Selvom VSL-værdierne viser en langt mindre tilbagegang af betalingsviljen med alderen end den antaget i VOLY-metoden, er argumentationen i ExternE-undersøgelsen at den højere VSL-værdi indeholder en bestanddel som vedrører 'angsten for at dø'. "Given that death is inevitable, there is no way that policy makers can affect this part of the VSL. They can however, affect the life expectancy of the population, leading back to assessment based on life years lost."⁴⁷ Ud fra en velfærdsøkonomisk projektvurderingstilgang må der dog argumenteres for at hvis effekten af en

⁴⁶ Beregninger er de samme som i den tidligere ExternE publikation, blot er priserne tilpasset 1995-prisniveau.

⁴⁷ Schleisner and Nielsen (1997).

risikoreduktion indebærer at det berørte individ også føler mindre angst for at dø, så er denne angstreduktion en vigtig bestanddel af 'værdien' af hele effekten.

Tabel 0.1: VOLY beregnet med forskellige kalkulationsrenter og forskellige gennemsnitsalder (VSL anvendt er 3,14 MECU eller 22,8 MDKK (1995 priser) i 1995 kroner

Kalkulationsrente	VOLY (alder: 35)	VOLY (alder: 45)
0%	609.389	808.654
3%	1.022.411	1.220.951
10%	2.183.944	2.336.110

Kilde: Holland et al. (1999) omregnet til danske kroner (100 ECU 1995 = 724,6 kr. 1995).

I Tabel 0.1 er de forskellige VOLY-værdier sammenfattet. VOLY'en varierer med valget af kalkulationsrente og den gennemsnitlige alder der blev valgt som udgangspunkt. Beregningerne er baseret på et centralt skøn på 22,8 million kroner for VSL. På basis af VOLY-værdierne i Tabel 0.1 er det muligt at beregne tilpassede VSL for akutte og kroniske dødsfald afhængig af længden af perioden indtil effekten opstår. Gennemsnitsværdier for Years of Life Lost (YOLL) på grund af dødsfald på basis af akutte og kroniske effekter fra ExternE-undersøgelsen er sammenfattet i Tabel 0.2.

Tabel 0.2: Beregnede YOLL værdier for akutte og kroniske effekter fra luftforurening for forskellige kalkulationsrenter og baseret på centralt skøn på 3,1 MECU for VSL.

Type af effekt/kalkulationsrente	YOLL (eller revideret VSL)
Akutte effekter på mortalitet	
0%	532.581
3%	842.348
10%	1.695.564
Kroniske effekter på mortalitet	
0%	710.108
3%	611.055
10%	437.224
Centralt skøn for VSL	22.752.440

Kilde: Holland et al. (1999) omregnet til danske kroner (100 ECU 1995 = 724,6 kr. 1995).

Prissætning af øget sygelighed

Prissætning af øget sygelighed i den nyere ExternE-rapport er i stor udstrækning baseret på de samme studier som i den første publikation. Der blev dog inddraget nogle nye undersøgelser fra fx Navrud (1997) og Rowe (1995) og listen af mulige effekter omfatter flere typer end i den første publikation. Prissætning af disse effekter samt metoderne anvendt er sammenfattet i Tabel 0.3.

Tabel 0.3: Prissætning af sygelighed i ExternE-studiet (1995 kr.)

Type af sygelighed	Pris (kr.)	Prissætningsmetode og kommentarer
Akut sygelighed		
Dag med nedsat aktivitet (DNA)	543	CVM fra USA
Symptom dage og mindre DNA	54	CVM fra USA plus Navrud (1997)
Astma (hvæsen)	54	CVM fra USA, samme priser for børn og voksne
Skadestuebesøg	1.616	CVM fra USA
Åndedrætsrelaterede hospitalsophold	57.026	CVM fra USA
Hjerte-karrelaterede hospitalsophold	57.026	CVM fra USA
Akut astmaanfald	268	COI tilpasset forskellen mellem COI og WTP
Kronisk sygelighed		
Kronisk sygdom	8.695.200	CVM fra USA
Kronisk bronkitis for voksne	760.830	Rowe (1995)
Ikke-dræbende kræfttilfælde	3.260.700	Studie fra USA
Malignant Neoplasms	3.260.700	Prissat som ikke-dræbende kræfttilfælde
Kroniske astma tilfælde	760.830	Kronisk astma behandlet som nye tilfælde af kronisk bronkitis
Kronisk bronkitis, børn	1.630	Behandles som akut bronkitis
Hosteanfald, børn	1.630	Behandles som akut bronkitis

Kilde: Holland et al. (1999) omregnet til danske kroner (100 ECU 1995 = 724,6 kr. 1995).

Økosystem effekter

Den nye ExternE-publikation diskuterer en række forskellige exposure-response-funktioner for SO₂, NO_x, NH₃, O₃, syre og kvælstof men uden konkrete anbefalinger for prissætning af de endelige effekter.

Klimaskader/klimaforandring

I den første fase af ExternE (publikationer fra 1995), var skøn for globale klimaskader baseret på en sammenfatning af studier publiceret i IPCCs Second Assessment Report, Working Group III (Pearce et al., 1996). Denne sammenfatning viser en variationsbredde fra \$5 til \$125 per tons carbon emitteret (i 1995-priser). I den anden fase af projektet blev emnet undersøgt lidt nærmere ved at anvende to modeller: FUND, udviklet af Richard Tol fra Institute for Environmental Studies fra Vrije Universiteit Amsterdam, og the Open Framework, udviklet af Tom Downing og kolleger fra Environmental Change Unit, University of Oxford. Begge modeller beregner marginale skader fra udledning af drivhusgasser.

Marginale skader, omregnet til 1995 danske kr., af de forskellige drivhusgas emissioner, er sammenfattet i tabel 0.4.. Forfatterne til ExternE-rapporten understreger den høje usikkerhed knyttet til resultaterne. Størrelsesordenen af marginale skader er fx stærkt afhængig af valget af kalkulationsrente og hvordan retfærdighedsprincipper integreres.

Tabel 0.4: Marginale skader (1995 danske kr.) af forskellige drivhusgasser

Drivhusgas	Skade enhed	Marginale skader fra modeller			
		FUND		Open Framework	
		1%	3%	1%	3%
Kuldioxid, CO ₂	Kr./tC	1.232	507	1.159	536
	Kr./tCO ₂	333	138	319	145
Metan, CH ₄	Kr./tCH ₄	3.840	2.536	2.898	2.753
Lattergas, N ₂ O	Kr./tN ₂ O	123.182	46.374	188.396	79.706

Kilde: Holland et al. (1999) omregnet til danske kroner (100 ECU 1995 = 724,6 kr. 1995)

I modelkørslerne blev der anvendt to forskellige sociale tidspræferencerater: 3% som indeholder en bæredygtig vækst i forbrug og en acceptable ren tidspræferencerente, og 1% som kun baseres på antagelsen af en bæredygtig vækst i forbrug, på grund af argumenter som peger på at individuelle tidspræferencerater er irrelevant når det drejer sig om intergenerationelle skader.⁴⁸ Retfærdigheden er et vigtigt emne fordi mange skadesopgørelser er baseret på betalingsvillighed (WTP). WTP er dog afhængig af indkomsten og vil dermed være mindre i udviklingslande som også forventes at have flest skader. I ExternE-rapporten er det derfor valgt at anvende vægte når skaderne aggregeres globalt, vægte som tager hensyn til en aftagende marginal nytte af indkomsten.

Der er også en række usikkerheder tilknyttet selve opgørelsen af de monetære skadetal. Det er stadigvæk uklart hvor sensitivt vores klimasystem er over for drivhusgaskoncentrationer. Ligeledes eksisterer der kun mangelfuld viden om den regionale fordeling af klimaforandringer. Tilpasningskapaciteten i de enkelte regioner og betydningen af socio-økonomiske forhold for tilpasningsevnen er ikke tilstrækkelig undersøgt, hvilket betyder at opgørelsen af skaderne er ufuldstændig og behæftet med stor usikkerhed. Nogle skadetyper som fx påvirkning af økosystemer, biodiversitet og katastrofer er specielt svære at prissætte.

Tabel 0.5 viser de endelige anbefalede værdier per tons carbon og per tons CO₂. Der opgøres to forskellige spænd. Det som kaldes det illustrative begrænsede spænd er baseret på resultaterne præsenteret i tabel 0.4. Det konservative 95% konfidens-interval er baseret på følsomhedsanalyser og Monte-Carlo-analyse af resultaterne fra FUND-modellen. Her blev en kalkulationsrente på 5% brugt til at beregne den lavere ende. Dette interval må stadigvæk anses som konservativ, fordi ikke alle usikkerheder kan inkluderes på nuværende tidspunkt.

Tabel 0.5: Anbefalede priser for skader fra klimaforandringer fra ExternE

	Lav	Høj
Kr. (1995)/t C		
Konservativ 95% konfidens-interval	101	3.695
Illustrativt begrænsede spænd	478	1.232
Kr. (1995)/t CO₂		
Konservativ 95% konfidens-interval	28	1.007
Illustrativt begrænsede spænd	130	333

Kilde: Holland et al. (1999) omregnet til danske kroner (100 ECU 1995 = 724,6 kr. 1995)

⁴⁸ Se Holland et al. (1999) for en diskussion for og imod forskellige kalkulationsrenter.

Tabel 0.6: Sammenfatning af studiet

Kriterium	Information
Titel	Extern E: Externalities of Energy.
Kilde	Holland et al. (1999).
År	1999.
Metode anvendt	VOLY-metoden (baseret på CV-undersøgelse) for prissætning af et statistisk liv; contingent valuation og cost-of-illness metoden for sygdom; skadeomkostninger for CO ₂
Anvendelighed	Egnet til at indgå i prissætning af luftforurening fra transporten.
Effekter inkluderet	Øget dødelighed, øget sygdom, klimaskader.
Kommentarer	Meget omfattende europæisk studie som er baseret på et solidt datagrundlag.