

Transportens eksterne omkostninger

Et litteraturstudie af værdisætningsmetoder mhp.
internalisering

Ole Kveiborg
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

SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	5
PRAKTISKE VÆRDISÆTNINGER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	12
THE ANALYSED STUDIES	13
1 INDLEDNING	16
2 EKSTERNALITETER	18
2.1 TYPER AF EKSTERNALITETER	19
2.1.1 <i>Miljøkonsekvenser</i>	20
2.1.2 <i>Ulykker</i>	21
2.1.3 <i>Støj</i>	22
2.1.4 <i>Trængsel</i>	22
2.1.5 <i>Fysiske og sociale barrierer og effekter</i>	23
2.1.6 <i>Positive eksternaliteter</i>	23
3 VÆRDISÆTNING	25
3.1 ÅRSAGSKÆDER	25
3.1.1 <i>Emissionsfaktorer</i>	26
3.1.2 <i>Eksponeringsfaktorer</i>	26
3.1.3 <i>Dose-Response sammenhænge</i>	26
3.1.4 <i>Værdisætning</i>	27
3.2 VÆRDISÆTNINGSMETODER	27
4 INTERNALISERING	28
4.1 INTERNALISERING VHA. EKSISTERENDE SKATTE- OG AFGIFTSSYSTEMER	28
4.1.1 <i>Omkostningstyper</i>	29
4.1.2 <i>Dækning af eksterne omkostninger i Danmark</i>	29
4.2 OPTIMAL PIGOU BESKATNING	30
4.3 OMSÆTTELIGE FORURENINGSTILLADELSER	32
5 PRAKTISKE FORSØG PÅ INTERNALISERING	36
5.1.1 <i>Finsk analyse</i>	37
5.1.2 <i>Opgørelse af eksterne omkostninger i USA</i>	37
5.1.3 <i>Vurdering af luftforureningsomkostninger i Sverige</i>	38
5.1.4 <i>Danske opgørelser</i>	39
6 LITTERATUR	44

Bilag A

Bilag B

Sammenfatning og konklusioner

I dette litteraturstudie er nogle af elementerne omkring transportsektorens eksterne omkostninger blevet beskrevet. Gennemgangen kan bidrage til en bredere forståelse for, hvad det er for elementer, der, i forbindelse med en prisfastsættelse, er relevante og nødvendige at overveje, hvis en afgiftsstruktur skal afspejle transportsektorens faktiske omkostninger.

Gennemgangen indeholder dels en teoretisk gennemgang af, hvad de eksterne omkostninger fra transportsektoren er, dels en gennemgang af de metoder, der kan anvendes til at værdisætte effekter, som ikke omsættes på et marked. Der er desuden gennemgået en række danske og internationale praktiske forsøg på at værdisætte nogle af de eksterne effekter.

Gennem en årrække har mange økonomer, ikke-økonomer samt politikere talt om *Road Pricing* som det instrument, der har manglet i kampen mod de stigende negative konsekvenser fra transportsektoren (transportens eksterne omkostninger). Det fremføres fra mange sider, at transportsektoren skal betale dens fulde omkostninger - at transportens eksterne effekter skal internaliseres i prisfastsættelsen på transportområdet. Road pricing kan ses som et af de instrumenter, der kan anvendes til netop dette formål.

Der er en lang række problemer forbundet med dette reguleringsinstrument, ikke kun politiske eller den almindelige skepsis fra befolkningen overfor nye afgifter, men i mindst lige så høj grad i relation til en egentlig bestemmelse af afgifterne størrelse. For at kunne fastsætte den "korrekte afgift" og i praksis at internalisere de eksterne omkostninger, er det nødvendigt at værdisætte transportsektorens eksterne omkostninger.

Arbejdet med at opgøre de eksterne omkostninger fra transportsektoren er forbundet med mange usikkerheder. Usikkerhederne opstår gennem både afgrænsning af, hvilke eksternaliteter der fremkommer; hvad deres konsekvenser i givet fald er; hvor væsentlige de er i sammenligning med andre eksternaliteter; hvordan de spiller sammen med de andre eksternaliteter (ikke kun fra transportsektoren); hvordan de kan prisfastsættes; hvordan de herefter kan internaliseres i f.eks. en skatte- og afgiftsstruktur og mange andre kilder til usikkerhed.

Denne gennemgang har omfattet en beskrivelse af de typisk opgjorte eksternaliteter, *luftforurening, støj, trængsel og ulykker*. Selvom disse eksternaliteter næsten udelukkende er de eksternaliteter, der er forsøgt værdisat, er de ikke de eneste eksterne effekter fra transporten. Der peges i notatet bl.a. på barriereeffekter, arealanvendelse, æstetiske og visuelle effekter, påvirkning af biodiversitet etc. som negative eksterne påvirkninger fra transporten. Selvom disse eksternaliteter ikke prisfastsættes, indgår flere af dem ofte i verbale beskrivelser af trafikens konsekvenser. Det kan undre, at det, når der ofte er fokus på denne gruppe af eksternaliteter, alligevel ikke er forsøgt i mere udpræget grad at opgøre de økonomiske konsekvenser af dem. I de enkelte tilfælde, hvor det er forsøgt at beregne værdien af disse effekter, har resultaterne vist, at disse værdier er relativt små i sammenligning med de fire, ovenfor nævnte, eksterne effekter. At dette er tilfældet kan evt. skyldes en manglende fokusering på disse andre effekter, dels

metodik (der skal udvikles metoder til at opgøre disse effekter), dels manglende projekter med det formål at opgøre disse.

Et væsentligt element i arbejdet fremover er derfor også at fokusere på økonomiske opgørelser af f.eks. barriereeffekter, påvirkninger på biodiversitet, konsekvenser for arealanvendelse samt de æstetiske og visuelle effekter. Dette er væsentligt, idet summen meget vel kan have en væsentlig størrelse, også selvom de hver især måske ikke er store. Ved fokus på denne gruppe af eksternaliteter er det endnu mere væsentligt, klart at få differentieret mellem de geografiske placeringer af de berørte områder, da der må formodes at være stor forskel på betydningen i hvert enkelt geografisk område, men også en klar definition af, hvem der berøres af de negative effekter. Dette kan i lige så høj grad være mennesker der påvirkes direkte, som mennesker, der blot sætter stor pris på, at f.eks. naturen og dyrelivet berøres mindst muligt af trafikken.

Den gennemgåede litteratur med praktiske opgørelser af transportsektorens eksterne omkostninger har vist, at der allerede er foretaget mange og omfattende analyser – specielt på den internationale scene – af trafikken eksterne omkostninger. Dette arbejde har primært været fokuseret på at finde de samlede eksterne omkostninger, der kan relateres til trafikken (f.eks. Filliger et al, 1999 for partikel emissioner og Otterström, 1995 for flere luftemissionskomponenter). Der er derimod ikke fundet megen litteratur, der har fokuseret på praktiske opgørelser af de marginale eksterne omkostninger. Disse er i forhold til de teoretiske optimale internaliseringsinstrumenter (Pigou-skatter) de mest interessante. I den gennemgåede litteratur er der i dansk regi gennemført fire-fem forsøg på at omsætte de eksterne omkostninger til marginale eksterne omkostninger. Tre af undersøgelserne har været foretaget af Cowi og en enkelt af Det økonomiske råd (hertil kommer Vejdirektoratets opgørelse af *Tra-fikøkonomiske enhedspriser*).

Specielt er der i Cowi (1999) givet et bud på, hvordan indsatsen i fremtiden rent metodisk bør fokuseres, i forhold til opgørelser af specielt luftforureningens konsekvenser. Det fremtidige arbejde med praktiske forsøg på internalisering af eksterne omkostninger bør tage udgangspunkt i metoden beskevet heri (opgørelse af de marginale omkostninger gennem årsag-virkning kæder). En anden væsentlig kilde til metodeudvikling findes i det EU finansierede ExterneE projekt. Dette projekt står overfor at udgive en særlig analytisk metode med fokus på transportsektoren. Det har på nuværende tidspunkt ikke været muligt at skaffe denne analyse.

I T&E (1993b) er der set på, i hvilket omfang transportens eksterne omkostninger er betalt af transportsektoren via de eksisterende afgifter. På trods af et rimeligt forhold for mange lande mellem omkostninger og inddrevne afgifter, er de hidtil anvendte instrumenter utilstrækkelige i relation til en fair betaling, idet de bl.a. ikke relaterer sig til, hvem der faktisk forårsager eksternaliteterne (f.eks. forskelle på tid- og sted for transporterne). Det er ikke kun i relation til f.eks. barriereeffekter og visuelle effekter mv., at det er væsentligt at forholde sig til de rumlige og tidsmæssige fordelinger af påvirkningerne. Der er store forskelle på konsekvenserne afhængigt af, hvor og hvornår en transport gennemføres. Derfor er de eksterne omkostninger, en bestemt transport giver anledning til, også afhængig af disse dimensioner. Hvis der skal indføres et afgiftssystem, hvor den enkelte trafikant indrager alle omkostningerne ved transporten i sit valg, skal det være muligt at koble en afgift, og dermed en handling, til både tid og sted. Det er derfor også en vigtig opgave at få analyseret mulighederne for at etablere et alternativ til det nuværende skatte- og afgiftssystem på transportområdet, nemlig et system, der i højere grad retter sig mod en ”fair” prissætning. En del teoretisk arbejde er foretaget i denne retning på den internationale scene. Bl.a. har Verhoef et al. (1997) og Varian (1994) udviklet teorier på dette område. Det vil derfor være

gavnligt at få dannet et overblik over disse teorier, og vurderet mulighederne for at omsætte dem til et egentligt system, der via pris- og/eller afgiftsstrukturen internaliserer de eksterne omkostninger.

Der er mange problemer ved at kvantificere transportens eksterne omkostninger, hvilket kan illustreres gennem den i kapitel 2 opstillede årsagsskæde. Årsagsskæderne kan gennem beregningsledene *trafik-emission-eksponering- dosis-effekt-omkostninger* anvendes til at beregne de marginale eksterne omkostninger fra trafikens luftforurening. I hvert led af denne kæde er der mange elementer, hvori der kan opstå problemer omkring opgørelserne. Ikke bare ved de samlede omkostningsopgørelser, men også i koblingen fra et led til et andet, samt i forsøgene på at finde de marginale sammenhænge. Det må overlades til et senere dybdegående studie at få afdækket disse problemstillinger.

De økonomiske metoder, der oftest anvendes til at værdisætte omkostningerne af de eksterne omkostninger, kan sammenfattes i kategorierne *revealed preference*, *Stated preference* og *Ressourcetak*. I *Revealed preference* er det faktiske handlinger, der anvendes til at bestemme en pris eller omkostning – kategorien omfatter bl.a. hedonisk prissætning (f.eks. forskelle i huspriser) og rejseomkostningsmetoden. Den anden kategori er *Stated preference*, hvor der opstilles hypotetiske situationer for adspurgte individer, der derefter giver udtryk for deres valg i de givne hypotetiske situationer. Metoden omfatter den såkaldte *Contingent valuation* metode. Den sidste kategori – *Ressourcetak* – er en metode, der anvender observerbare ændringer i omkostninger mv. som konsekvens af en given påvirkning. Derudover anvendes også implicite værdisætningsmetoder, hvor f.eks. den politiske betalingsvillighed findes gennem forskellige beslutninger, der giver anledning til en ændret omkostning, der kan måles.

Praktiske værdisætninger

Det skal fremhæves, at selvom der i Danmark ikke har været foretaget omfattende arbejder med opgørelser af eksterne omkostninger, findes der alligevel flere eksempler, hvor disse er forsøgt kvantificeret i såkaldte enhedspriser. Det er dog ikke alle de gennemgåede studier, der har beregnet marginale eksterne omkostninger som kroner pr. køretøjskm.

I tabel 12 sammenlignes de beregnede ”marginale” enhedspriser fra de seks beskrevne undersøgelser, der har forsøgt at opgøre disse. Der findes givetvis flere undersøgelser, men det har ikke været muligt indenfor den afsatte tid at finde frem til disse.. Det er værd at fremhæve, at det kun i ganske få tilfælde er forsøgt at værdisætte effekter som f.eks. barrierer (se f.eks. Litman, 1999 og EF-forskningsprojektet *Getting the Prices Right*) og påvirkning af dyr i naturen. Desuden er der også i de effekter, der er forsøgt opgjort, elementer, som ikke er medtaget. F.eks. er omkostningerne i forbindelse med generelle gener fra støj sjældent inkluderet (dog oftere i de danske og europæiske beregninger end i de amerikanske).

De studier, der er gennemgået, men som ikke er medtaget i tabel 12, har ikke beregnet enhedsomkostninger i form af kr. pr. km., men har, som angivet i kapitel 5, i stedet fundet de totale eksterne omkostninger eller omkostningerne pr. emitteret kg. af det forurenende stof. Resultaterne fra disse studier er derfor i stedet angivet i bilag b.

I tabel 12 er priserne fastholdt på det niveau, som de er refereret i de oprindelige beskrivelser. Det er valgt ikke at omregne til faste priser, da usikkerhederne på opgørelserne i forvejen er meget store, og da der for flere af undersøgelserne

allerede er foretaget omfattende omregninger fra priser i andre lande. I stedet angives i den efterfølgende forklarende tabel de aktuelle prisniveauer.

Tabel 12 Oversigt over de ”marginale” enhedspriser fra en række af de undersøgelser, der er beskrevet i dette notat. Desuden er angivet en sammenfatning af elementerne af de enkelte undersøgelser. Priserne er ikke omregnet til et fast prisniveau.

Undersøgelse (se nedenfor) Kr/Km	Transport middel	Trængsel		Ulykker		Støj		Luftforurening		Total	
		Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj
Cowi (1994)	Bil	0	0	0,05	0,1	0,02	0,08	0 ^{a)}	0,1 ^{a)}	0,08	0,29
T&E (1993)	Bil	0,12	0,12	0,02	0,02	0,06	0,06	0,2	0,2	0,39	0,39
Litman (1999)	Bil	0,05	0,57	0,05	0,26	0,001 ^{b)}	0,01 ^{b)}	0,04	0,56	0,14 ^{c)}	1,40 ^{c)}
Cowi (1997)	Bil	0,19	0,19	0,05	0,15	0,02	0,03	0,03	0,04	0,29	0,41
Larsen (1996)	Bil									0,82	0,82
Vejdirektoratet (1999)	Bil							0,05	0,14		
Cowi (1999 ^{d)})	Bil							0,02	0,47		
Cowi (1994)	Lastbil	0,28	0,28	0,18	0,43	0,13	0,47	0,05 ^{a)}	1,13 ^{a)}	0,63	2,31
Litman (1999)	Lastbil	0,10	1,16	0,03	0,17			0,24	5,36	0,37 ^{c)}	6,69 ^{c)}
Larsen (1999)	Lastbil									3,74	3,74
Cowi (1997)	Lastbil	0,72	0,72	0,32	0,95	0,14	0,28	0,18	0,30	1,36	2,25
Vejdirektoratet (1999)	Lastbil							0,13	0,29		
Cowi (1999 ^{d)})	Lastbil							0,19	14,17		
Cowi (1994)	Varebil	0	0	0,13	0,31	0,05	0,18	0,01 ^{a)}	0,16 ^{a)}	0,19	0,64
Litman (1999)	Varebil	0,05	0,61	0,03	0,29			0,05	0,82	0,13 ^{c)}	1,73 ^{c)}
Larsen (1996)	Varebil									0,94	0,94
Cowi (1997)	Varebil	0,24	0,24	0,09	0,26	0,03	0,06	0,03	0,06	0,39	0,62
Cowi (1999 ^{d)})	Varebil							0,06	1,06		

a) Lavt og højt skøn er fundet som hhv. 50% under og 50% over gennemsnitsprisen.

b) Højt og lavt skøn er fundet ud fra prisen ved forskellige hastigheder. Undersøgelsen giver ikke selv et bud på høje og lave skøn eller skøn differentieret på transportmidler.

c) Fundet som sum af de fire elementer i tabellen. I analysen opgøres de samlede omkostninger som summen af både eksterne og interne omkostninger.

d) Analysen ser kun på luftforureningens eksterne omkostninger. Der differentieres i analysen på flere transportmidler end de angivne (se bilag b)

Undersøgelse	Land	Undersøgelsesår/ Prisniveau	Opgørelsesmetoder
T&E (1993)	EU	1990	Gennemsnit pba. Undgåelsesomkostninger
Cowi (1994)	DK	1991	Baseret på Trafikøkonomiske enhedspriser 1991. – Hedoniske priser samt gennemsnit
Larsen (1996)	DK	1995	Omregnet fra norsk undersøgelse. Hedoniske priser, Skadeomkostninger
Cowi (1997)	DK	1993	Omregnede Trafikøkonomiske enhedspriser 1991, Hedoniske priser, afværgeomkostninger og gennemsnit
Litman (1999)	USA	1997	Marginale priser, hedoniske priser, gennemsnit, kombinationer af disse
Cowi (1999)	DK	1997	Marginale priser

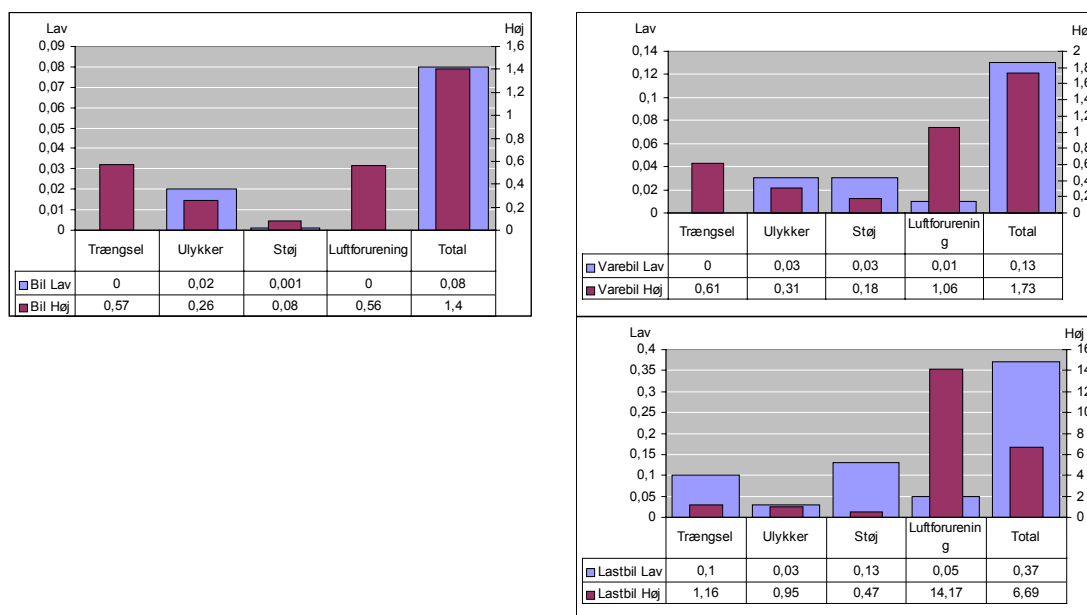
I de tre opgørelser fra Cowi (Cowi 1994, 1997 og 1999) findes udover de angivne transportmidler en finere opdeling på bl.a. katalysator- ikke katalysatorbiler samt opdeling på drivmiddel mv. Disse er ikke angivet i oversigtstabellen, men er indsat i bilag b.

Som det fremgår af tabellen, er der relativt store forskelle på de opgjorte priser fra de forskellige undersøgelser. En del af disse forskelle skal tilskrives de anvendte opgørelsesmetoder. Også forskelle grundet oprindelsesland spiller en væsentlig rolle. Det er i den sammenhæng relevant at påpege, at ingen af de internationale studier er forsøgt oversat til danske forhold udover omregningen til DKK.

I tabellen kan observeres en niveauforskel mellem den amerikanske opgørelse og de europæiske opgørelser. Specielt på luftforureningsområdet er priserne fra Litman (1999) for Nordamerika generelt større end de tilsvarende fra Europa. Dog skal det bemærkes, at niveauerne fra Cowi (1999) og Litman (1999) er af samme størrelsesorden for luftforurening.

Støjeffekter værdisættes væsentlig lavere i USA end i Europa. Dette skyldes den større befolkningstæthed i Europa samt den større opmærksomhed fra befolkningen omkring problemet i Europa, - f.eks. gener pga. en konstant baggrundsstøj, der ikke giver direkte skader, men bl.a. påvirker søvn og koncentrationsevne mv.

Det er væsentlig at bemærke, at opgørelsen af luftforureningens enhedspriser fra Cowi (1999) giver betydeligt højere værdier end de andre europæiske undersøgelser. Dette er specielt bemærkelsesværdigt, da metoden anvendt i Cowi (1999) må vurderes at være den teoretisk mest præcise og dækkende. Meget tyder derfor på, at der har været en tendens til at undervurdere skaderne fra luftforureningen. Tallene i Cowi (1999) underbygges af beregningerne i Litman (1999), men skal dog stadig tages med de forbehold, der også nævnes i Cowi (1999). Der er meget store usikkerheder omkring både metodevalg og opgørelser. Dette gælder alle de gennemgåede analyser og beregninger og fremgår af figur 4.



Figur 4 Illustration af det totale spænd mellem lave og høje enhedspriser for de enkelte grupper af eksternaliteter og de enkelte transportmidler. Værdierne er angivet på forskellige akser.

I figur 4 er resultaterne fra de viste undersøgelser samlet, så de totale spænd fra mindste lave skøn til største høje skøn er sammenstillet for de tre transportmidler. Disse forskelle er som det fremgår meget store, hvilket blot understreger de store usikkerheder, der opstår i forbindelse med både opgørelsen af de totale eksterne omkostninger og ikke mindst ved at beregne de marginale eksterne omkostninger.

En lille del af forskellene kan naturligvis forklares af de forskellige prisniveauer, der er anvendt i de forskellige beregninger. Det må dog formodes, at dette er af mindre betydning (da alle undersøgelserne refererer til beregninger, der ligger indenfor en 5-7 årig periode med relativ lav inflation) sammenlignet med de forskelle, der opstår pga. forskellige beregningsmetoder samt hvilke effekter, der er medtaget som konsekvenser i de enkelte grupper af eksternaliteter.

De store forskelle understreger den forsigtighed, hvormed tallene skal anvendes i konkrete situationer. Finansministeriet (1999) anbefaler, at de samme priser anvendes i så stort et omfang som muligt, for at muliggøre sammenligninger på tværs af forskellige konsekvensvurderinger, f.eks. cost-benefit analyser. Anbefalingen i nærværende rapport er dog, at det bør vurderes i hver enkelt situation, hvilke priser, eller hvilke metoder, der er mest relevante at bruge. Det må videre anbefales ikke at overse værdien af de konsekvenser, der ikke traditionelt er værdisat, da disse effekter i nogle sammenhænge er lige så væsentlige som de traditionelt værdisatte eksternaliteter.

Summary and conclusions

This project has been conducted as a literature survey describing different elements concerning the external costs of transport. The survey can contribute to a wider understanding of which elements are interesting and necessary in relation to internalisation of external costs when, for example, the pricing structure should reflect the total social costs of transport.

The survey includes a theoretical description of external costs of transport, how they can be measured and priced even though external effects or “products” are not traded in an actual market. Finally the survey has described several Danish and international projects on pricing of external costs of transport.

There are many uncertainties in the measuring of external effects. The uncertainties are both methodological and practical. They stem from many different areas: the determination of which effects that result from the transport sector, and which of these that are to be included; what are the consequences of these effects; are they important alone, and/or in connection with other effects (also from other sectors); how can they be measured; how can they be priced; how can they be internalised in for example a tax system.

An illustration of the many difficulties of quantifying the external costs of transport is given through an example of a causal chain used to calculate the effects of air pollution. The six elements in this chain are: *traffic-emission-exposure-dose-impact-costs*. In each link of this chain there are several causes of uncertainties and problems. Not only difficulties concerning the measurement in each of the elements but also in the linkage from one element to another. So far it has not been possible to go into detail with all these difficulties. It is left for future studies to investigate these issues further.

The survey has described the most commonly described and priced external effects: These are *environmental air pollution effects, noise, congestion and accidents*. In existing literature these effect are considered the most important ones, but they are certainly not the only external effects from transport, that should be taken into account. In the report it is suggested that barrier effects, land-use, aesthetic and visual effects, the impacts on the diversity of species etc., aggregated could be very important effects. In many studies these effects are described verbally, and they are often mentioned as important external effects, even though they are not actually measured. In this sense it is striking that so little effort has been put into evaluating and measuring the monetary consequences of these effects. In the few studies where they have been priced, it is found that the effects are small compared to the primary effects mentioned above. This could be due to the lack of attention to these effects, especially in research developing methods for measuring external effects, and also in projects aiming at measuring these effects. There is an evident need for development of new methods for measurements of these, so far, secondary external effects.

It is recommended that the focus in future research is directed towards external effects like land-use, aesthetic and visual effects, the impacts on diversity of species etc. as the aggregate impact from these effects very well can be of a considerable size. When looking at these external effects (and on the primary effects) it is even more important to differentiate at the geographical level. The impacts on every single geographical area are very different. It is therefore very

important to have a clear definition and understanding of who is affected by the external effects from transport. In some cases it is not only the people who are directly influenced that are important. The knowledge of a negative impact on nature can have a very high value to people not directly affected, namely the people who highly value minimising the effects on nature and species.

In existing literature there are many project aiming at practical pricing of different external effects. The literature survey has shown many, especially international studies, suggesting prices of different external effects. Most of these studies have been aimed at measuring the total external costs. Very few studies have tried to measure the marginal external costs, which are of primary interest in relation to putting forward an optimal theoretical pricing scheme. The literature survey covers four/five Danish attempts to measure the marginal external effects. Cowiconsult has conducted three of these attempts, one is made by the Economic Council (and the last is made by the Road Directorate in *Unit prices in Transport Economics*).

The analysed studies

In the table below a comparison of six different surveyed studies suggesting marginal prices of the external effect is made. There is obviously a wide range of studies that are not covered in this survey. However, it has not been possible to find and include these within the timeframe for this survey.

Of the studies in the table it is worth mentioning the study in Litman (1999) and the large EU financed project *Getting the prices right*, where it has been attempted to measure the barrier effects and the impact on wild animals of road transport.

Marginal unit prizes from some of the studies described in this survey. Prices are kept at the level used in the original literature.

Study (see below) DKK/Km	Mode	Congestion		Accidents		Noise		Air pollution		Total	
		Low	High	Low	High	Low	High	Low	High	Low	High
Cowi (1994)	Car	0	0	0,05	0,1	0,02	0,08	0 ^{a)}	0,1 ^{a)}	0,08	0,29
T&E (1993)	Car	0,12	0,12	0,02	0,02	0,06	0,06	0,2	0,2	0,39	0,39
Litman (1999)	Car	0,05	0,57	0,05	0,26	0,001 ^{b)}	0,01 ^{b)}	0,04	0,56	0,14 ^{c)}	1,40 ^{c)}

Study (see below) DKK/Km	Mode	Congestion		Accidents		Noise		Air pollution		Total	
		Low	High	Low	High	Low	High	Low	High	Low	High
Cowi (1997)	Car	0,19	0,19	0,05	0,15	0,02	0,03	0,03	0,04	0,29	0,41
Larsen (1996)	Car									0,82	0,82
Vejdirektoratet (1999)	Car							0,05	0,14		
Cowi (1999 ^{d)})	Car							0,02	0,47		
Cowi (1994)	Lorry	0,28	0,28	0,18	0,43	0,13	0,47	0,05 ^{a)}	1,13 ^{a)}	0,63	2,31
Litman (1999)	Lorry	0,10	1,16	0,03	0,17			0,24	5,36	0,37 ^{c)}	6,69 ^{c)}
Larsen (1999)	Lorry									3,74	3,74
Cowi (1997)	Lorry	0,72	0,72	0,32	0,95	0,14	0,28	0,18	0,30	1,36	2,25
Vejdirektoratet (1999)	Lorry							0,13	0,29		
Cowi (1999 ^{d)})	Lorry							0,19	14,17		
Cowi (1994)	Lorry	0	0	0,13	0,31	0,05	0,18	0,01 ^{a)}	0,16 ^{a)}	0,19	0,64
Litman (1999)	Lorry	0,05	0,61	0,03	0,29			0,05	0,82	0,13 ^{c)}	1,73 ^{c)}
Larsen (1996)	Lorry									0,94	0,94
Cowi (1997)	Lorry	0,24	0,24	0,09	0,26	0,03	0,06	0,03	0,06	0,39	0,62
Cowi (1999 ^{d)})	Lorry							0,06	1,06		

a) Low and high numbers are found as 50% under and 50% above the average price

b) Low and high numbers are found based on the price on different speeds. the study does not give suggestions on high and low figures or on different modes.

c) The sum of the four element covered in the table. In the original analysis the total is found as the sum of both internal and external costs.

d) The study does only calculates the external air pollution costs. In the original study more modes are described.

Study	Country	Price level	Theoretical methods used
T&E (1993)	EU	1990	Average based on avoidance costs
Cowi (1994)	DK	1991	Based on the study <i>Unit prices in transport economics</i> . – Hedonic prices and averages
Larsen (1996)	DK	1995	Recalculations of a Norwegian study. Hedonic prices, damage costs
Cowi (1997)	DK	1993	Based on the study <i>Unit prices in transport economics</i> . – Hedonic prices and averages
Litman (1999)	USA	1997	Marginal prices, hedonic prices, averages and combinations of these
Cowi (1999)	DK	1997	Marginal prices
Road Directorate	DK	1997	Avoidance costs, hedonic prices, averages

There are several differences between the North American study (Litman, 1999) and the European counterparts. The North American figures are larger especially on air pollution. However, the Danish Cowi (1999) study has figures comparable to the Litman figures on air pollution.

The noise effects are valued much lower in North America. It is suggested that this is due to a lesser population density in North America combined with a generally larger attention towards the problem in Europe.

One thing to be noted is that marginal external costs of air pollution in Cowi (1999) are much higher than all the other European studies. This is remarkable because the method used in the study is considered the most theoretically accurate. This points to the conclusion that there has been a tendency to underestimate the impact from air pollution. The numbers in Cowi (1999) are supported by the American study (Litman, 1999). However there are still a huge number of uncertainties connected with this method, and the numbers should be used with caution.

The general recommendation in this report is that it is not possible to determine one figure for each specific external cost. It should be considered in every case what methods and numbers should be used. It is also highlighted that there are a number of effects that should not be overlooked when the total external effects are

measured, namely the above mentioned effects that have rarely been measured in monetary terms. It is suggested that these effects could be much more important than presumed so far.

1 Indledning

Dette notat er et litteraturstudie foretaget for Miljøstyrelsen for Konto 14-midler bevilget i 1999. Den primære opgave i litteraturstudiet har været at danne et overblik over forskellige nationale og internationale forsøg på at værdisætte trafikken eksterne omkostninger. Desuden har formålet været at skabe et overblik over hvilke eksternaliteter, der er forsøgt værdisat, hvilke metoder der har været anvendt, samt om der findes eksempler på forsøg på internalisering af de eksterne omkostninger ud fra princippet om marginalbeskatning. Det viste sig, at der kun findes få forsøg på internalisering ud fra marginalbeskatningsprincippet, hvorfor studiet i stedet har set på eksempler, hvor de marginale effekter af eksternaliteterne er forsøgt opgjort. De omtalte begreber gennemgås kort i projektet.

I forbindelse med projektet har der været nedsat en følgegruppe bestående af Robert Heidemann, Lisbeth Strandmark, ledet af Mona Mejsen Westergaard. Følgegruppen har under projektet bidraget med nyttige kommentarer og henvisninger til mangler og svagheder i notatet.

Der er lavet en del analyser af, hvad de samlede eksterne omkostninger af trafikken er, men kun få undersøgelser af de marginale omkostninger. De fleste kræfter har været anvendt på at se på eksisterende danske opgørelser, da disse umiddelbart er af størst interesse. Det er samtidig relevant at sammenligne de danske opgørelser med internationale studier og opgørelser.

For at skabe en fælles forståelsesramme er nogle af de centrale begreber og teorier bag eksternaliteter og internalisering beskrevet i de indledende afsnit. Denne gennemgang er langt fra tilbundsående, men skal opfattes som en oversigt. Det samme kan siges om gennemgangen af de fundne undersøgelser, der alle baserer sig på specifikke opgørelsesmetoder og teorier. Det har ikke været muligt at gennemgå disse i detaljer.

Resultatet af dette studie er derfor nogle sammenstillede tabeller over de forskellige opgørelser af eksterne omkostninger. Der findes givetvis flere undersøgelser end de i notatet angivne, men det har ikke været muligt inden for den korte tidsramme at finde eller at analysere alle disse.

De sammenfattede resultater angives i tabel 1 i summarisk form og mere detaljeret i bilag b.

I hovedparten af de analyser og beregninger, der er gennemført, af eksterne omkostninger er der fokuseret på bestemte typer af eksternaliteter. Disse er miljøforurening og luftforurening i særdeleshed, støj, ulykker og trængsel. Der er dog andre eksternaliteter, der også bør indgå i sådanne analyser og beregninger, men som oftest ikke berøres. Af miljøeffekter drejer det sig f.eks. om påvirkninger af dyrelivet og naturen gennem barriereeffekter og de visuelle gener i landskabet. De øvrige eksternaliteter vil blive omtalt nærmere i kapitel 2.

Da der ikke er gennemført analyser af de (økonomiske) konsekvenser transportsektoren har på f.eks. dyreliv og naturkvalitet, vil disse ikke indgå i de oversigtstabeller, der præsenteres i notatet. Konsekvenserne for disse typer af eksternaliteter søges i stedet kort beskrevet i ord.

Tabel 1 Oversigt over de "marginale" enhedspriser fra en række af de undersøgelser, der er beskrevet i dette litteraturstudie. Desuden er angivet en sammenfatning af elementerne af de enkelte undersøgelser. Priserne er ikke omregnet til et fast prisniveau.

Undersøgelse Kr/km.	Transport middel	Trængsel		Ulykker		Støj		Luftforurening		Total	
		Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj	Lav	Høj
Cowi (1994)	Bil	0	0	0,05	0,1	0,02	0,08	0 ^{a)}	0,1 ^{a)}	0,08	0,29
T&E (1993)	Bil	0,12	0,12	0,02	0,02	0,06	0,06	0,2	0,2	0,39	0,39
Litman (1999)	Bil	0,05	0,57	0,05	0,26	0,001 ^{b)}	0,01 ^{b)}	0,04	0,56	0,14 ^{c)}	1,40 ^{c)}
Cowi (1997)	Bil	0,19	0,19	0,05	0,15	0,02	0,03	0,03	0,04	0,29	0,41
Larsen (1996)	Bil									0,82	0,82
Vejdirektoratet (1999)	Bil							0,05	0,14		
Cowi (1999 ^{d)})	Bil							0,02	0,47		
Cowi (1994)	Lastbil	0,28	0,28	0,18	0,43	0,13	0,47	0,05 ^{a)}	1,13 ^{a)}	0,63	2,31
Litman (1999)	Lastbil	0,10	1,16	0,03	0,17			0,24	5,36	0,37 ^{c)}	6,69 ^{c)}
Larsen (1999)	Lastbil									3,74	3,74
Cowi (1997)	Lastbil	0,72	0,72	0,32	0,95	0,14	0,28	0,18	0,30	1,36	2,25
Vejdirektoratet (1999)	Lastbil							0,13	0,29		
Cowi (1999 ^{d)})	Lastbil							0,19	14,17		
Cowi (1994)	Varebil	0	0	0,13	0,31	0,05	0,18	0,01 ^{a)}	0,16 ^{a)}	0,19	0,64
Litman (1999)	Varebil	0,05	0,61	0,03	0,29			0,05	0,82	0,13 ^{c)}	1,73 ^{c)}
Larsen (1996)	Varebil									0,94	0,94
Cowi (1997)	Varebil	0,24	0,24	0,09	0,26	0,03	0,06	0,03	0,06	0,39	0,62
Cowi (1999 ^{d)})	Varebil							0,06	1,06		

a) Lavt og højt skøn er fundet som hhv. 50% under og 50% over gennemsnitsprisen.

b) Højt og lavt skøn er fundet ud fra prisen ved forskellige hastigheder. Undersøgelsen giver ikke selv et bud på høje og lave skøn eller skøn differentieret på transportmidler.

c) Fundet som sum af de fire elementer i tabellen. I analysen opgøres de samlede omkostninger som summen af både eksterne og interne omkostninger.

d) Analysen ser kun på luftforureningens eksterne omkostninger. Der differentieres i analysen på flere transportmidler end de angivne (se bilag b)

Undersøgelse	Land	Undersøgelsesår/ Prisniveau	Opgørelsesmetoder
T&E (1993)	EU	1990	Gennemsnit pba. undgåelsesomkostninger
Cowi (1994)	DK	1991	Baseret på Trafikøkonomiske enhedspriser 1991. – Hedoniske priser samt gennemsnit
Larsen (1996)	DK	1995	Omregnet fra norsk undersøgelse. Hedoniske priser, Skadeomkostninger
Cowi (1997)	DK	1993	Omregnede Trafikøkonomiske enhedspriser 1991, Hedoniske priser, afværgeomkostninger og gennemsnit
Litman (1999)	USA	1997	Marginale priser, hedoniske priser, gennemsnit, kombinationer af disse
Cowi (1999)	DK	1997	Marginale priser
Vejdirektoratet (1999)	DK	1997	Afværgeomkostninger

2 Eksternaliteter

Begrebet eksternaliteter dækker i princippet alle effekter, der påvirker menneskers velfærd, men som ikke har en markedspris og som der følgelig ikke betales for. Luftforurening er eksempelvis en ekstern effekt, fordi forureneren ikke betaler for det velfærdstab, han påfører andre. Dermed inddrager han ikke forureningen af luften i sine økonomiske overvejelser, når han overvejer hvordan han skal handle. Da dette gælder for alle, opstår det problem, at man får et forureningsomfang, som er større, end man ellers ville have fået. Hvis de eksterne effekter, her luftforureningen, var internaliserede, d.v.s. havde en pris, ville den højere pris begrænse effekterne til et niveau som var samfundsmæssigt optimalt – og de ville ikke længere være ”eksterne”.

Man kan tale om både negative og positive eksternaliteter, men fokus er generelt på de negative, da de positive er relativt få. Dette bliver uddybet nærmere nedenfor

Hvad er de eksterne omkostninger ved trafik? Hvad er deres konsekvenser, eller hvad definerer en effekt som ekstern? Det er de elementer, der diskuteres i dette afsnit.

En ekstern omkostning er de fleste steder defineret som en omkostning, som brugeren af transport ikke selv betaler og ikke tager med i sin transportadfærd. Omkostningen falder i stedet på resten af samfundet (de andre brugere samt ”ikke-brugerne” af f.eks. infrastrukturen, der skal betale uanset dets brug af f.eks. infrastrukturen).

Et overblik over de typer af omkostninger, der eksisterer i forbindelse med transport (ved kørsel i bil) er angivet i tabel 2. De enkelte omkostningstyper er ikke udspecificeret i tabellen, ligesom der naturligvis findes en række omkostninger, der ikke nævnes specifikt her.

De i tabel 2 angivne omkostninger ved kørsel i bil beskrives for hovedpartens vedkommende i nærværende notat. For enkelte af disse, skal der knyttes en kommentar. F.eks. skelnes mellem ulykkesrisiko og ukompenseret ulykkesrisiko. Bag denne skelnen ligger en implicit antagelse om, at den interne ulykkesrisiko (f.eks. for føreren af et køretøj) i et eller andet omfang er kendt og derfor indgår i valg af transportmiddel, rute mv. og endvidere i et eller andet omfang er indregnet i f.eks. ansvars- og kaskoforsikringen. I denne beregning er ulykkesrisikoen for alle de individer, der berøres af den valgte transport, ikke medtaget og bliver derfor heller ikke kompenseret for denne risiko.

For omkostningstypen arealanvendelse hentydes bl.a. til, at infrastrukturen har en fysisk udbredelse og bruger store arealer – f.eks. til veje, jernbaneanlæg, stationer, parkeringspladser mv. Disse arealer kan derfor ikke have anden anvendelse, hvilket giver anledning til en (alternativ-) omkostning for resten af samfundet, der ikke bruger det specifikke fysiske anlæg. *Social uligevægt* har relation hertil, idet anlæggelse og benyttelse af infrastruktur ofte sker i umiddelbar nærhed af områder, hvor befolkningen er fattigere. Et eksempel herpå er, at huspriserne ofte er lavere tæt på tæt trafikeret infrastruktur og højere når afstanden øges. Forskellen er i nogle tilfælde så stor, at det kun er folk med høj indkomst, der har råd til de boliger, der ligger i en vis afstand til infrastrukturen. På denne måde vil folk med lavere indkomst blive berørt mere af trafikken end folk med en højere indkomst. En anden

social effekt er det varierende transportudbud, der er forskellige steder. Gennem det differentierede udbud skabes også social uligevægt for f.eks. ældre og mobilitetshæmmede personer.

Det er typisk de variable interne markedsfastsatte omkostninger, såsom benzinprisen, der tages hensyn til i forbindelse med valg af transport. I dette notat er det primært de variable eksterne omkostninger, der beskrives.

Tabel 2 Oversigt over omkostninger ved kørsel i bil.

Kursiv angiver at omkostningen ikke er fastsat via et marked

	Variable	Faste
Intern (brugere som individer)	Brændstof Parkeringsafgifter Delvis vedligeholdelsesomk. <i>Tid og stress</i> <i>Ulykkesrisiko</i>	Anskaffelsesomk. Registreringsafgift og årlige afgifter Forsikring Faste parkeringsanlæg Delvis vedligeholdelsesomk.
Ekstern (de andre brugere og resten af samfundet)	Vejvedligeholdelse Færdselspoliti Forsikringsudbetalinger <i>Trængsel</i> <i>Miljøpåvirkninger</i> <i>Støj</i> <i>Ukompenseret ulykkesrisiko</i> <i>Påvirkning af flora og fauna</i>	Vejkonstruktion Fri parkering Trafikplanlægning Trafikregulering Gadelys (lys på veje) <i>Arealanvendelse</i> <i>Social uligevægt</i>

Der skelnes derfor mellem de private (interne) omkostninger og de eksterne omkostninger. Det skal også bemærkes, at det er de med kursivt angivne eksterne omkostninger, der specielt er i fokus i den omfattende litteratur om trafikken eksterne omkostninger. Det er således også disse, der primært fokuseres på i resten af dette notat. Først skal det dog defineres yderligere, hvad der menes med eksternaliteter, -hvilke typer samt hvad deres konsekvenser er.

2.1 Typer af eksternaliteter

Trafikkens eksterne effekter kan deles op i fem kategorier, hvis de fortolkes bredt:

- Miljøkonsekvenser
- Ulykker
- Støj
- Trængsel
- Fysiske og sociale barriereeffekter m.m.

En forsøg på en samlet oversigt over de eksterne effekter er angivet i Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999 (Miljø- og Energiministeriet, 1999) og er her refereret i *tabel 3*. Det er sjældent at alle disse effekter opgøres i konkrete projekter. Specielt er det de effekter, der berører andre punkter end luftforurening, støj, ulykker og trængsel, der udelades.

Tabel 3 Oversigt over en række påvirkninger fra vejtransport		
Påvirkninger fra transportsystemet	Eksempler på indikatorer	Miljøkvaliteter som kan påvirkes
Udledninger til luft	CO ₂ NO _x , HC, SO ₂ CO, Partikler, Benzen m.v.	Klima Økosystemer Sundhed, Bygninger
Støj	dB(A), Belastede boliger Belastede naturområder	Sundhed Æstetik

Ulykker	Dræbte, personskader	Sundhed Tryghed
Brændstofforbrug	Tons olie, gas m.v.	Ressourcer
Materialeforbrug	Tons mineraler m.v.	Ressourcer
Affald	Tons materialer Gifte	Grundvand, Sundhed Æstetik
Olie- og kemikaliespild	Olieudslip Kemikalierester Additiver (f.eks. MTBE)	Vandmiljø, Grundvand Jord, Sundhed
Indgreb i natur	Anlæg Forstyrrelser	Lokale biotoper Biodiversitet Æstetik, Areal
Bymiljø	Biler Trafik Anlæg	Livskvalitet Æstetik Areal

Anm.: Oversigten er eksempler på påvirkninger. F.eks. påvirkes sundheden i støjbelastede boliger, og støjbelastede naturområder påvirker det æstetiske indtryk.

Kilde: *Natur og Miljø 1997. Påvirkninger og tilstand, Miljø- og Energiministeriet, 1998*

I de næste delafsnit gennemgås de fem grupper af eksternaliteter med henblik på hvad effekten af de enkelte grupper er.

2.1.1 Miljøkonsekvenser

Den primære miljømæssige eksternalitet af transporten i dag vurderes at være luftforurening. Bilerne forbrændingsmotorer emitterer en række stoffer til luften. En del af disse stoffer har konsekvenser for den population, der lever i umiddelbar nærhed af der, hvor trafikken foregår, samt for det globale miljø (bl.a. klimaeffekter). Effekterne kan også være påvirkninger af bygninger, træer og afgrøder på markerne. Tidligere var bly en af de væsentligste kilder til forurening af luft og jord, men efter skiftet til blyfri benzin er dette problem forsvundet som en direkte luftforureningskonsekvens. Der eksisterer dog stadig en omfattende jordforurening i de større byer pga. den tidligere emitterede bly.

Transportens emissioner til luften kan groft deles op i to grupper: en gruppe af stoffer, der har lokal og regional betydning samt en gruppe, der har global betydning for f.eks. klima. Enkelte af stofferne indgår i begge grupper. De problematiske stoffer er i vid udstrækning ikke de stoffer, der emitteres fra transportmidlerne, men de stoffer, der gennem kemiske reaktioner dannes fra de emitterede stoffer (se også afsnit 3.1). Blandt de væsentligste af disse reaktioner er omdannelsen af NO_x og SO₂ til aerosoler, omdannelsen af NO_x og HC til ozon samt omdannelsen af HC til Carcinogener (VOC og PAH) og lattergas.

<i>Lokalt og regionalt virkende stoffer</i>	Partikler, SO ₂ , NO _x , CO og HC
<i>Globalt virkende stoffer</i>	HC, CO ₂ , O ₃ og CO

Se i denne forbindelse også skemaet i bilag a, som viser en række af de omdannelser og forbindelser, der sker og dannes mellem de emitterede stoffer. Effekterne, eller responsen på eksponeringerne er primært helbredsskader på mennesker. Skaderne forekommer principielt også på dyr, men disse opgøres meget sjældent, da der ikke anvendes ressourcer på at helbrede dyr, der bliver syge af luftforurening. Dette er hovedsageligt gældende for dyr i naturen, mens skader på husdyr i landbruget oftere medtages blandt omkostningerne fra transporten.

Endvidere kan det anføres, at konsekvensen af koncentrationen af luftforurening i det åbne land og skov ikke er så stor, at det har store økonomiske konsekvenser (Cowi, 1999). Baggrunden for, at effekterne på dyr i naturen ikke medtages må i et vist omfang formodes at være mangel på metoder til at opgøre størrelserne af

skaderne. Vurderingen, at størrelsen af disse skader ikke er af væsentlig størrelse, kan derfor godt skyldes manglende viden om deres omfang og hvordan de skal opgøres.

En oversigt over påvirkning og effekt sammenhængene er angivet i tabel 4.

Tabel 4 Oversigt over skadeseffekterne af de resulterende eksponerende stoffer. Kilde: Cowi (1999).

+: Væsentlig effekt, (+): mindre effekt, (?): Tvivlsom effekt

Eksponering Skade	PM ₁₀	NO ₂	SO ₂	O ₃	Carciogener	CO	Klimagas
Dødelighed	+	(?)	(+)	+	(+)		
Sygelighed	+	(?)	(+)	+		(+)	
Landbrug			(+)	(+)			
Skovbrug		+	(+)				
Tilsmudsning og korrosion	+	+	(+)				
Klima-effekt							+

En uddybning af skadesvirkningerne i tabellen af de forskellige stoffer kan findes i Cowi (1999). Der skal dog knyttes en kommentar til partiklerne PM₁₀, der er partikler med en diameter under 10 µm. Det er tvivlsomt, om det er partikler i denne størrelse, der har den største skadelige virkning.

Nyere undersøgelser tyder på, at det i endnu højere grad er de små partikler PM_{2,5} eller endda PM₁, der er de virkelig betydningsfulde. Indtil videre antages det, de fleste steder at der er en rimelig stor korrelation mellem PM₁₀ og de ultrasmå partikler, så PM₁₀ kan anvendes som indikator for eksponeringerne af de skadelige partikler.

Derudover kan der være yderligere effekter som påvirkningen af biodiversitet samt flora og fauna. Det er ikke lykkedes at finde økonomiske opgørelser af disse effekter.

2.1.2 Ulykker

Ulykker er en af de direkte eksterne effekter af trafikken. Effekterne kan karakteriseres ved: dødsfald, invaliditet, midlertidige legemsskader, varige mén mv. Afledte effekter heraf er tabt arbejdsfortjeneste både for den skadesramte og for virksomheder og samfundet som helhed. Derudover er der selvfølgelig udgifter til helbredelse, hjemmehjælp og sygehusophold mv. I en vis udstrækning kan der argumenteres for, at dele af omkostningerne forbundet med trafikuheld er internaliseret gennem forsikring (jf. tabel 1).

En anden effekt i forbindelse med trafikulykker er den materielle skade. De materielle skader i forbindelse med trafikuheld er specielle på den måde at der i langt de fleste tilfælde er forsikret mod disse skader. Omkostningerne i forbindelse hermed er derfor private og bør følgelig ikke medtages i en egentlig internalisering (jf. tabel 1).

Det diskuteres mange steder i litteraturen om personskader og dødsfald, der rammer passagererne i et køretøj skal opfattes som eksterne. Oftest argumenteres der for, at dette ikke bør medtages, da føreren og passagererne (for mindreårige er denne vurdering dog foretaget af børnenes forældre) har vurderet risikoen ved at køre og derfor også har medtaget dette i deres overvejelser (se. f.eks. Persson og Ödegaard, 1995 samt T&E, 1993b). Endvidere dækker ansvarsforsikringen de skader, der påføres bygninger og andre køretøjer ved et uheld, hvorved disse

omkostninger er internaliseret. De eksterne omkostninger fra ulykker vedrører derfor primært personskader på andre end passagererne i køretøjet. Der kan argumenteres for, at den afgift, der er pålagt ansvarsforsikringen, er et middel, hvormed de eksterne ulykkesomkostninger søges internaliseret.

Der er dog en yderligere ekstern omkostning i forbindelse med et uheld for føreren af det forulykkede køretøj. Denne yderligere omkostning påføres de pårørende og familien. Omkostningerne for disse er svære at opgøre, men kan i nogle tilfælde være indregnet i forsikringspræmien, f.eks. i form af den pension eller erstatning, der udløses til pårørende i tilfælde af dødsfald.

2.1.3 Støj

Støjeffekten er på mange måder en effekt, der er svær at opgøre, idet den i mange situationer ikke har en direkte skadelig virkning. Dog kan støjniveauer over 55 dB gennem længere tid give høreskader og derved få sundhedsmæssige konsekvenser.

Det er primært de indirekte skadende påvirkninger fra støj, der er svære at gøre op. Støj er ofte en generende faktor gennem f.eks. påvirkning af den aktuelle koncentrationsevne og som et generelt irritationsmoment. Irritation og ”afværgemekanismer” til udelukkelse af støjen kan forårsage stress. Støj kan endvidere påvirke søvnen og igennem uoplagthed medføre nedsat arbejds- og indlæringsevne. Stress og dårlig søvn kan i visse tilfælde føre til forhøjet blodtryk og hjerte-kar problemer. I hvilket omfang dette sker er ikke afklaret.

At støj har en generelt generende effekt afspejles bl.a. i huspriserne. Priserne er generelt lavere, jo tættere en bolig er på en tæt trafikeret færdselsåre og jo mere en bolig er belastet af støj.

Også for dyrelivet kan støj være en generende faktor, blandt andet fordi dyrene stresses og derfor ikke formerer sig eller tager sig af deres afkom.

2.1.4 Trængsel

Trængsel er speciel på den måde, at den primært berører medtrafikanterne i trafikken og ikke ”ikke-brugerne” som det f.eks. er tilfældet med støj, luftforurening og trafikuheld. Medtrafikanterne kan f.eks. være de andre biler på vejene, men kan også være påvirkninger af cyklister, fodgængere og den kollektive trafik, der ved øget biltrafik får reduceret rejsehastighed. Det samme vil i nogle situationer gøre sig gældende den modsatte vej rundt. Ved et øget antal cyklister påvirkes også bilisternes rejsehastighed i negativ retning, da de skal tage mere hensyn til disse cyklister. Til gengæld hører den øgede ulykkesrisiko ikke til i denne kategori af eksternaliteter, selvom dette kan være en konsekvens af den øgede trafik.

Trængsel er den effekt, der opstår fordi en yderligere bilist på vejene påvirker de andre trafikanter på vejene i form af nedsat hastighed (gennem de såkaldte speed-flow sammenhænge). Disse effekter opstår først mærkbart, når trafikmængderne overstiger et vist niveau.

Det er indlysende, at der er sammenhænge mellem trængsel og nogle af de andre eksternaliteter. F.eks. vil emissionerne være større, når der er trængselseffekter. Ikke kun fordi der er flere biler, men fordi køremønstrene ændres og giver øgede emissioner. Støjniveauet ændres ligeledes væsentligt, når der opstår trængsel på vejene. Også antallet af trafikuheld er i en vis udstrækning en voksende funktion af trængslen. Dog kan man i tilfælde med ekstrem trængsel se en forbedret

trafiksikkerhed, da hastigheden er så lav, at uheldene dels ikke opstår, dels ikke har samme omfattende konsekvenser.

2.1.5 Fysiske og sociale barrierer og effekter

Denne type af eksternaliteter dækker de effekter, der ikke direkte kan falde ind under de fire ovennævnte typer.

I kategorien *fysiske barrierer og effekter* er det bl.a. effekten af, at en vej eller jernbanelinie afskærer mennesker og dyr i frit at bevæge sig fra en side af vejen til en anden, men også i bymæssig bebyggelse, hvor veje med megen trafik mindsker interaktionerne mellem f.eks. økonomiske aktører på hver sin side af vejen og i nogen grad faktisk også på samme side af vejen.

Denne sidste effekt kan også betegnes som en social barriere, idet den i høj grad berører individer med bopæl i et tæt trafikeret område. Der er mindsket incitament til at foretage besøg på begge sider af vejen, bl.a. grundet den øgede uheldsrisiko, men også pga. utryghed omkring megen trafik. Ligeledes begrænses børns mulighed for at færdes frit udenfor. Den samme effekt kan principielt forekomme i naturen, hvor dyr får opdelt deres levesteder mv. Dette er en fysisk effekt på bl.a. biodiversitet som kan følge af andre effekter end luftforurening.

Der gøres i forbindelse med planlægning og opførelse af ny infrastruktur ofte forsøg på at mindske effekterne af denne fragmentering af landskabet, bl.a. i form af faunapassager under motorveje og jernbanestrækninger samt ved at undgå at føre de store veje igennem særligt følsomme naturområder.

En eksternalitet, der også kan kategoriseres under sociale effekter, men som også hører under miljøeksternaliteterne, er forureningspåvirkningen af dyr og planter samt de visuelle og æstetiske påvirkninger af veje, der gennemløber naturområder. Ved disse effekter er det ikke antallet af mennesker, der direkte påvirkes, der er interessant, men i højere grad mennesker, der påvirkes af bl.a. baggrundsstøj eller har viden om, at naturområder påvirkes negativt af trafikken. Der er i den forbindelse store geografiske forskelle på, hvor omfattende disse effekter er, idet nogle naturområder har et righoldigt dyreliv og stor betydning for mange mennesker, mens andre igen er fattige både på dyreliv og besøgende mennesker.

Hovedparten af de effekter, der falder i denne kategori af eksternaliteter er sjældent forsøgt opgjort. En undtagelse er Litman (1999), hvor bl.a. barriereeffekterne søges værdisat. Dette kan have afgørende betydninger for vurderingerne af f.eks. rentabiliteten af et givent infrastrukturprojekt.

Den fysiske nedslidning af infrastrukturen som følge af brugen af vejen er også en negativ eksternalitet.

2.1.6 Positive eksternaliteter

I litteraturen fokuseres stort set altid på de negative eksternaliteter, f.eks. diskuteres oftest *external costs* i stedet for eksternaliteter helt generelt.

Det er ofte fremført, at der også er store fordele ved transport – bl.a. de såkaldte positive eksterne benefits. Definitionen på en ekstern benefit er, at den skal tilfalde ikke-brugerne og den må ikke fremkomme gennem markedsmekanismen. Dvs. en øget omsætning i et supermarked fordi en bedre vej bliver ført ud til området og lavere priser på tomater fordi transporttiden fra Spanien er blevet mindre, er ikke eksterne benefits.

I Rothengatter (1994) argumenteres for, at der ikke findes positive eksternaliteter fra transport. Det anføres her, at positive eksternaliteter ikke skal forveksles med positive benefits fra transporten. Af Rothengatter anføres det også, at de opnåede gevinster fra transporten, som et af kravene for at kunne klassificeres som eksternalitet, ikke må fremkomme som en markedseffekt. Langt de fleste benefits, der fremkommer fra transporten, er direkte markedsrelaterede benefits. Hvis der eksisterer en positiv eksternalitet, siger han, er det fra udrykningsordninger.

Lignende konklusioner findes i rapporten *External Benefits of Transport?* (T&E, 1993a), der skelner mellem direkte benefits til brugerne, økonomiske gevinster, der tilfalder andre end brugerne (*pecuniary effects*), og endelig, det de kalder, *teknologiske eksterne benefits*, der er benefits defineret som ovenfor. I rapporten genkendes tre positive eksternaliteter, der dog alle må antages at være meget små.

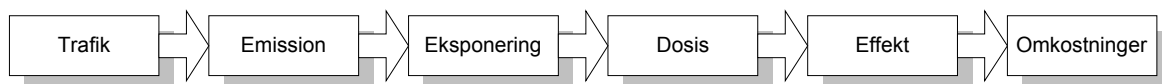
- Glæden ved at betragte og observere biler, tog og lignende,
- information skabt af transport; f.eks. for journalister, der skal skrive om transport, samt
- mulige reduktioner i de eksterne omkostninger fra trafikuheld ved brug af udrykningskøretøjer.

En fjerde form for positiv eksternalitet er de helbredsmæssige gevinster, der opstår ved anvendelsen af de såkaldte *aktive transportmidler* (f.eks. gang og cykel). Dette er for nogle den direkte årsag til valg af transportmiddel og derfor ikke en eksternalitet, mens det for andre er en sidegevinst, der ikke indgår bevidst i valget af transportmiddel.

I nogle situationer kan der opstå en form for positive eksternaliteter i forbindelse med infrastrukturen. Betragtes en enkelt vejstrækning, vil værdien af denne vejstrækning øges, hvis f.eks. en forbindelsesstrækning forbedres. På denne enkelte vejstrækning kan man derfor tale om en positiv eksternalitet. Det er dog ikke en eksternalitet, der normalt medtages, idet infrastrukturen opfattes som en samlet enhed. Ved opfattelsen af infrastrukturen som én enhed vil forbedringen af infrastrukturen både give en gevinst på den forbedrede del af infrastrukturen og på den eksisterende del af infrastrukturen. Gevinsten er da ikke at opfatte som en eksternalitet.

3 Værdisætning

Formålet med dette kapitel er at beskrive de metoder, der er anvendt til at værdisætte trafikens eksternaliteter. Det er koblingen fra tilbagelagt trafik til værdi i monetære termer, der søges beskrevet. Denne sammenhæng ses oftest beskrevet som en kæde illustreret i figur 1, hvor der er muligheder for eventuelle raffineringer af de enkelte led i kæden.



Figur 1 En årsagskæde for luftforurening.

Den viste årsagskæde gælder for luftforureningseffekter. Lignende kæder kan opstilles for de andre relevante eksterne effekter (f.eks. støj mv.). Det er her ikke meningen at gå i dybden med de enkelte af disse elementer, da det er et studie i sig selv at analysere hver enkelt af disse. Det er nærmere et forsøg på at give et overblik over forskellige indfaldsvinkler til at lave disse koblinger, så det bliver muligt at foretage værdisætningen.

Det er vigtigt her at skelne mellem metoder, der beskæftiger sig med de marginale effekter af trafikken – altså effekten af en yderligere kørt km – og metoder, der ser på de totale opgørelser af trafikens eksterne omkostninger. Ved totalopgørelser approksimeres de marginale omkostninger ved hjælp af gennemsnitsomkostningerne. Disse afviger ofte fra marginalomkostningerne og vil derved resultere i en forkert optimal skat (se næste kapitel). At der kan være store forskelle på disse to typer af omkostningsopgørelser demonstreres bl.a. i Leksell og Löfgren (1995). For derimod korrekt at finde marginalomkostningerne, er det nødvendigt at bestemme omkostningernes afhængighed af trafikniveauet (eller omkostningsfunktionen).

3.1 Årsagskæder

I dette afsnit fokuseres på indholdet i årsagskæden beskrevet ovenfor for luftforurening. For det sidste led i kæden er mange af elementerne her i princippet identiske med elementer i opgørelse af omkostninger forårsaget af støj og færdselsuheld. Opgørelserne indeholder værdier som tabt arbejdsfortjeneste, tabt produktionsværdi og værdien af statistiske liv mv.

Når der anvendes marginal værdisætning er det et væsentligt element også at kende niveauet for den trafik, hvortil der sker en marginal ændring. Det er en meget simplificerende antagelse at antage, at en ekstra kørt km giver anledning til de samme effekter uafhængigt af niveauet af trafikken. Er der i forvejen meget trafik, er den marginale effekt større (voksende marginalomkostninger).

En metode til at inkludere de voksende effekter ved øgede trafikmængder er at anvende årsagskæder. I sådanne kæder kan f.eks. eksponeringerne af de forurenende stoffer få relativt større skadevirkninger, når trafikmængden er større. Der er dog stadig en række problemer med at anvende årsagskæderne. En nærmere beskrivelse heraf kan findes i Cowi (1999).

Vi vil ikke gå i dybden med de enkelte led i kæden, men kun se på de væsentligste elementer samt nogle af de svagheder, der findes i de studier, hvor metoden har været anvendt (f.eks. Cowi, 1999 og Filliger et al, 1999).

3.1.1 Emissionsfaktorer

Emissionsfaktorerne laver koblingen fra en kørt km. til emissionen af forskellige stoffer. Disse differentieres på køretøjstyper, kørselsmønstre (tæt by-, by- og landkørsel er typiske opdelinger). De måles typisk i gram pr. km. De fleste emissionsfaktorer er baseret på laboratoriemålinger, hvor køremønstrene er fastlagt. De er derfor relativt veldefinerede om end meget usikre i forhold til faktisk kørsel, hvor mange andre elementer spiller ind. Emissionsfaktorerne opgøres i Europa ud fra Copert modellen eller i Danmark vha. Tema modellen. Selvom der ud fra laboratorieforsøgene kan etableres sammenhænge, der angiver emissionerne til de mange forskellige forhold der influerer er dette ofte en detaljering det ikke er muligt at anvende i et system som dette. I stedet antages den samme emissionsfaktor til f.eks. alle hastigheder. Dette giver således et lineært forhold mellem kørsel og emission.

3.1.2 Eksponeringsfaktorer

Dette led indeholder flere dele. Dels sker der en kemisk omdannelse af de emitterede stoffer til de stoffer, der påvirker de eksponerede personer, bygninger og dyr. En illustration af disse omdannelsesprocesser er vist i bilag a. Dels sker der en spredning af stofferne og endelig er der den egentlige eksponering. Herefter omtales det hele som eksponeringen, med mindre der specifikt er tale om et af de tre led.

Eksponeringen er en meget kompliceret størrelse, der i meget høj grad afhænger af bl.a. topologiske og klimamæssige forhold. Det er i opgørelsen af eksponeringsfaktorer vigtigt at tage hensyn til koncentrationer, da der for mange stoffer er tale om tærskelværdier, hvorunder stofferne ikke antages at forvolde skader. Dette er et forhold, der ikke tages hensyn til i Cowi (1999). Der er således ikke den i Cowi (1999) antagne lineære sammenhæng mellem emission og eksponering, idet emissionerne giver anledning til øgede koncentrationer af stofferne. For at kunne beregne virkningerne af de opståede koncentrationer, skal det endvidere kendes hvor mange individer mv., der bliver udsat for de angivne koncentrationer.

Eksponeringsfaktoren opgøres f.eks. ved at angive, hvor mange μg af et givent stof en person udsættes for om året pr. emitteret tons af stoffet. Det største problem er, som antydnet, at der ikke er en direkte sammenhæng mellem emission og eksponering. For at rette op på dette forhold skal eksponeringerne findes i forhold til det aktuelle koncentrationsniveau i det relevante område. Det er et problem, der formentlig vil blive arbejdet mere med fremover.

3.1.3 Dose-Response sammenhænge

Dose-response faktorer oversætter ændringer i eksponering af luftforurening til effekter på sygdomme, dødelighed, afgrøder, bygninger mv. Koblingen fra eksponering til effekt er angivet i tabel 4. Opgørelserne af disse faktorer baseres i vid udstrækning på bl.a. epidemiologiske undersøgelser. Det er helbredsskader, der udgør langt den største del af de samlede opgjorte eksternalitetsomkostninger fra luftforurening.

Typiske dose-response faktorer er *antal helbredsskader pr 100.000 indbyggere pr. år pr antal koncentrationsenheder*. Blandt de effekter, der anvendes mht. helbredsskader ses der typisk på: hospitalsophold, skadestuebesøg, bronkitisanfald, dage med nedsat aktivitet, astmaanfald, symptomdage og dødelighed.

3.1.4 Værdisætning

Værdisætningen omsætter de enkelte skader og påvirkninger til omkostninger forbundet hermed.

Typiske faktorer er *omkostninger pr. sygedag pr. tilfælde* og omfatter bl.a. sygehusomkostninger, tabt arbejds- og produktionsfortjeneste samt, som det mest væsentlige: omkostningerne ved et tabt statistisk liv.

3.2 Værdisætningsmetoder

Metoderne til at fastsætte omkostningerne ved en given skade/påvirkning kan opdeles i følgende kategorier:

- *Revealed preference* (afslørede præferencer gennem faktisk udførte handlinger).
- *Hedonisk prissætning*, der anvender implicitte priser for at fastsætte værdien af en given påvirkning. F.eks. kan forskellen i huspriser mellem to områder anvendes som en indirekte værdifastsættelse af støjbelastningen. Metoden er en indirekte WTP (Willingness to pay) metode.
- *Rejseomkostningsmetoder*, der sammenligner tid og rejseomkostninger til forskellige attraktioner og derigennem udleder WTP. Også en indirekte WTP metode.
- *Contingent valuation*, eller Stated preference metoder, hvor der opstilles hypotetiske situationer som respondenter vælger imellem. F.eks. en afsløring af betalingsvilligheden for at reducere en uheldsrisiko. En direkte WTP metode.
- *Ressourcetab/Produktionstab*. Opgør de ”observerbare” ændrede omkostninger ved en given påvirkning.

Udover disse kategorier af opgørelsesmetoder anvendes ofte den *politiske betalingsvillighed*, i form af investeringer til at undgå en eksternalitet, som en indikation af den faktiske omkostning. En anden lignende indirekte opgørelse er anvendelse af folks betalingsvillighed for private forsikringer. Dette er dog ikke den rette omkostning, da det eneste en sådan udgift beskriver er, at omkostningen ved en given eksternalitet er større end den givne investering. Den politiske betalingsvillighed er et udtryk for undergrænsen af omkostningens størrelse.

En nærmere uddybning af indholdet i de enkelte elementer vil ikke blive givet her. En nærmere beskrivelse kan findes i Cowi (1994), og i Møller (1996) gives en dybdegående generel beskrivelse af begrebernes indhold.

4 Internalisering

I dette kapitel diskuteres en række af de, i den gennemlæste litteratur, fundne metoder til at internalisere trafikens eksterne omkostninger. Dette omfatter både de teoretiske metoder samt, mere generelt, i hvilket omfang de trafikskabte eksterne omkostninger er dækket af de afgifter, der opkræves. Kapitlet giver ikke en tilbundsående gennemgang, men peger på nogle af de væsentligste elementer.

4.1 Internalisering vha. eksisterende skatte- og afgiftssystemer

I T&E (1993b) gives en række anbefalinger til, hvordan de enkelte eksternaliteter kan internaliseres via skattesystemer. Det diskuteres også, hvilke og hvor stor en del af eksternaliteterne, der skal og kan internaliseres. Der er dog ingen tvivl om, at principielt skal alle de eksterne omkostninger internaliseres. Den økonomiske teori siger, at afgifterne i et optimalt afgiftssystem skal sættes efter størrelsen af de marginale eksternaliteter. T&E anvender de totale omkostninger ved eksternaliteterne til at bestemme gennemsnitsomkostningen pr. tilbagelagt strækning (T&E 1993b). Dette giver naturligvis forskelle i de anvendte størrelser, da der i langt de fleste situationer er forskel på gennemsnitsværdier og marginalværdier.

En væsentlig problemstilling omkring internalisering af eksterne omkostninger er betydningen af den omfordeling af ressourcer, der opstår som resultat af en indført eller ændret afgift. Ofte er dette af større betydning i den politiske debat end den økonomisk optimale fastsættelse af afgifterne. Også andre politiske målsætninger spiller afgørende roller i fastsættelsen af skatter og afgifter – også i transportsektoren. En af disse målsætninger er det såkaldte forurenere betaler princip. Ifølge dette princip kan man f.eks. pålægge forurenere afgifter med udgangspunkt i det afgiftsniveau som er nødvendigt for at overholde en fastsat grænseværdi.

Disse problemstillinger er særdeles væsentlige, men ligger ikke umiddelbart indenfor projektets rammer. Notatet fokuserer derfor i det følgende udelukkende på de økonomiske opgørelsesmetoder.

Generelt set er der tre metoder til at få trafikken til at betale dets fulde omkostninger (se bl.a. T&E, 1993b og Cowi, 1994):

1. Anvende kvalitativ regulering. F.eks. lovgivning om sikkerhedsseler, air bags mv.
2. Anvende kvantitativ regulering. F.eks. sætte hastighedsbegrænsninger, maksimale størrelser på lastbiler mv.
3. Anvende økonomiske styringsmidler. F.eks. skatter, afgifter og forureningstilladelser.

Af disse tre elementer er det sidstnævnte instrument, der her har den største interesse, idet det er her internaliseringsbegrebet egentlig ligger gemt. Det skal dog holdes in mente, at omkostninger ved initiativer, der introduceres til at reducere effekterne, skal sammenholdes med omkostningerne forbundet med at betale skatter og afgifter. F.eks. kan det i visse tilfælde vise sig samfundsmæssigt mere rentabelt at bygge støjvolde og dermed reducere støjeksternaliteten, hvorved der samlet set skal betales en mindre afgift.

Dette argument gælder dog kun, hvis opgørelserne af de eksterne omkostninger fra f.eks. støj ikke er baseret på afværgeomkostningerne, da omkostningerne ved afgifterne i så fald er lig omkostningerne ved at reducere effekten.

4.1.1 Omkostningstyper

Et vigtigt element at afklare er, hvilke omkostninger, der skal internaliseres. Omkostningsbegreberne skal derfor defineres.

Der kan skelnes mellem;

- direkte private kørselsomkostninger,
- sociale eller samfundsmæssige omkostninger
- eksterne omkostninger og skadesomkostninger
- afværge- eller reduktionsomkostninger

jf. også tabel 1

De private omkostninger består af direkte kørselsomkostninger (slid, benzin uden afgift mv.) samt kørselsafgifter (benzinafgift, andre kørselsafgifter, bro- og motorvejsafgifter mv.). Dette er de variable afgifter og derfor også de marginale omkostninger. Derudover er der også de faste omkostninger ved anskaffelse (købspris samt afgifter) og de årlige forsikrings- og afgiftsomkostninger.

På den anden side er der samfundets omkostninger (sociale omkostninger), som er de totale omkostninger ved transporten (inkluderer både de private kørselsomkostninger og de eksterne omkostninger). Omkostningerne ved en eksternalitet kaldes også for skadesomkostningen og findes teoretisk mest korrekt gennem individernes betalingsvillighed (WTP) for at undgå denne skade.

Det er endvidere vigtigt ikke at forveksle afværgeomkostningerne eller reduktionsomkostninger med de eksterne omkostninger, idet disse godt kan være væsentlig mindre end de eksterne omkostninger. Tænk bare på omkostninger i forbindelse med oprettelse af foranstaltninger til at mindske antallet af trafikuheld. Disse er i mange tilfælde væsentlig mindre end de eksterne omkostninger, der er forbundet med dødsfald som følge af trafikuheld. De kan dog også være væsentlige højere (f.eks. omkostningerne forbundet med opstillingen og udskiftningen af kabelautoværnene langs motorvejene).

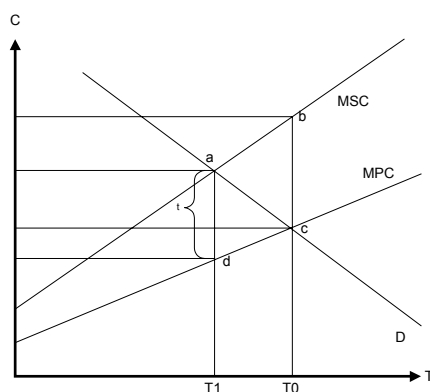
4.1.2 Dækning af eksterne omkostninger i Danmark

I et arbejdspapir fra Det Økonomiske Råd (Hauch, 1999) analyseres i en generel ligevægtsmodel det optimale niveau af transport, når der anvendes flere vejtransporttyper, og de primære typer af eksternaliteter (dog undtaget trængsel). Modellen er i flere af sine beskrivelser af både transportefterspørgsel og skadesopgørelser meget grov. Det ændrer dog ikke ved de kvalitative konklusioner af analyserne. I Hauch (1999) vises det, at anvendelse af differentierede skatter (i papiret kaldet *differentieret road pricing*, hvilket dog skal tages med et vist forbehold) på de forskellige transportmidler giver større velfærdsgevinster end både det nuværende skattesystem og et system baseret på ens brændstofafgifter. En anden konklusion fra Hauch (1999) er, at transportniveauet (målt i person- og tonkm) fra 1993 skal reduceres ganske væsentligt, for at det samfundsmæssige optimale transportniveau kan nås. Det er dog den første konklusion, der her er værd at lægge mærke til. Der skal dog tages det forbehold, at der ikke regnes på de

enkelte transportmidlers bidrag til de enkelte eksternaliteter, men i stedet ses på de samlede effekter.

Traditionelt anvendes i dag tre typer af skatter på transporten: faste afgifter (registrerings- og ejeravgifter), variable brændstofafgifter og afgifter på den lovpligtige ansvarsforsikring. Hvis disse to typer af afgifter skal fortolkes som forsøg på at internalisere transportens omkostninger, skal de faste afgifter dække transportens faste omkostninger og brændstofafgiften skal dække de variable omkostninger. Det er dog klart, at disse to typer af afgifter ikke i alle situationer vil være i stand til at afspejle de faktiske omkostninger fra trafikken, idet f.eks. den geografiske fordeling ikke kan tages med. Derimod kan afgifterne anvendes til at de sociale omkostninger dækkes. Det der søges opnået gennem internaliseringen er, som i alle andre situationer, at lave ikke-forvridende skatter, hvor påvirkningen af samfundets velfærd er mindst mulig. Der kan her ikke tages udgangspunkt i, at det ikke må være forvridende i forhold til den situation vi kender i trafikken i dag, men i stedet må de ikke være forvridende i forhold til den optimale situation set fra en (velfærdsøkonomisk) betragtning (se endvidere afsnittet om Pigou beskatning herefter).

4.2 Optimal Pigou beskatning



Figur 2 Illustration af velfærdsgevinsten ved indførsel af Pigou skatten t .

I økonomisk teori beskrives den såkaldte Pigouskat som den optimale skat til at opnå maksimal social velfærd. I dette afsnit vil indholdet af en sådan skat blive kort beskrevet med fokus på anvendelse indenfor transportsektoren. Mere detaljerede beskrivelser kan findes mange steder se f.eks. Tietenberg (1992) eller Pearce og Turner (1990) for en økonomisk teoretisk beskrivelse og Johansson og Mattsson (1995) eller Verhoef (1996) for en beskrivelse rettet mod transportområdet.

En ofte anvendt illustration er i et simpelt trafikflow-omkostningsdiagram - figur 2. I figuren vises efterspørgslen efter transport¹ som kurven D , der angiver den marginale benefit fra transport (det der begrunder transportefterspørgslen for de enkelte individer). De to omkostningskurver er hhv. den marginale private omkostning (MPC), der stiger med trafikmængden (T) pga. sektorinterne omkostninger (trængsel) og ellers indeholder alle variable omkostninger som den enkelte trafikant tager hensyn til i sit valg af transport. Derudover vises den

¹ Dette kan både være efterspørgslen på en enkelt rute som angivet i eksemplet ovenfor, men kan i lige så høj grad være en abstraktion til hele vejnettet.

marginale sociale omkostningskurve (MSC), der indeholder både de private omkostninger og de eksterne omkostninger.

Det optimale for trafikanterne er at sætte D lig med MPC (standard nyttemaksimering). Dette resulterer i trafikniveauet T_0 . Det fremgår af figuren, at dette giver anledning til en væsentlig højere samlet omkostning (afstanden bc).

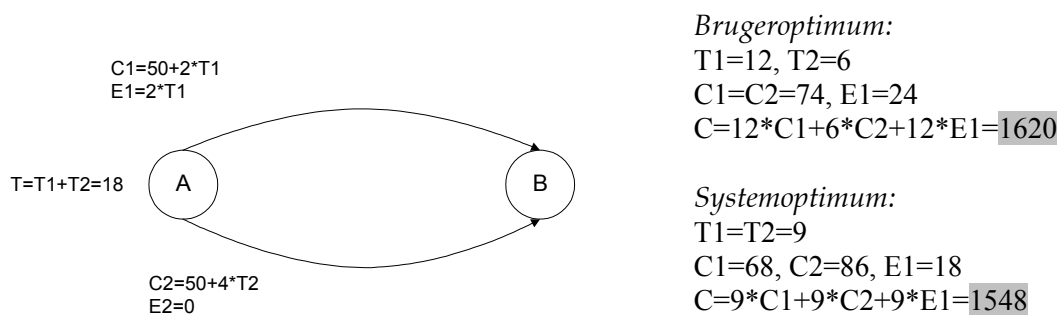
Det optimale sociale trafikniveau er T_1 , hvor de sociale marginale omkostninger er lig de marginale benefit (transportefterspørgslen). Hvis dette trafikniveau kunne nås ville den samlede samfundsmæssige gevinst svare til arealet abc .

En måde at nå til dette optimum er at indføre Pigouskatten t , der netop betyder at den private marginale omkostning bliver lig den sociale marginale omkostning i punktet a . Man kan tænke på det som en parallelforskydning af den private marginale omkostningskurve. I Verhoef og Rietveld (1996) gives en uddybende beskrivelse af fordelingen af gevinster og omkostninger forbundet med indførslen af den optimale skat.

Det er vigtigt at huske, at det ikke er en ren paretoforbedring, der er tale om, da både de trafikanter, der forsvinder (*the tolled off*) pga. den øgede marginale omkostning og de tilbageværende trafikanter (*the tolled on*) alt andet lige får et velfærdstab. Sidstnævnte gruppe får dog også en velfærdsgevinst i og med at deres rejsehastighed forøges, når trængslen reduceres. Hvorvidt nettoændringen er en gevinst eller et tab afhænger af de enkelte situationer. Der er i stedet tale om en potentiel pareto forbedring (det såkaldte Kaldor-Hicks kriterie), idet den samlede velfærdsændring er positiv. Vi skal ikke her komme nærmere ind på problemstillingerne omkring velfærdsændringerne.

Udgangspunktet for et transportsystem bør egentlig tages i en differentiering mellem såkaldte bruger- og systemoptima. I et brugeroptimum antages de enkelte brugere at optimere deres egen nytte. Dette optimum er ikke nødvendigvis det samme som det samfundsmæssigt optimale optimum - kaldet systemoptimum. De to optima vil være sammenfaldende, hvis den enkelte bruger (trafikanter) tager hensyn til alle de omkostninger, der opstår som følge af hans valg. Den enkleste måde at demonstrere forskellen på de to optima er at illustrere det med et eksempel, hvor der er to mulige ruter fra A til B. I brugeroptimum vil brugerne allokere sig på de to ruter, så omkostningen er ens på de to ruter. Den samlede omkostning (C_{BO}) ved denne løsning er, ved tilstedeværelse af omkostninger den enkelte bruger ikke tager hensyn til (f.eks. trængsel og andre eksterne omkostninger), større end den samlede omkostning (C_{SO}) når disse minimeres i hele systemet. Eksemplet er illustreret i figur 3. Det ses, at de to mulige ruter begge har en fast ruteomkostning på 50 kr. samt en trafikafhængig (trængsel) omkostning, der er dobbelt så stor for rute 2 i forhold til rute 1. På rute 1 derimod er der en ekstern omkostning.

I brugeroptimum vil trafikanterne fordele sig, så omkostningerne er ens på de to ruter. I tilfældet, hvor der ikke eksisterer en ekstern omkostning på rute 1, vil brugeroptimum og systemoptimum være ens, men da der netop findes eksterne omkostninger er dette ikke tilfældet.



Figur 3 Illustration på forskellen på bruger- og systemoptimum, hvor der er eksterne omkostninger (E_1).

Omkostningerne i figuren er pr. trafikant. De samlede omkostninger (de sociale omkostninger) er derfor $T_1 \cdot C_1 + T_2 \cdot C_2 + T_1 \cdot E_1$.

Det fremgår af eksemplet, at der er samfundsmæssige besparelser forbundet med at flytte trafikanter til ruten uden eksterne omkostninger. I dette specielle tilfælde tager trafikanterne hensyn til den trængsel der er, når de vælger rute. Derimod tager de enkelte trafikanter ikke hensyn til den trængsel, de påfører andre trafikanter i nettet. Denne trængsel kan opfattes som en del af de samlede eksterne omkostninger på rute 2. Løsningen, for at opnå det socialt optimale niveau, er derfor at indføre en skat på kørsel på rute 2 (en form for road pricing), hvor denne skat netop afspejler de eksterne omkostninger. Skatten på rute 1 skal have størrelsen $2 \cdot T_1$, der er lig den marginale sociale omkostning ved trafikniveauet T_1 – eller netop forskellen på den marginale omkostning og den af trafikanten oplevede marginale omkostning. En skat af denne størrelse vil netop resultere i den socialt optimale fordeling af trafikken (systemoptimum i dette tilfælde). Dette er den såkaldte Pigou skat.

I langt de fleste tilfælde er det ikke muligt at finde den optimale Pigou-skat. Dette skyldes i høj grad de restriktive forudsætninger, der skal opfyldes, for dels at skatten er optimal, dels at det ikke er muligt at finde alle de relevante komponenter, der skal inddrages i de eksterne omkostninger. Specielt vil dette være et problem set i forhold til, at trafikefterspørgslen ændres hele tiden, hvorved de resulterende eksterne omkostninger også ændres.

Problemet med at indføre en social optimal Pigou-skat relaterer sig også til, at den ikke kan anvendes partielt, idet der også andre steder i økonomien findes forvridende skatter og markedsimperfektioner. Indførslen af Pigou-skatter kræver derfor bl.a. at alle ”markeder” beskattes på denne måde.

Pigou-skatten skal derfor i høj grad ses som et bench-mark for den maksimalt opnåelige ”optimalitet”.

For at kunne fastsætte en optimal skat, kræves en opgørelse af de marginale eksterne omkostninger. Dette er derfor også det primære indhold i det næste kapitel. Inden da skal der kort ses på andre muligheder for at internalisere de eksterne omkostninger.

4.3 Omsættelige forureningstilladelser

Denne måde at regulere forurening er ikke ukendt og er specielt blevet diskuteret omkring Kyoto forhandlingerne. Enkelte anvendelser af metoden er implementeret

i bl.a. USA (se Verhoef et al, 1997), og er også med i den seneste el-reform i Danmark, hvor CO₂-kvoter anvendes som et nyt instrument.

Omsættelige forureningskvoter er dog en metode, der ikke kendes indenfor transportsektoren bl.a. pga. de praktiske problemer i forbindelse hermed. I Verhoef et al (1997) analyseres potentialet for at anvende metoden på transport.

Den primære fordel ved denne metode er, at mængden af forurening kan bestemmes på forhånd, hvorefter forureningstilladelser kan uddeles og omsættes. Herved fås også en markedspris på forureningen. Ulempen er, at dette kun ved et tilfælde er den mest efficiente og socialt optimale løsning. Denne løsning opnås ved at anvende de teoretiske Pigou skatter, som beskrevet i forrige afsnit, og fås ved omsættelige tilladelser kun, hvis regeringen netop rammer den socialt optimale mængde forurening (eller eksternaliteter - herunder luftforurening - i al almindelighed). Pigou-skatterne har, som nævnt, også store svagheder, idet de også kræver en præcis beskrivelse af de marginale effekter af transporten. I praksis er disse naturligvis lige så komplicerede at finde.

Der er principielt to indgangsvinkler til udstedelse af eksternalitetstilladelser. De to vinkler adskilles ved definitionen af, hvad der er det maksimale forureningsomfang og hvordan dette skal opgøres. Opgøres det ved den mængde forurening en forurener må udlede (*EPS, emission permit system*) eller opgøres det ud fra den mængde de forurenede modtager (*APS, ambient permit system*), hvor sidstnævnte er tættere relateret til de skader forureningen forårsager. Ulempen ved dette system er dog, at det kan være svært at afgrænse, hvem der er de forurenede, hvorimod EPS systemet giver direkte kobling til forurenerens mængde forurening. Ved anvendelse af APS ville det være nødvendigt, at forureneren får en tilladelse for hvert eneste geografisk punkt som hans forurening berører. Specielt vil dette problem gøre sig gældende for transport, hvor trafikanten skal have en tilladelse til at køre i ethvert geografisk område (på et givent tidspunkt). En fuldstændig differentiering af dette vil svare til et egentligt Road pricing system baseret netop på Pigou-afgifter.

En anden vigtig problemstilling omkring tilladelser er, hvordan den initiale fordeling skal foretages. Der diskuteres to ekstremer i måden at fordele på: den første fordeler tilladelser ud fra agenternes nuværende mængde forurening, hvorefter regeringen skal købe tilladelserne tilbage indtil det ønskede forureningsomfang er nået ("staten betaler princippet"). Ved den anden metode skal forurenerne købe tilladelser af regeringen for at opretholde deres ret til at forurene (forureneren betaler princippet).

Det største generelle problem ved forureningstilladelser er, at de ikke på tilfredsstillende vis kan tage højde for de tidsmæssige og geografiske dimensioner omkring forureningen (et problem, der i allerhøjeste grad også vedrører værdisætningen af eksternaliteterne).

I Verhoef et al (1997) analyseres hhv. efterspørgselsorienterede tilladelser (brugerorienterede tilladelser) og udbudsorienterede tilladelser. Blandt de efterspørgselsbaserede tilladelser analyseres følgende muligheder: *bilejerskabstilladelser, forskellige typer af vejbenyttelsestilladelser og omsættelige parkeringstilladelser*. Deres anvendelighed i forhold til trafikens eksterne omkostninger sammenfattes i tabel 9.

Tabel 9 Oversigt over forskellige mulige omsættelige "forureningstilladelser" indenfor transportsektoren.

	Egnethed	Kobling til eksternaliteter	Mulighed for omsættelighed	Fordele/svagheder i øvrigt
<u>Brugerrettede</u>				
Bilejerskabstilladelser	**	*	*	Fører til teknologiforbedringer, skift til mere efficiente biler.
Tilladelser til benyttelse				
<i>Dagsbasis</i>	*	*	***	Kan føre til modsat effekt, alle ture lægges på aktuel dag.
<i>Omsættelige km</i>	**	**	**	Ikke velegnet overfor tids- og rumlige fordelinger; giver ikke incitament til teknologiske forbedringer.
<i>Omsættelige brændstoftilladelser</i>	***	***	***	Svarer til brændstofafgift, men øvre grænse kan fastsættes; tids- og rumlige dimension kan ikke indføres; grænsehandels-problematik.
<i>Omsættelige Road pricing smart cards</i>	****	***	***	Det mest velegnede eksempel, minder om system forsøgt i Hong Kong.
Omsættelige parkeringstilladelser				
<i>I boligområder</i>	*	*	**	Påvirker kun indirekte; på timebasis kan det have modsat effekt (mere kørsel i bil).
<i>I Bycentrum</i>	*	**	*	De implicerede agenter ikke veldefinerede; manglende information.
<i>Firmaparkeringspladser</i>	**	**	***	De implicerede agenter (firmaerne) er veldefinerede. Hvis baseret på firmastørrelse er det kvantitativt inefficiet.
<u>Udbudsrettede</u>				
Tilladelser i bilindustrien				
<i>Gennemsnitlige miljøstandarder</i>	**	**	***	Virker kun via sammensætning af bilsalg. Medfører incitament til forskning og udvikling (F&U).
<i>Miljøvægtet bilsalg</i>	*	**	**	Virker kun via sammensætning af bilsalg. Medfører incitament til F&U. Den svarer til en indsats på efterspørgselssiden (bilejerskabstilladelser). Kan føre til højere priser på biler.
Tilladelser i brændstofindustrien				Som for bilindustrien mere eller mindre.

I tabellen udspecificeres de enkelte punkter ikke. Der er under punktet *kobling til eksternaliteter* foretaget en generel vurdering af denne kobling. Nogle systemer kan derfor godt have en god kobling til én form for eksternalitet, men stadig score lavt på skalaen (**** er den højeste score).

Det fremgår af tabel 9, at systemet, der placerer sig tættest op ad et egentligt road pricing system, er det mest efficiente i forhold til de enkelte eksternaliteter. Det system, der beskrives i Verhoef et al (1997) minder om et system beskrevet i Kildebogaard (1997), hvor der monteres et *Smart Card* i en enkelte bil, som tæller et vist antal enheder afhængig af tid, sted, biltype mv. Kortene kan ved et mindre kunstgreb gøres omsættelige. Dette system adskiller sig lidt fra det system, der er

under udvikling på DTU og AUC (Jensen og Kildebogaard, 1999), der baserer sig på GPS og GIS.

Generelt konkluderer Verhoef et al (1997), at der er et økonomisk teoretisk potentiale i anvendelsen af omsættelige forureningstilladelser indenfor transportsektoren. De lægger dog vægt på, at de enkelte midler, som beskrevet i tabel 4, skal anvendes i kombination, og at de er *omsættelige*. Mht. efficiens er de marginale Pigou-skatter stadig bedre (det optimale road pricing system, der også er praktisk umuligt at implementere, men kan bruges som bench mark), men mht. mulig offentlig accept tror de mere på de omsættelige tilladelser.

5 Praktiske forsøg på internalisering

I begyndelsen af 1990 blev der igangsat et forskningsprogram under EF, der skulle forsøge at finde de rette priser for transport (deraf navnet på projektet: *Getting the prices right*). Resultaterne fra projektet er rapporteret i rapporterne T&E (1993a og 1993b).

I projektet opgøres omkostningerne fra transporten (fokuserende på støj, uheld, luftforurening og vejvedligeholdelse) og der forsøges opstillet et skattesystem baseret på faste afgifter (årlige ejeravgifter og indregistreringsafgifter) og variable afgifter (brændstofafgifter). Det anføres, at de faste afgifter skal dække de faste omkostninger fra transporten. Dette er primært anlægsomkostninger, men ikke vedligeholdelsesomkostninger. Omkostninger for fragmenteringen af landskabet med deraf følgende påvirkninger af habitater mv. er således en del af disse faste omkostninger. Brændstofafgifterne skal dække de variable omkostninger, der dækker de eksterne omkostninger - dog ikke en lang række af de øvrige eksterne omkostninger som trængsel, utryghed, visuelle effekter, barrierereffekter osv².

Ud fra beregningerne (T&E, 1993b) nås frem til, at Danmark i 1992 vha. sine brændstofafgifter kun dækker ca. 40% af de variable (eksterne) omkostninger for benzindrevne køretøjer og 30% for diesel. Samtidig anføres det, at Danmark via sine høje faste afgifter mere end dækker de faste omkostninger. Der foretages ikke en sammenligning, der viser, om de samlede sociale omkostninger dækkes vha. de totale danske afgifter. Der er heller ikke foretaget korrektioner i forhold til, at der differentieres i registreringsafgiften mht. f.eks. installation af air bags og katalysatorer (de differentierede afgifter i forhold til installation af ekstra sikkerhedsudstyr er efterfølgende fjernet, da f.eks. air bags nu anses som standardudstyr i alle biler).

Anbefalingen i T&E (1993b) er, at afgifterne i Europa fastlægges i de enkelte lande efter ovenstående princip (faste afgifter dækker faste årlige omkostninger og brændstofafgifter dækker variable omkostninger).

Princippet med at anvende faste årlige afgifter og brændstofafgifter er også et princip, der gennem en årrække har været anvendt i den svenske afgiftspolitik på transportområdet. Selvom instrumenterne principielt er de samme som i Danmark, er argumenterne for størrelserne af afgifterne tættere relateret til de faktiske eksterne omkostninger fra trafikken. Udover disse to afgifter anvendtes også kilometerbaserede afgifter for dieselmotorer. Denne sidste afgiftstype viste sig at være særdeles anvendelig til at internalisere en række af omkostningerne, specielt de direkte infrastrukturrelaterede omkostninger (nedslidning). I forbindelse med Sveriges indlemmelse i EU er disse afgifter blevet fjernet – tilpasning til EU-reglerne og harmonisering af afgifter (Christensen og Gudmundsson, 1993). I Christensen og Gudmundsson (1993) gives et fyldigt referat af opbygningen af det svenske afgiftssystem, som det så ud på daværende tidspunkt. Det er i det beskrevne system ikke på alle områder og for alle effekter, en egentlig internalisering er foretaget, ligesom der er store forskelle på hvilke effekter, der

² At bl.a. de sociale omkostninger, de æstetiske og visuelle effekter ikke anbefales dækket af brændstofafgifterne virker umiddelbart forkert, da disse i lige så høj grad bør medregnes som negative eksterne effekter. Grunden til at disse ikke er medtaget må formodes at være manglende forsøg på at opgøre disse.

medtages for forskellige transportformer. De primære værdisætningsmetoder, der er anvendt, er: for *variable infrastrukturomkostninger*: faktiske omkostninger fordelt efter transportform; for *ulykker* er det analyser af betalingsvillighed for reduktion i risiko; For nogle *luftforureningskomponenter* er anvendt politisk betalingsvillighed eller afværgeomkostninger, mens det for især klimarelaterede forureningskomponenter formentlig er en politisk fastsat fast generel afgift pr. emitteret ton; (det angives ikke nærmere, hvordan denne er fundet). *Støj* forsøges ikke internaliseret i det beskrevne svenske system. En anden væsentlig problemstilling i det svenske system hænger naturligt sammen med, at de anvendte afgiftstyper – brændstofafgifter og registreringsafgifter, ikke kan differentieres over tid og rum, som også beskrevet i kapitel 3.

Selvom en del af trafikens eksterne omkostninger gennem brændstofafgifter teoretisk set kan internaliseres, er dette i praksis kun muligt i et vist omfang, idet der for de fleste eksternaliteter og transportmidler ikke er defineret et eksplicit marginalomkostningsansvar. Det er derfor vanskeligt gennem benzinafgifter at regulere præcist mod den effekt, der ønskes reguleret mod (bl.a. på grund af den manglende mulighed for geografisk og tidsmæssig fordeling).

5.1.1 Finsk analyse

I Otterström (1995) beskrives en finsk analyse af trafikens eksterne omkostninger dog med fokus på luftforurening og støj. Analysen læner sig kraftigt op ad værdier fundet i bl.a. Sverige og derudfra korrigeret til finske forhold. Metoden i dette studie er den pragmatiske: opgør de totale omkostninger fra de forskellige eksternaliteter (totalopgørelse, der fordeles på de enkelte faktorer). For at nå frem til omkostninger pr. km anvendes en gennemsnitsværdi. Dette harmonerer derfor ikke med det teoretiske princip om anvendelse af marginal prissætning. Omkostningerne fra luftforurening (undtagen klimapåvirkninger) og støj findes vha. opgørelse af ressourcetabet i de påvirkede sektorer. For klimaændringer værdisættes effekterne ved at se på afværgeomkostningerne. Værdien, der kræves for at standse væksten i CO₂ anvendes. Derudover anvendes WTP for at værdisætte effekterne af støj og luftforurening. Den gennemsnitlige omkostning pr km. kørt (uanset køretøjstype) for luft og støj beregnes til 0,11 FIM/km. Resultaterne fra analysen er angivet i bilag b.

5.1.2 Opgørelse af eksterne omkostninger i USA

Også i USA har man arbejdet med variable vejafgiftssystemer. I en række forsøg har man indført afgiftssystemer på bestemte vejstrækninger, der er afhængig af mængden af trafik. Netop trængslen er hovedargumentet for at indføre variable afgifter, mens andre eksternaliteter som sikkerhed, støj og luftforurening ikke har spillet nogen væsentlig rolle i udformningen af systemerne og priserne (Christensen, 1998). I USA ses generelle vejafgiftssystemer ikke som systemer, der umiddelbart kan have nogen anvendelse. Dette begrundes med de manglende tekniske muligheder for et sådant system. En ligeså vigtig begrundelse er, at det primære trafikale problem med amerikanske øjne ikke er eksternaliteter under et, men i særdeleshed eksternaliteten trængsel.

Der er i USA og Canada i 1994 og 1995 gennemført tre ph.d. studier, der prøver at fastsætte effekterne af denne trængselsprisætning på bl.a. emissionerne fra vejtrafikken. De tre studier beskrives i ph.d. rapporterne:

- Beamon, B.M. (1994) *Quantifying the effects of Road Pricing on Roadway Congestion and Automobile Emissions*
- Geoghegan, J.M. (1995) *The Road not taken: Environmental Congestion Pricing on the San Francisco-Oakland Bay Bridge*

- Helali, K.N. (1994) *Impacts of Congestion Pricing on Automobile Travel and Vehicle Emissions in the Greater Toronto Area*

Det har ikke været muligt at få adgang til disse rapporter tidsnok til at medtage en nærmere gennemgang af dem her. Som det dog fremgår af de korte resuméer, det har været muligt at kigge på, har det primære formål med dem været at se på miljøeffekterne af trængselsprissætningen, og ikke så meget at forsøge at værdisætte f.eks. miljøeksternaliteterne og anvende disse i prissætningen.

Udover de tre nævnte ph.d. studier er der lavet mange undersøgelser, der forsøger at opgøre omkostningerne. I Litman (1999) gives en omfattende gennemgang af analyser af trafikens omkostninger og de eksterne omkostninger i særdeleshed. Papiret er en opsummering af en større rapport af samme forfatter, som det ikke har været muligt at gennemgå indenfor den afsatte tidsramme i nærværende projekt. Det er derfor heller ikke muligt præcist at angive, hvordan de enkelte omkostninger er opgjort i alle tilfælde.

Opgørelserne i Litman (1999) er baseret på sammenfatninger af amerikanske (og enkelte europæiske) undersøgelser og indeholder opgørelser af alle omkostningskategorier (både interne, eksterne, faste og variable omkostninger). De beskrevne opgørelser er af forfatteren sammenfattet i en model til anvendelse for f.eks. TDM analyser (Travel demand modelling).

For de eksterne omkostninger fra luftforurening angives i Litman, at opgørelsesmetoderne er hhv. skadesomkostninger og afværgeomkostninger. Det beskrives ikke nærmere, hvad f.eks. skadesomkostningerne omfatter. Det må antages, at det er de sædvanlige helbredsskader samt påvirkninger af bygninger samt evt. klimaeffekter.

Det angives ikke nærmere, hvordan omkostninger forbundet med støj opgøres. Det anføres dog, at værdierne fra de amerikanske undersøgelser er lavere end tilsvarende europæiske, hvilket tilskrives større befolkningstæthed og større opmærksomhed på støjproblemer blandt befolkningen i Europa. Resultaterne fra Litman er angivet i bilag b.

Litman opgør udover de traditionelle omkostninger også en række af de omkostninger, der ikke normalt ses opgjort – barriereeffekter samt forskellige fordelingsmæssige eksterne påvirkninger (adgangen til kollektiv transport er dårligere for visse befolkningsgrupper mv.). Litman konkluderer dog, at disse effekter er relativt små. Disse resultater er dog også temmeligt usikre og kunne ønskes undersøgt nærmere.

5.1.3 Vurdering af luftforureningsomkostninger i Sverige

I et svensk studie, der er beskrevet i Leksell & Löfgren (1995), er anvendt en metode, der i store træk svarer til årsagskæden beskrevet i kapitel 2. Dog laves koblingen til kørte køretøjskm ikke, men til gengæld indføjes yderligere et led: *koncentration* i kæden inden *eksponeringen*.

Projektet betragter kun helbredseffekter af trafikken i større byer. Helt specifikt undersøges sammenhængen mellem en række emissionsforhold (der er kunstigt bestemt og ikke har en direkte kobling til et bestemt trafikmønster mv.) og de omkostninger disse har for helbredet (målt i SEK) i Göteborg. De bestemte emissionsforhold opgøres vha. af en spredningsmodel for Göteborg til hele byen og ændringerne i koncentrationerne beregnes.

I studiet forsøges de marginale effekter vurderet. Dette betyder også her antagelse af en lineær sammenhæng mellem de enkelte led i kæden. De marginale ændringer i koncentrationerne giver anledning til marginale ændringer i dosis – målt som de inhalerede mængder af hhv. VOC, NO_x og partikler.

For at kunne vurdere værdien af ændringerne i de inhalerede mængder af de tre stoffer anvendes dels WTP studier foretaget i Skandinavien (for både en marginal ændring og for store ændringer på 50-100% i forureningsniveauerne), dels helbredsrisikofaktorer i forholdet 1:1:10, der angiver, at skaderne fra VOC'er og NO_x'er er lige skadelige, mens partiklerne er 10 gange mere skadelige pr. inhaleret mg. af de tre stoffer. Disse forhold er fundet ved at se på de samlede emissioner af de tre stoffer i Göteborg regionen i 1991. Sidstnævnte vurdering indføres for at kunne foretage en værdifordeling på de tre stoffer, da det, som det anføres i rapporten, ikke er muligt at skelne mellem effekterne af det ene stof fra de andre i de WTP studier, der er gennemført. I WTP (og WTA – *Willingness to accept*) studierne er der gennemført Stated Preference spil, hvor respondenterne skulle svare på, hvad de var villige til at betale for hhv. reduktioner og villige til at acceptere forøgelser af den nuværende forurening. Disse var ikke nærmere bestemt på enkeltstoffer.

Studiet resulterer i endelige værdier for de tre stoffer som angivet i tabel 6. Derudover angives også de beregnede værdier for stofferne CO og SO₂.

Tabel 6 Estimerede værdier af helbredseffekterne af tre emissionskomponenter fra Leksell & Löfgren (1995)

Stof	SEK/mg
NO _x	4
VOC	4
Partikler	40
CO	0,08
SO ₂	8

I rapporten angives endvidere metoder til, hvordan de fundne værdier principielt kan overføres til andre byer, mindre som større.

5.1.4 Danske opgørelser

I Danmark er det primært Cowi, der har gennemført det arbejde, som har været udført i forhold til opgørelser af eksterne omkostninger. Dog har Vejdirektoratet i forbindelse med forskellige anlægsprojektvurderinger arbejdet med de såkaldte *Trafikøkonomiske enhedspriser* (Vejdirektoratet, 1994 og 1999). Disse enhedspriser angiver for de fleste omkostningstyper værdien pr. kørt km. De senest offentlige tilgængelige enhedspriser er offentliggjort i Vejdirektoratet (1999) og er her angivet i tabel 7. I Vejdirektoratet (1999) er der ikke angivet nærmere, hvorledes tallene er opgjort, og der henvises i stedet til de tidligere offentliggjorte tal.

Opgørelserne af priserne baseres for *støjreduktioner* på den hedoniske metode (se afsnit 3), for *uheld og personskader* på en undersøgelse af Kidholm (1995), der beregner en pris vha. betalingsvillighed for at reducere en given risiko.

For *Luftforurening* beregnes prisen indirekte ved at se på, hvad trafikanterne f.eks. vil investere i forureningsreducerende tiltag (f.eks. katalysatorer, som i 1991-1992 ikke var standardudstyr).

Tabel 7 Trafikøkonomiske enhedspriser på 1997 niveau. Kilde: Vejdirektoratet (1999)

Omkostningstype	Personbiler	Lastbiler
-----------------	-------------	-----------

Kørselsomkostninger		1,01	kr/km	1,09	kr/km
Tid		63,83	kr/time	187,15	kr/time
Trafikuheld (personskader)		1.715.790	kr/uheld	1.715.790	kr/uheld
Støj		41.447	kr/SBT ¹⁾	41.447	kr/SBT ¹⁾
Luftforurening	Lokal	0,14	kr/km	0,29	kr/km
	Regional	0,05	kr/km	0,13	kr/km
Barriereeffekt og oplevet risiko		10.467	kr/BRBT ²⁾	10.467	kr/BRBT ²⁾

1) Støjbelastningstal

2) Barriere- og risikobbelastningstal

I Cowi (1994 og 1997) er Vejdirektoratets enhedspriser fra 1991 bl.a. anvendt og i nogle tilfælde opdateret, mens det i Cowi (1999) er nyere internationale værdier, der danner det primære grundlag. I Cowis undersøgelser opstilles høje og lave skøn for enhedspriserne og omkostningerne, hvor disse baseres på forskellige opgørelsesmetoder. De høje og lave skøn tages som en indikation af tallenes usikkerhed. Disse skøn er angivet i bilag b.

Den væsentligste forskel på opgørelsesmetoderne i de tre Cowi-rapporter er, at i Cowi (1999) er udgangspunktet opstillingen af de opgørelsesrammer for luftforurening, der er angivet i afsnit 2, mens det i de to tidligere opgørelser kun delvist er denne metode, der anvendes ved luftforurening. I Cowi (1999) er det desuden kun luftforureningsomkostninger, der prissættes.

Da det i Cowi (1994 og 1997) er omkostningsbetragtninger, der primært er baseret på Vejdirektoratets enhedsomkostninger, er opgørelsesmetoderne derfor også stort set identiske hermed. Dvs. for *støjbelastningerne* anvendes den indirekte betalingsvillighed i form af forskelle i huspriser (hedonisk pris) samt en opgørelse af hvor mange huse, der er støjbelastet. Dette giver et skøn over de samlede omkostninger fra støj. Den marginale støjomkostning findes derefter som en 10% ændring i forhold til støjbelastning på en gennemsnitlig vej³.

For at opgøre prisen ved *luftforurening* anvendes enhedsomkostningerne fra Vejdirektoratet og i Cowi (1994 og 1997) endvidere en indirekte prissætningsmetode. I Cowi (1997) er det prisen på installation af katalysator, der anvendes som indikator for betalingsvilligheden for at foretage en reduktion. Da installationen af katalysatorer yderligere er baseret på en politisk beslutning om at stramme emissionskravene til personbiler, kan de fundne omkostninger tolkes som den politiske betalingsvillighed. Dette er altså ikke nødvendigvis den rette pris, da der ved andre indgreb godt kan forekomme en højere omkostning. I stedet kan den politiske betalingsvillighed ses som en undergrænse for omkostningen ved luftforurening. Dette er også denne måde som, den politisk bestemte pris anvendes på i f.eks. Cowi (1999) samt i andre af de refererede studier.

For at finde trængselsomkostningerne er det antaget, at vejinvesteringerne gennem en tiårig periode har modsvaret stigningen i trafikken, således at trængselssituationen er uændret. Omkostningen pga. trængsel er derfor (som for luftforurening) opgjort som forebyggelsesomkostningen (politisk bestemt). Dette er igen en angivelse af den mindste omkostning.

De opgjorte ”enhedspriser” fra Cowi (1997) er angivet i tabel 8.

Tabel 8 Enhedspriserne fra Cowi (1997). Priserne i 1993-niveau.

Kr/km	Bil	Varebil	Lastbil	Bus	Knallert
-------	-----	---------	---------	-----	----------

³ Dette er et opfundet teknisk begreb, der baseres på en antaget fordeling af køretøjer på en gennemsnitlig vej i hhv. by og landområder. Det er således ikke muligt at foretage analyser, hvor den ”marginale” ændring er væsentlig forskellig fra 10 %.

	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn
Trængsel	0,19	0,19	0,24	0,24	0,72	0,72	0,48	0,48		
Støj	0,02	0,03	0,03	0,06	0,14	0,28	0,1	0,21		
Luft	0,03	0,04	0,03	0,06	0,18	0,3	0,25	0,41		
Uheld	0,05	0,15	0,09	0,26	0,32	0,95	0,18	0,54	0,1	0,15
I alt	0,29	0,41	0,39	0,62	1,36	2,25	1,01	1,64	0,1	0,15

Det lave skøn er for luft, uheld baseret på Vejdirektoratets enhedspriser, mens dette anvendes som udgangspunkt for både det høje og lave skøn for støj (lavt skøn: 50% af højt ved vurdering af omkostning pr. støjbelastet bolig). Det høje og lave skøn for luft er baseret på hhv. en tysk og en svensk undersøgelse af den indbyrdes vægtning af skadeligheden af de anvendte stoffer. Uheld er baseret på Vejdirektoratets enhedspriser som det lave skøn og Kidholm (1995) WTP undersøgelse som det høje skøn.

En væsentlig forskel fra de første undersøgelser (Cowi, 1994 og 1997) til undersøgelserne i Cowi (1999) er, at der her er beregnet usikkerheder på de opgjorte priser. Disse beregnede usikkerheder danner efterfølgende grundlaget for de høje og lave skøn. Dog er de beregnede usikkerheder selv usikre, da ikke alle usikkerhedselementer er medtaget (det har givetvis ikke været muligt at kvantificere dem). Usikkerhederne beregnes vha. antagne fordelinger af de enkelte led i værdisætningskæden beskrevet i kapitel 2.

Selve opgørelsesmetoden fra de enkelte led er for omfattende til at blive gengivet her. I stedet henvises til kapitel 2 og 3 samt til Cowi (1999). Dog skal det nævnes, at også her anvendes Kidholm (1995) som kilde til at vurdere skadesomkostningerne ved luftforurening. Dette er derfor en væsentlig ændring i forhold til de tidligere undersøgelser. Resultater fra det store EU projekt ExternE⁴ anvendes i sammenhæng med den danske undersøgelse til at give de endelige omkostningsestimater. Det væsentligste at sige i denne sammenhæng er, at alle de anvendte resultater baseres på contingent valuation opgørelser (opgørelser af WTP vha. stated preference analyser). Et andet punkt, hvorpå Cowi (1999) adskiller sig fra de tidligere undersøgelser, er detaljeringsgraden i opdelingen på transportmidler. Dette fremgår også af tabel 8.

I tabel 9 er de marginale enhedsomkostninger fra Cowi (1999) angivet. De viste værdier er udelukkende de sammenfattede værdier, for mere detaljerede opdeling (bl.a. på de enkelte stoffer for de enkelte emissionskomponenter) henvises til bilag b. Størrelserne af disse marginale enhedsomkostninger er, som tidligere nævnt, fundet ud fra metoden beskrevet i afsnit 3.1. Dvs. bidraget fra de enkelte komponenter til den samlede omkostning findes ud fra emissionsfaktoren via eksponering, dosis, respons til værdisætning.

Tabel 9 Opgørelser af "marginale" enhedsomkostninger fra Cowi (1999) for luftforurening. Sammenlægning af stofferne NO_x, SO₂, CO, CO₂, HC og partikler (en opdeling på disse stoffer er angivet i bilag b). Prisniveau 1995, dog uden at korrigere alle tal i forhold til 1995.

Kr/km	By			Land		
	Lavt skøn	Centralt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Centralt skøn	Højt skøn
Personbil (u.kat.)	0,08	0,25	1,45	0,11	0,32	2,06
Personbil (m.kat.)	0,02	0,07	0,42	0,02	0,07	0,47
Personbil (diesel)	0,05	0,19	2,29	0,02	0,07	0,51

⁴ ExternE er et projekt finansieret af EU med formål at opgøre de eksterne luftforureningsomkostninger fra energi-produktionen og ikke direkte for transportsektoren. Cowi har i projektet omregnet værdierne fra energi-sektoren til transportsektoren. Det har ikke været muligt at gennemgå ExternE projektets resultater i nærværende litteraturstudie.

Bus (diesel)	0,48	1,58	13,63	0,23	0,69	4,91
Varebil (benzin)	0,06	0,17	1,06	0,05	0,16	1,05
Varebil (diesel)	0,07	0,26	3,06	0,04	0,13	0,94
Lastbil (diesel)	0,44	1,51	14,17	0,19	0,57	4,06
Persontog(diesel)				2,45	7,22	52,26
Persontog(el)				0,69	2,09	15,27
Godstog (diesel)				4,91	14,45	105,13
Fly (jet)				3,62	11,22	77,95
Fly(turboprop.)				0,42	1,34	9,26
Færge				56,84	167,79	1203,86
Fragtskib				18,32	53,72	393,60

I 1996 havde Det Økonomiske Råds halvårsrapport (DØRS, 1996) et afsnit om transportsektorens omkostninger. Et led i opfølgningen på de beregninger, der blev beskrevet i dette afsnit er angivet i et notat af Larsen (1996). I notatet beskrives, hvordan der regnes frem til de samlede omkostninger fra transportsektoren. Ligeledes gennemgås, hvordan de marginale omkostninger pr. personkm, tonkm og køretøjskm findes. Fremgangsmåden er ligefrem og forholdsvis simplificeret i sammenligning med f.eks. Cowi (1999).

I Larsen (1996) tages for luftforurening udgangspunkt i en norsk analyse, hvor det er forsøgt at beregne de marginale eksterne omkostninger ved et ekstra kg. udslip af NO_x, SO₂, CO og Partikler. De effekter, der er regnet på i den norske undersøgelse er helbredsskader, forsurening og korrosion. Skaderne vurderes vha. dose-respons sammenhænge. Værdisætningen for korrosionsskader og forsureningsskader sker på baggrund af markedspriserne (omkostningerne forbundet med øget vedligeholdelse samt tabt indtjening fra reduceret skovtilvækst mv.). For helbredsskaderne opgøres omkostningerne ved en vurdering af produktionstabene som følge af sygdom og død. Der er ikke i den norske undersøgelse anvendt direkte betalingsvillighedsundersøgelser (WTP og WTA undersøgelser).

Resultaterne fra den norske undersøgelse oversættes til ét gennemsnit for hele Danmark ved en antagelse om, at resultaterne fra Oslo direkte svarer til forhold og niveau i de største danske byer. Nedskaleringen til et niveau for hele landet sker derefter i forhold til de store danske byer. Gruppen af stoffer udvides med kulbrinter (HC) ved en antagelse om, at skadevirkningen for HC er lig skadevirkningen for SO₂.

Ved antagelse om lineært stigende marginalomkostninger opnås sammenhæng mellem marginal- og gennemsnitsomkostninger, hvor gennemsnitsomkostningerne er lig halvdelen af marginalomkostningerne. De beregnede værdier er angivet i tabel 10.

Tabel 10 Luftforurening. Omkostninger pr. kg. forurenede udslip i Larsen (1996). Prisniveau 1993.

	NO _x	SO ₂	Partikler	CO	HC
	-----Kr. pr kg.-----				
Marginalomkostninger	186,70	56,90	186,00	0,01	52,00
Gennemsnitsomkostninger	93,40	56,90	93,00	0,005	26,00

Gennemsnitsomkostningerne anvendes til at finde de totale omkostninger og opnås ved at gange gennemsnitsomkostningerne med udslippet af de enkelte stoffer fra de udvalgte transportmidler (bil, bus, persontog, varebil, lastbil og godstog) og derefter dividere med transportarbejdet for hvert af transportmidlerne.

Ved at antage lineære emissionskoefficienter findes de marginale omkostninger for luftforurening på samme måde.

For beregningerne af støj anvendes Vejdirektoratets enhedspriser (fra 1991) til at angive de samlede omkostninger. Fordelingen på køretøjer sker separat for banetrafik og vejtrafik, idet gods- og persontog antages at være lige belastende. For vejtrafikken anvendes en støjformel, angivet af Trafikministeriet, der tager udgangspunkt i de enkelte transportmidlers støjemission og deres trafikarbejde. Ændringerne i støjniveauet overføres på ændrede *Støjbelastningstal* (bestemt af Vejdirektoratet) og dermed ændrede omkostninger og endelig en beregning af de marginale støjomkostninger.

Ved antagelse af belægningsfaktorer (personer pr. køretøj og tons pr. køretøj) i de enkelte køretøjer når DØRS frem til de marginale enhedsomkostninger pr. køretøjskm. Disse værdier er angivet i tabel 11. Der angives i Larsen (1996) ikke marginale omkostninger for hver emissionskomponent for sig selv.

Tabel 11 Luftforurening og støj. Marginalomkostninger pr. personkm eller tonkm. samt køretøjskm. Beregnet i Larsen (1996). Kr/Km er fundet ved antagelse af en gennemsnitlig belægningsfaktor.

	Bil	Bus	Persontog	Varebil	Lastbil	Godstog
kr./perskm. eller kr/tonkm.	0,46	0,22	0,33	9,84	0,56	0,41
Kr/km.	0,82	4,29	30,91	0,94	3,74	43,26

Den meget høje marginalomkostning for varekørsel i varebiler skyldes en meget lav belægningsgrad (ton pr. køretøj), idet varebilerne som gennemsnit ikke kan have særlig stor last. For at nå frem til størrelsen kr/km ganges kr/tonkm med belastningsgraden, hvorved den lavere omkostning også fås for varebilerne.

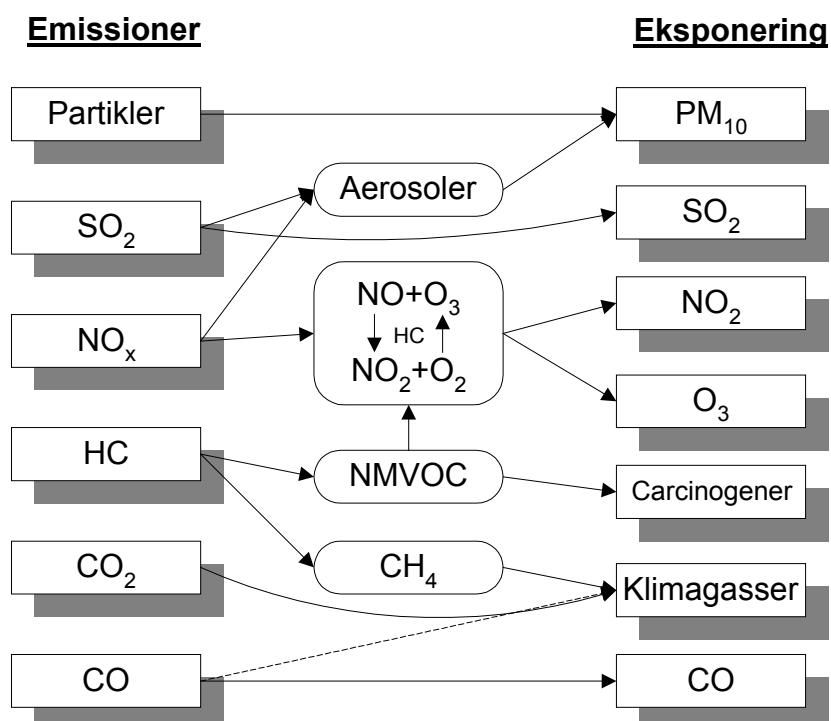
Seneste opgørelse af de såkaldte enhedspriser findes i Finansministeriet (1999). Dette er dog nærmere en anbefaling af, hvilke enhedspriser, der skal anvendes til værdifastsættelse af de fire traditionelle eksternaliteter – trængsel, støj, luftforurening og uheld. Tallene i denne rapport er sammenfattet af Vejdirektoratets trafikøkonomiske enhedspriser for 1999 for støj, uheld og trængsel (se Vejdirektoratet, 1999 samt ovenfor) samt Det økonomiske Råds opgørelse af luftforurening (se Larsen, 1996 samt ovenfor). Tallene er i Finansministeriet opregnet til 1999 prisniveau, men er ellers ikke ændret i forholdt til de to angivne analyser.

6 Litteratur

- Beamon, B.M. (1994). *Quantifying the effects of Road Pricing on Roadway Congestion and Automobile Emissions*. Ph.d. dissertation from Georgia Institute of Technology, USA.
- Christensen, A. (1998). Variable afgifter på veje. – Erfaringer fra USA. *Transportrådet notat*. nr. 98-07.
- Christensen, L. og H. Gudmundsson (1993). *Transportsektorens eksterne effekter*. Notat 93-01 Transportrådet.
- Cowi (1994). *Tax Provisions in the Transport Sector, Volume 1: Internalisation and the External Costs of Transport*. Cowi, Lyngby.
- Cowi (1999). *Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger. Luftforurening*. Cowi, Lyngby.
- DØRS (1996). *Dansk økonomi.- Forår 1996*. Det økonomiske råd.
- Filliger, P., V. Puybonnieux-Texier og J. Schneider (1999). *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assesment project of Austria, France and Switzerland*. Federal department of Environment, Transport, energy and Communications. Bureau for Transport Studies. Bern, Switzerland.
- Finansministeriet (1999). *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger*. Finansministeriet, november 1999.
- Geoghegan, J.M. (1995). *The Road not taken: Environmental Congestion Pricing on the San Francisco-Oakland Bay Bridge*. Ph.d dissertation from University of California, Berkeley, USA.
- Hauch, J. (1999). *Optimal level of Multiple Types of Transportation with Several Externalities*. DØRS Working paper no. 1999:4. DØRS, København. www.dors.dk/publ/.
- Helali, K.N. (1994). *Impacts of Congestion Pricing on Automobile Travel and Vehicle Emissions in the Greater Toronto Area*. Ph.d. dissertation from University of Waterloo, Canada.
- Jensen, P. og J. Kildebogaard (1999). *FORTRIN programmet: Beskrivelse af et kørselsafgiftssystem*. Notat 1999-1, IFP, DTU.
- Kidholm, K. (1995). *Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker*. Odense Universitet.
- Larsen, M. (1996). *Transportens eksterne effekter*. Arbejdspapir nr. 1996:4. Det økonomiske råds sekretariat.
- Leksell, I. & Löfgren, L. (1995). *Värdering av lokala luftförorenings effekter. – Hur värdera bilavgassernas hälsoeffekter i tätorter?* KFB rapport 1995:5. KFB, Stockholm.
- Litman, T. (1999). *Transportation Cost Analysis. – Summary*. Victoria Transport Policy Institute. Victoria, Canada. www.islandnet.com/~litman.
- Miljø- og Energiministeriet (1999). *Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1999*. Miljø- og Energiministeriet. www.mem.dk/publikationer.

- Møller, F. (1996). *Værdisætning af miljøgoder*. Jurist og Økonomforbundets Forlag.
- Otterström, T. (1995). Pricing of Environmental Impacts of Emissions from Road Traffic – Recent and Present Research in Finland. *The Science of the Total Environment*. Vol. 169. s. 311-319.
- Pearce, D.W. og R.K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- Persson, U. og K. Ödegaard (1995). External Cost Estimates of Road Traffic Accidents. An International Comparison. *Journal of Transport Economics and Policy*. Vol. 29 pp. 291-304.
- Rothengatter, W. (1994). Do External Benefits Compensate for External Costs of Transport? *Transportation Research A*. Vol 28A. No. 4 pp. 321-328.
- T&E (1993a). *External Benefits of Transport?* T&E rapport no. 93/6. EU, Bruxelles.
- T&E (1993b). *Getting the Prices Right – Short version*. T&E 93/7 European Federation for Transport and Environment.
- Tietenberg, T. (1992). *Environmental and Natural Resource Economics*. 3. udg. HarperCollins,
- Varian, H.R. (1994). A Solution to the Problem of Externalities When Agents are Well-Informed. *American Economic Review*. Vol. 84(5).
- Vejdirektoratet (1994). *Trafikøkonomiske enhedspriser .-Prisniveau 1992*. Vejdirektoratet, oktober 1994.
- Vejdirektoratet (1999). *Trafikøkonomiske enhedspriser.-Prisniveau 1997*. Vejdirektoratet rapport nr. 186, oktober 1999.
- Verhoef, E. (1996) *The Economics of Regulating Road Transport*. Edward Elgard, Cheltenham, UK.
- Verhoef, E. og P. Rietveld (1996). *Social Feasibility of Policies to reduce Externalities in Transport*. Rapport nr. TI 96-98/5. Tinbergen Institute, Amsterdam, Holland.
- Verhoef, E., P. Nijkamp og P. Rietveld (1997). Tradable Permits: their potential in the regulation of road transport externalities. *Environment and Planning B: Planning and Design*. Vol 24. pp. 527-548.

Figuren herunder angiver de omdannelsesprocesser de emitterede stoffer undergår. Figuren er gengivet fra Cowi (1999).



Sammenhæng mellem emissioner og eksposering. Kilde Cowi (1999)

Bilag B

I bilaget her er angivet alle de tabeller med opgørelser af omkostninger samt de enhedspriser, der er beskrevet i notatet.

Tabellerne er samlet i forhold til de enkelte eksternaliteter: *Luftforurening*, *Uheld*, *Støj* og endelig de samlede tabeller, hvor alle eksternaliteterne er angivet.

Luftforurening

Svensk undersøgelse, 1995

Leksell & Löfgren (1995) – Prisniveau 1993

Stof	SEK/mg	Stof	Kr/mg
NOx	4	NOx	3,4
VOC	4	VOC	3,4
Partikler	40	Partikler	34
CO	0,08	CO	0,068
SO2	8	SO2	6,8

USA, 1997

Litman, T (1999) - Prisniveau 1997

USD/Ton	Skadesomk	Afværgeomk.	kr/Ton	Skadesomk	Afværgeomk
NOx	4820	10634	NOx	33691,8	74331,66
VOC	2420	9944	VOC	16915,8	69508,56
Partikler	6507	3687	Partikler	45483,93	25772,13
CO		2714	CO	0	18970,86
SO2	2903	7111	SO2	20291,97	49705,89

USD/Mile	Lavt	Mellem	Højt
Benzinbil	0,008	0,069	0,129
Benzin varebil	0,012	0,1	0,188
Dieselbil	0,016	0,121	0,225
Diesel varebil	0,006	0,061	0,116
Lastbil	0,054	0,644	1,233

Kr/km	Lavt	Mellem	Højt
Benzinbil	0,035	0,300	0,560
Benzin varebil	0,052	0,434	0,817
Dieselbil	0,070	0,526	0,977
Diesel varebil	0,026	0,265	0,504
Lastbil	0,235	2,798	5,357

Cowi, 1997 - Prisniveau 1993

kr/kg	Land		By	
	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn
Nox	21	28	62	84
HC	11	17	33	50
CO	0,17	0,24	0,5	0,74
SO2	10	17	31	50
Partikler	17	118	50	353

kr/km	Land		By		Gennemsnit	
	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn
Bil	0,02	0,03	0,08	0,12	0,03	0,04
Varebil	0,02	0,04	0,09	0,15	0,03	0,06
Lastbil	0,13	0,22	0,41	0,68	0,18	0,3
Bus	0,18	0,3	0,58	0,95	0,25	0,41

Cowi, 1999 – Prisniveau 1997

Kr/kg	By			Land		
	Lavt skøn	Centralt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Centralt skøn	Højt skøn
Partikler	132,69	644,72	9319,32	60,47	172,29	1449,04
NOx	28,39	82,76	579,04	26,91	78,48	566,67
SO2	23,91	68,66	391,52	13,52	38,66	304,94
CO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HC	5,88	18,63	56,28	5,88	18,63	56,28
CO2	0,01	0,04	0,23	0,01	0,04	0,23

Kr/km	By			Land		
	Lavt skøn	Centralt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Centralt skøn	Højt skøn
Personbil (u.kat.)	0,08	0,25	1,45	0,11	0,32	2,06
Personbil (m.kat.)	0,02	0,07	0,42	0,02	0,07	0,47
Personbil (diesel)	0,05	0,19	2,29	0,02	0,07	0,51
Bus (diesel)	0,48	1,58	13,63	0,23	0,69	4,91
Varebil (benzin)	0,06	0,17	1,06	0,05	0,16	1,05
Varebil (diesel)	0,07	0,26	3,06	0,04	0,13	0,94
Lastbil (diesel)	0,44	1,51	14,17	0,19	0,57	4,06
Persontog(diesel)				2,45	7,22	52,26
Persontog(el)				0,69	2,09	15,27
Godstog (diesel)				4,91	14,45	105,13
Fly (jet)				3,62	11,22	77,95
Fly(turboprop.)				0,42	1,34	9,26
Færge				56,84	167,79	1203,86
Fragtskib				18,32	53,72	393,60

Cowi, 1999 – Prisniveau 1997

Køretøjer (DKK/km) 1997 prisniveau	alt	Partikler	NOx	SO2	CO	HC	CO2	alt	Partikler	NOx	SO2	CO	HC	CO2
Personbil (u.kat.)	0,25		0,17	0,00	-	0,08	0,01	0,32	-	0,26	0,00	-	0,05	0,01
Personbil (m.kat.)	0,07	-	0,05	0,00	-	0,01	0,01	0,07	-	0,05	0,00	-	0,01	0,01
Personbil (diesel)	0,19	0,13	0,05	0,00	-	0,00	0,01	0,07	0,02	0,04	0,00	-	0,00	0,01
Bus (diesel)	1,58	0,38	1,09	0,02	-	0,04	0,05	0,69	0,05	0,58	0,01	-	0,02	0,03
Varebil (benzin)	0,17	-	0,13	0,00	-	0,03	0,01	0,16	-	0,13	0,00	-	0,01	0,01
Varebil (diesel)	0,26	0,17	0,08	0,00	-	0,00	0,01	0,13	0,05	0,06	0,00	-	0,00	0,01
Lastbil (diesel)	1,51	0,52	0,90	0,02	-	0,04	0,03	0,57	0,06	0,46	0,01	-	0,02	0,02
Persontog(diesel)	-	-	-	-	-	-	-	7,22	0,69	6,20	0,06	-	0,10	0,17
Persontog(el)	-	-	-	-	-	-	-	2,09	0,08	1,10	0,70	-	0,00	0,20
Godstog (diesel)	-	-	-	-	-	-	-	14,45	1,55	12,32	0,11	-	0,11	0,35
Fly (jet)	-	-	-	-	-	-	-	11,22	-	9,57	0,08	-	0,16	1,40
Fly(turboprop.)	-	-	-	-	-	-	-	1,34	-	1,10	0,01	-	0,01	0,22
Færge	-	-	-	-	-	-	-	167,8	4,65	154,29	2,74	-	1,79	4,31
Fragtskib	-	-	-	-	-	-	-	53,72	3,79	41,36	7,11	-	0,41	1,05

Larsen (1996). Prisniveau 1995

	NO _x	SO ₂	Partikler	CO	HC
	-----Kr. pr kg.-----				
Marginalomkostninger	186,70	56,90	186,00	0,01	52,00

Gennemsnitsomkostninger	93,40	56,90	93,00	0,005	26,00
-------------------------	-------	-------	-------	-------	-------

	Bil	Bus	Persontog	Varebil	Lastbil	Godstog
kr./perskm. eller kr/tonkm.	0,46	0,22	0,33	9,84	0,56	0,41
Kr/km.	0,82	4,29	30,91	0,94	3,74	43,26

Uheld

COWI 1994

Trafikøkonomiske Enhedspriser 1991, Vejdirektoratet 1992

Kategori	Årlige omkostninger (mio. Kr)
Politi og ambulanceservice	37
Hospital og læge behandling	527
Pleje i hjemmet	4
Produktions tab	1833
Total	2401

Trafikøkonomiske Enhedspriser 1991, Vejdirektoratet 1992

Kr	Pr. Person dræbt	Pr. Person hårdt såret
Eksterne omk. Excl. Velfærd	1707000	158000
Velfærdsfaktor	2	1/3
Velfærdsomk.	3414000	52000
Total	5121000	210000

Trafikøkonomiske Enhedspriser 1991, Vejdirektoratet 1992

	Eksterne omk.v trafikuheld (mio. Kr)	
	Lavt skøn	Højt skøn
Direkte omk.	2400	2400
Velfærdstab	1684	6600
Total	4084	9000

Færdselsuheld 1991, Danmarks Statistik 1992

Prisniveau 1991	Fordeling af omk		Totale eksterne omk (mio. Kr)	
	Velfærd	Andre	Lavt skøn	Højt skøn
Biler	53	63	2405	5010
Varebiler	20	18	757	1740
Lastbiler	25	18	841	2070
Busser	2	2	82	180
Total	100	100	4084	9000

Cowi, 1997

Lavt skøn baseret på Vejdirektoratets enhedsomkostninger

Højt skøn baseret på Kidholm, 1995 (WTP)

Prisniveau 1993

kr/km	Land		By		Gennemsnit	
	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn
Bil	0,04	0,11	0,07	0,22	0,05	0,15
Varebil	0,08	0,22	0,1	0,33	0,09	0,26
Lastbil	0,29	0,85	0,39	1,21	0,32	0,95
Bus	0,14	0,4	0,21	0,67	0,18	0,54
knallert	0,08	0,11	0,1	0,16	0,09	0,15

USA, 1997

Litman, T (1999) – Prisniveau 1997

Cent/Mile	Land			By			Alle		
	Høj	Medium	Lav	Høj	Medium	Lav	Høj	Medium	Lav
Bil	9,68	3,15	1,76	4,03	1,28	0,78	6,02	1,94	1,13
Varebil	10,21	3,31	1,75	4,05	1,27	0,74	6,7	2,15	1,17
Lastbil	5,97	2	0,97	2,21	0,71	0,4	3,9	1,29	0,65
Bus	14,15	4,4	2,36	6,25	1,89	1,08	9,55	2,94	1,62

Kr/Km	Land			By			Alle		
	Høj	Medium	Lav	Høj	Medium	Lav	Høj	Medium	Lav
Bil	0,42	0,14	0,08	0,18	0,06	0,03	0,26	0,08	0,05
Varebil	0,44	0,14	0,08	0,18	0,06	0,03	0,29	0,09	0,05
Lastbil	0,26	0,09	0,04	0,10	0,03	0,02	0,17	0,06	0,03
Bus	0,61	0,19	0,10	0,27	0,08	0,05	0,41	0,13	0,07

Støj

COWI, 1994

Prisniveau 1991

Støjniveau	Omkostnings estimat for støj (mio kr)				
	55-59	60-64	65-69	>70	Total
Ant. Husstande	546828	199072	173493	50778	669171
Vejdir.	900	1457	2601	1691	6652
Int. gn.snit	184	448	651	391	1664
WTP	430	530	600	240	1800

	Km/år (mio)	Støj faktor	% af støj omk.	Omk.(mio kr.)	
				Lavt skøn	Højt skøn
Biler	29504	1	53	954	3526
Varebiler	3417	2	13	234	865
Lastbiler	2876	5	29	522	1924
Busser	500	5	5	90	333
Total	36297		100	1800	6653

USA, 1997

Litman, T (1999) - Prisniveau 1997. Originale data og omregnet til kr./km.

Hastighed (miles per hour)

Cent/Mile	20	25	30	35	40	45	50	55	60
Bycentrum	0,02	0,03	0,05	0,07	0,1	0,13	0,16	0,2	0,24
Boligområde	0,02	0,03	0,05	0,07	0,1	0,13	0,16	0,19	0,23
Land	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Hastighed (km/t)

Kr/km	32	40	48	56	64	72	80	88	97
Bycentrum	0,001	0,001	0,002	0,003	0,004	0,006	0,007	0,009	0,010
Boligområde	0,001	0,001	0,002	0,003	0,004	0,006	0,007	0,008	0,010
Land	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Cowi, 1997

Prisniveau 1993

kr/km	Land		By		Gennemsnit	
	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn
Bil	0	0,01	0,03	0,07	0,02	0,03
Varebil	0,01	0,02	0,06	0,12	0,03	0,06
Lastbil	0,04	0,09	0,27	0,55	0,14	0,27
Bus	0,03	0,07	0,21	0,42	0,1	0,21

Samlet

COWI, 1994

Prisniveau 1991

Personbil m. katalysator

Case A: Marginal omk. Lig gnsnit omk. (kun luftforurening)

Case B: Marginal omk. Hhv. 50% af og 50% over af gnsnit. Omk.(kun luftforurening)

Kr/km	Case A		Case B	
	Lavt skøn	Højt Skøn	Lavt skøn	Højt Skøn
Infrastruktur	0	0	0	0
Ulykker	0,05	0,1	0,05	0,1
Støj	0,02	0,08	0,02	0,08
Luftforurening	0,01	0,07	0	0,1
Total	0,08	0,25	0,08	0,29

Varebiler (Diesel)

Case A: Marginal omk. Lig gnsnit omk. (kun luftforurening)

Case B: Marginal omk. Hhv. 50% af og 50% over af gnsnit. Omk.(kun luftforurening)

Kr/km	Case A		Case B	
	Lavt skøn	Højt Skøn	Lavt skøn	Højt Skøn
Infrastruktur	0	0	0	0
Ulykker	0,13	0,31	0,13	0,31
Støj	0,05	0,18	0,05	0,18
Luftforurening	0,01	0,11	0,01	0,16
Total	0,2	0,59	0,19	0,64

Lastbiler (Diesel)

Case A: Marginal omk. Lig gnsnit omk. (kun luftforurening)

Case B: Marginal omk. Hhv. 50% af og 50% over af gnsnit. Omk.(kun luftforurening)

Kr/km	Case A		Case B	
	Lavt skøn	Højt Skøn	Lavt skøn	Højt Skøn
Infrastruktur	0,28	0,28	0,28	0,28
Ulykker	0,18	0,43	0,18	0,43
Støj	0,13	0,47	0,13	0,47
Luftforurening	0,09	0,76	0,05	1,13
Total	0,67	1,94	0,63	2,31

Busser (Diesel)

Case A: Marginal omk. Lig gnsnit omk. (kun luftforurening)

Case B: Marginal omk. Hhv. 50% af og 50% over af gnsnit. Omk.(kun luftforurening)

Kr/km	Case A		Case B	
	Lavt skøn	Højt Skøn	Lavt skøn	Højt Skøn
Infrastruktur	0,14	0,14	0,14	0,14
Ulykker	0,1	0,22	0,1	0,22
Støj	0,13	0,47	0,13	0,47
Luftforurening	0,13	1,06	0,07	1,58
Total	0,5	1,88	0,43	2,41

Cowi, 1997

Prisniveau 1993

Infrastruktur

kr/km	Vedligehold	Trængsel	Infrastruktur i alt
Bil	0,09	0,1	0,19
Varebil	0,09	0,15	0,24
Lastbil	0,42	0,3	0,72
Bus	0,18	0,3	0,48

Samlet

kr/km	Land		By		Gennemsnit	
	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn
Bil		0,25	0,33	0,37	0,29	0,41
Varebil		0,35	0,52	0,49	0,39	0,62
Lastbil		1,18	1,88	1,79	1,36	2,25
Bus		0,84	1,25	1,48	1,01	1,64
knallert		0,07	0,11	0,1	0,1	0,15

Samlet

Kr/km	Bil		Varebil		Lastbil		Bus		Knallert	
	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn	Lavt skøn	Højt skøn
Infrastruktur	0,19	0,19	0,24	0,24	0,72	0,72	0,48	0,48		
Støj	0,02	0,03	0,03	0,06	0,14	0,28	0,1	0,21		
Luft	0,03	0,04	0,03	0,06	0,18	0,3	0,25	0,41		
Uheld	0,05	0,15	0,09	0,26	0,32	0,95	0,18	0,54	0,1	0,15
I alt	0,29	0,41	0,39	0,62	1,36	2,25	1,01	1,64	0,1	0,15

Trafikøkonomiske enhedspriser på 1997 niveau. Kilde: Vejdirektoratet (1999)

Omkostningstype		Personbiler		Lastbiler	
Kørselsomkostninger		1,01	kr/km	1,09	kr/km
Tid		63,83	kr/time	187,15	kr/time
Trafikuheld (personskader)		1.715.790	kr/uheld	1.715.790	kr/uheld
Støj		41.447	kr/SBT ¹⁾	41.447	kr/SBT ¹⁾
Luftforurening	Lokal	0,14	kr/km	0,29	kr/km
	Regional	0,05	kr/km	0,13	kr/km
Barriereeffekt og oplevet risiko		10.467	kr/BRBT ²⁾	10.467	kr/BRBT ²⁾

1) Støjbelastningstal

2) Barriere- og risikobelastningstal

T&E, 1993

Getting the prices right. Kågeson, P.

Baseres på undgåelsesomkostninger

Prisniveau 1990

Kr/Km	Eksterne omk.	
	Biler	Lastbiler
Ulykker	0,12	0,41
Støj	0,02	0,11
CO2	0,06	0,66
Luftforurening	0,2	1,05
Total	0,39	2,23

Finisk undersøgelse, 1989

Pricing of environmental impacts of emissions from road traffic - recent and present research in Finland, 1995

FIM	NOX	HC	TSP	CO2
Sygdom	68	32	160	
Korrosion og tilsvinig	21	410		
Skov	114	57	27	
Marker	112	83	13	
Komfort	100	100	100	
Klimaændringer				1500
Omk.i alt	415	272	710	1500
Emissioner/år (ton)	123000	40700	11600	10000000

Kr	NOX	HC	TSP	CO2
Sygdom	85	40	200	0
Korrosion og tilsvining	26,25	512,5	0	0
Skov	142,5	71,25	33,75	0
Marker	140	103,75	16,25	0
Komfort	125	125	125	0
Klimaændringer	0	0	0	1875
Omk.i alt	518,75	340	887,5	1875
Emissioner/år (ton)	123000	40700	11600	10000000

USA, 1997

Litman, T (1999)

Prisniveau 1997

I nedenstående tabel angives hvilke instrumenter, der optimalt set burde anvendes i forhold til givne omkostninger. Tabellen er baseret på Litman (1999), der angiver de anførte priser som de optimale priser pr tilbagelagt mile.

Sammenhænge mellem forskellige omkostninger og forskellige prissætninger. Priserne taget fra Litman (1999), hvor de angiver et bud på optimale priser for de givne omkostninger.

Omkostning \$/Mile	Distance- baserede afgifter ²⁾	Distance- baseret forsikring	Emissions afgifter	Parkerings afgifter	Brændstof afgifter	Trængselsaf- gifter	Bøder mv.
Infrastruktur	\$0,035						
Ulykker	\$0,010	\$0,080					\$0,001
Luftforurening	\$0,024		\$0,030		\$0,010		\$0,001
Støj	\$0,010		\$0,005				\$0,001
Vand			\$0,005				\$0,001
Barriere-effekter	\$0,005						
Brændstof- eksternaliteter					\$0,015		
Parkering ¹⁾	\$0,010			\$0,040			\$0,001
Trængsel						\$0,020	

1) Parkeringsmuligheder virker indirekte på transportefterspørgslen, men er her medtaget primært for at dække samtlige af de omkostninger, der fremkommer fra parkering – alternativ anvendelse af arealerne (land-use impacts mv.).

2) Differentieret på vægten af køretøjet

Prisniveau 1997

Trængsel cent/mile	Land			By			Alle		
	Højt	Medium	Lavt	Højt	Medium	Lavt	Højt	Medium	Lavt
Bil	3,76	1,28	0,34	18,27	6,21	1,64	13,17	4,48	1,19
Varebil	3,8	1,29	0,34	17,78	6,04	1,6	11,75	4	1,06
Busser	6,96	2,37	0,63	37,59	12,78	3,38	24,79	8,43	2,23
Lastbiler	7,43	2,53	0,67	42,65	14,5	3,84	26,81	9,11	2,41
Sættevogne	10,87	3,7	0,98	49,34	16,78	4,44	25,81	8,78	2,32
Alle	4,4	1,5	0,4	19,72	6,71	1,78	13,81	4,7	1,24

Prisniveau 1997

Trængsel Kr/km	Land			By			Alle		
	Højt	Medium	Lavt	Højt	Medium	Lavt	Højt	Medium	Lavt
Bil	0,16	0,06	0,01	0,79	0,27	0,07	0,57	0,19	0,05
Varebil	0,17	0,06	0,01	0,77	0,26	0,07	0,51	0,17	0,05
Busser	0,30	0,10	0,03	1,63	0,56	0,15	1,08	0,37	0,10
Lastbiler	0,32	0,11	0,03	1,85	0,63	0,17	1,16	0,40	0,10
Sættevogne	0,47	0,16	0,04	2,14	0,73	0,19	1,12	0,38	0,10
Alle	0,19	0,07	0,02	0,86	0,29	0,08	0,60	0,20	0,05

Personbiler (de andre modes kan findes i hovedrapporten *Transportation cost analysis*)

USD/mile	By myldretid	By	Land
Trængsel	0,17	0,02	0
Luftforurening	0,06	0,05	0,02
Ulykker	0,03	0,03	0,03
Støj	0,01	0,01	0,005

Kr/km	By myldretid	By	Land
Trængsel	0,74	0,09	0,00
Luftforurening	0,26	0,22	0,09
Ulykker	0,13	0,13	0,13
Støj	0,04	0,04	0,02