



Rapport 0615

Harald M. Hjelle

Sjøfart, marginale eksterne kostnader og avgifter

En vurdering av mulighetene for et mer effektivt avgiftsregime for sjøfarten



MØREFORSKING
Molde AS

Harald M. Hjelle

**SJØFART, MARGINALE EKSTERNE KOSTNADER
OG AVGIFTER**

En vurdering av mulighetene for et mer effektivt
avgiftsregime for sjøfarten

Rapport 0615

ISSN 0806-0789

ISBN 978-82-7830-102-9

Møreforskning Molde AS

Desember 2006

Tittel:	Sjøfart, marginale eksterne kostnader og avgifter. En vurdering av mulighetene for et mer effektivt avgiftsregime for sjøfarten
Forfattere:	Harald M. Hjelle
Rapport nr.:	0615
Prosjektnr.:	2095
Prosjektnavn:	Marginale kostnader, avgifter og konkurransesituasjon for norsk sjøfart
Prosjektleder:	Harald M. Hjelle
Finansieringskilde:	Samferdselsdepartementet
Rapporten kan bestilles fra:	Høgskolen i Molde, biblioteket, Boks 2110, 6402 MOLDE. Tlf.: 71 21 41 61, Faks: 71 21 41 60, epost: biblioteket@himolde.no www.himolde.no Sider: 150 Pris: Kr 150,- ISSN 0806-0789 ISBN 978-82-7830-102-9

Kort sammendrag:

Eksterne marginale kostnader knytte til sjøtransport kan generelt være knyttet til bruk av farleden, bruk av lostjenester, bruk av havnetjenester, ulykkesrisiki, miljøskadelige utslipp til luft og vann og eventuelle køkostnader. De studiene som finnes tyder på at det er bruk av lostjenester og miljøskadelige utslipp til luft (og evt. vann) som representerer de vesentligste kostnadskomponentene knyttet til sjøfart i Europa. Generelt ser det i liten grad ut til å være særlige køkostnader på grunn av stor kapasitet både på farleder og i havner, og det regnes som sannsynlig at de eksterne ulykkeskostnadene er små. De fleste havner har så stor kapasitet at det ikke ser ut til å oppstå vesentlige køkostnader i havnene. I Europa er det heller ikke vesentlige køkostnader knyttet til farledene.

I beregningen av de marginale eksterne kostnadene knyttet til skipsfart er de skyggeprisene en anvender på miljøskadelige utslipp svært avgjørende for kostnadsestimatene. Dette er hovedårsaken til at tidligere estimer fra Transportøkonomisk Institutt og Econ spriker temmelig mye, og at internasjonale estimer også varierer mye. Om en anvender de siste skyggeprisene på utslipp til luft, hentet fra det norske LEVE-prosjektet, eller fra det europeiske HEATCO-prosjektet havner estimerte marginale kostnader for godsbåter mellom tidligere beregninger utført av TØI og Econ.

Dagens norske avgiftssystem er i liten grad utformet slik at de blir marginale i den forstand at de varierer med utseilt distanse. Det er kun avgiftene knyttet til drivstoff (CO₂ og svovel), og den kommende NO_x-avgiften som framstår som (indirekte) avhengige av utseilt distanse.

Om vi sammenligner disse marginale avgiftene med beregnede marginale kostnader for skipsfart og for godsbiler (begge utenfor tettbygde strøk) tyder det på at de marginale avgiftene dekker henholdsvis 70% for en godsbåt og mellom 83% og 95% for godsbilene. Kostnadene vil være vesentlig høyere i tettbygde strøk, både for bil og båt. Disse beregningene gjelder da norsk innenlandsk skipsfart. Internasjonal skipsfart betaler verken CO₂-, svovel- eller NO_x-avgift.

Forord

Denne rapporten er skrevet på bakgrunn av et forskningsprosjekt finansiert gjennom Samferdselsdepartementets program for overordnet transportforskning (POT). Rapporten gir en bred gjennomgang av nyere forskning på eksterne marginale kostnader knyttet til sjøfart. Sentralt i studien står nasjonale og internasjonale forskningsprosjekter knyttet til sjøfartens miljøskadelige utslipp og mulighetene for å internalisere disse gjennom økonomiske virkemidler. Basert på denne kunnskaps-tatusen gjøres det vurderinger av nåværende avgiftsregime og mulighetene for mer effektive internaliserende avgifter relatert til de ulike kostnadselementene.

Førsteamanuensis Harald M. Hjelle har vært prosjektleder og har ført rapporten i pennen. Ansvarlig for kvalitetssikring har vært forskningsleder Svein Bråthen.

Molde, desember 2006

Harald M. Hjelle

Innhold

1	SAMMENDRAG	11
2	EN KOSTNADSRIKTIG PRISING AV SJØTRANSPORTEN	15
2.1	POLITISK FOKUS PÅ PRISING AV TRANSPORTTJENESTER	15
2.2	TEORETISK PERSPEKTIV PÅ SAMFUNNSØKONOMISK RIKTIG PRISSETTING.....	17
2.3	KRITIKK AV MARGINALKOSTNADSBASERT PRISING, OG MULIGE ALTERNATIVER	19
2.4	SENTRALE TEMAER KNYTTET TIL IMPLEMENTERING AV ET MARGINALKOSTNADSBASERT AVGIFTSSYSTEM.....	22
	<i>Måling av de samfunnsøkonomiske marginalkostnadene.....</i>	<i>22</i>
	<i>Hva er den ”optimale kompleksitetsgraden” av et avgiftssystem?.....</i>	<i>22</i>
2.5	RIKTIG PRISING AV SJØTRANSPORT SPESIELT	23
3	RESULTATER FRA RELEVANTE FORSKNINGSPROSJEKTER.....	27
3.1	EMPIRISK FORSKNING PÅ MARGINALE KOSTNADER KNYTTET TIL HAVNETJENESTER	27
	<i>Foreløpige konklusjoner fra GRACE-prosjektet</i>	<i>28</i>
3.2	NORSKE BEREGNINGER AV SJØTRANSPORTENS MARGINALE KOSTNADSANSVAR.....	33
3.3	VURDERING AV MARKEDSBASERTE INCENTIVER FOR REDUKSJON AV UTSLIPP TIL LUFT FRA SKIP.....	35
	<i>Handel med omsettelige kvoter.....</i>	<i>36</i>
	<i>Kvotehandel med minste utslippsrate</i>	<i>36</i>
	<i>Kvotehandel med totalt utslippstak.....</i>	<i>37</i>
	<i>Internaliserende avgifter (Pigou-avgifter).....</i>	<i>37</i>
	<i>Distanseavhengige avgifter</i>	<i>38</i>
	<i>Differensierte havne- eller farledsavgifter.....</i>	<i>39</i>
	<i>Subsidiering av utslippsreducerende tiltak.....</i>	<i>39</i>
	<i>Kriterier for vurdering av de ulike incentivsystemene.....</i>	<i>40</i>
	<i>Evaluering av incentivsystemene</i>	<i>41</i>
	<i>Foreløpige konklusjoner.....</i>	<i>46</i>
	<i>Nærmere om handel med omsettelige kvoter med et avansert kvotehandelsystem.....</i>	<i>49</i>
	<i>Nærmere om kvotehandel med maksimal utslippsrate og kvotehandelskonsortier.....</i>	<i>51</i>
3.4	OVERVÅKNING AV UTSLIPP TIL LUFT FRA SJØGÅENDE FARTØY	53
	<i>Eksempel på utslippsovervåkningsprogram: Belgia.....</i>	<i>54</i>
	<i>Et nytt aktivitets-basert beregningssystem (MOPSEA).....</i>	<i>57</i>
3.5	KVANTIFISERING AV TYPISKE UTSLIPPSKOEFFISIENTER FOR ULIKE FARTØYSTYPER.....	60
	<i>Beregninger av utslipp.....</i>	<i>63</i>
	<i>Utslippsfaktorer benyttet av SSB</i>	<i>71</i>
3.6	SKYGGEPRISE PÅ UTSLIPP TIL LUFT	73

HEATCO-prosjektets marginalkostnadsanslag for utslipp til luft.....	73
LEVE-prosjektets marginale miljøkostnader ved luftforurensing	78
Sammenstilling av marginalkostnadsestimatene fra HEATCO-prosjektet og LEVE-prosjektet..	81
3.7 SKYGGEPRISE PÅ ULYKKER OG STØY	84
Skyggepriser på ulykker.....	84
Skyggepriser på støy.....	85
3.8 HEATCO- OG LEVE-ESTIMATENE SAMMENLIGNET MED VERDIER BRUKT AV TØI OG ECON .	87
4 DET NORSKE AVGIFTSREGIMET FOR SKIPSFART.....	93
4.1 KOMMUNALE HAVNEAVGIFTER	93
Anløpsavgift.....	94
Kaiavgift	94
Vareavgift	94
4.2 STATLIGE FARLEDSEGBYRER	94
4.3 BEREGNINGSGRUNNLAGET FOR HAVNEAVGIFTENE.....	98
Beregningsgrunnlag for de skipsbaserte avgiftene.....	98
Beregningsgrunnlag for vareavgiftene	98
4.4 DRIVSTOFF- OG MILJØAVGIFTER	99
CO ₂ -avgift.....	99
Svovelavgift	99
Avgift på smøreolje.....	100
Foreslått avgift på NO _x -utslipp.....	100
5 DET SVENSKES AVGIFTSREGIMET MED MILJØDIFFERENSIERTE	
AVGIFTSSATSER	103
5.1 BAKGRUNN	103
5.2 SVENSKES BEREGNINGER AV AVGIFTSRELEVANTE MARGINALKOSTNADER FOR SJØFART	104
Miljøkostnader knyttet til utslipp til luft	105
Marginalkostnader knyttet til los- og isbrytervirksomhet.....	108
Samlede anslag på avgiftsrelevante marginalkostnader i Sverige	110
5.3 DET KONKRETE FORSLAGET TIL NYE AVGIFTER	111
Vurdering av distanseavhengige avgifter	111
Vurdering av avgifter basert på utslipps-, drivstoff- eller motorkarakteristika.....	112
6 INTERNASJONALT SIDEBLIKK.....	115
6.1 AVSGIFTSSTRUKTURER I EUROPA	115
6.2 INTERNASJONAL LOVGIVNING KNYTTET TIL UTSLIPP TIL LUFT.....	117
6.3 EKSISTERENDE KRAV TIL RAPPORTERING	120

7	MARGINALKOSTNADER OG AVGIFTER FOR NORSK SJØFART - STATUS OG MULIGHETER.....	123
7.1	ET ANSLAG PÅ MARGINALKOSTNADER BASERT PÅ EKSISTERENDE KUNNSKAPSNIVÅ	123
	<i>Estimater basert på TØIs metode</i>	<i>123</i>
	<i>Illustrasjon av "bottom-up" estimater</i>	<i>127</i>
	<i>Utslippskostnader knyttet til innseiling til havn er sannsynligvis vesentlig høyere enn i åpen sjø</i>	<i>131</i>
7.2	DAGENS NORSKE AVGIFTSSYSTEM I FORHOLD TIL ESTIMERTE AVGIFTSRELEVANTE KOSTNADER	133
7.3	HVOR EFFEKTIVT ER DAGENS AVGIFTSSYSTEM?	137
	<i>Ren marginalkostnadsprising vil gi betydelige finansielle underskudd.....</i>	<i>139</i>
7.4	SJØFARTENS DEKNING AV MARGINALE KOSTNADER SETT I FORHOLD TIL KONKURRERENDE NÆRINGER - KONKURRANSEVILKÅR	140
7.5	VEGEN VIDERE: NYTT KUNNSKAPSTILFANG OG MULIGHETER FOR BEDRE BEREKNINGER .	142
	REFERANSER.....	147

1 Sammen drag

Fokuset på en kostnadsriktig prising av sjøfarten har vært langt mindre enn for landbaserte transportmodi i Europa. Selv om sjøfarten alltid har vært med i transportpolitiske dokumenter, har fokuset når det gjelder avgiftslegging av eksterne effekter vært størst for veg og jernbane, og i langt mindre grad sjøfart og luftfart. Årsakene til dette manglende fokuset kan være flere. Den økende trafikk tettheten på Europas veger og jernbanenett har på en helt spesiell måte tvunget fram et politisk fokus på prising som et virkemiddel for å regulere bruken av knapp infrastrukturkapasitet for disse landbaserte transportmodi. Dertil kommer det faktum at det er langt enklere å regulere landbaserte transportformer ut fra nasjonal lovgivning enn hva tilfellet er for sjøfart og luftfart, som i langt større grad er grunnleggende internasjonale i sin aktivitet. I de senere år har likevel fokuset på prising av transport i større og større grad også dreid seg om å ta hensyn til eksterne miljøeffekter knyttet til transportutøvelsen, og da har også fokuset på sjøfart og luftfart økt.

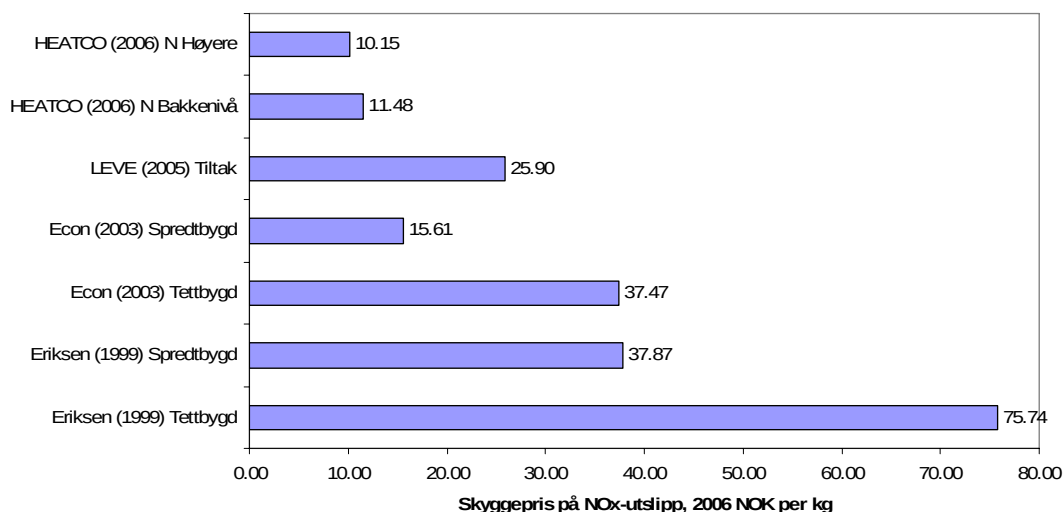
Det er fortsatt slik at kunnskapen om de samfunnsøkonomiske kostnadsstrukturene for landbaserte transportformene er betydelig større enn for skipsfarten. Likevel er det gjennomført et begrenset antall studier som har hatt fokus på marginalkostnader for sjøfart i de senere år. Eksempelvis har man i Sverige gjort foreløpige beregninger i samband med omleggingen av farledsavgiftene (Näringsdepartementet 2003), i UNITE-prosjektet gjorde man også enkelte case-studier for sjøfarten (Bickel & Schmid 2002) og i det pågående GRACE-prosjektet (Meersman *et al.* 2006) er dette tatt ett skritt lengre i retning av å illustrere kostnadsbildet knyttet til havneanløp i utvalgte europeiske havner.

Eksterne marginale kostnader knytte til sjøtransport kan generelt være knyttet til bruk av farleden, bruk av lostjenester, bruk av havnetjenester, ulykkesrisiki, miljøskadelige utslipp til luft og vann og eventuelle kø-kostnader. De studiene som finnes tyder på at det er bruk av lostjenester og miljøskadelige utslipp til luft (og evt. vann) som representerer de vesentligste kostnadskomponentene knyttet til sjøfart i Europa. Generelt ser det i liten grad ut til å være særlige køkostnader på grunn av stor kapasitet både på farleder og i havner, og det regnes som sannsynlig at de eksterne ulykkeskostnadene er små. De fleste havner har så stor kapasitet at det ikke ser ut til

å oppstå vesentlige køkostnader i havnene. I Europa er det heller ikke vesentlige køkostnader knyttet til farledene. Unntaket er innenlandske vannveger hvor kapasiteten kan være begrenset, ikke minst knyttet til slusing osv.

I de foreløpige beregningene for fem utvalgte havner i Europa tyder mye på at det kan være svært vesentlige marginalkostnader knyttet til lokale luftforurensinger der hvor havnene er lokalisert nært befolkningssentra. I den samme studien er det gjort et første forsøk på å beregne kostnader knyttet til utslipp til vann, og beregningen indikerer at også dette kan være en vesentlig kostnadskomponent.

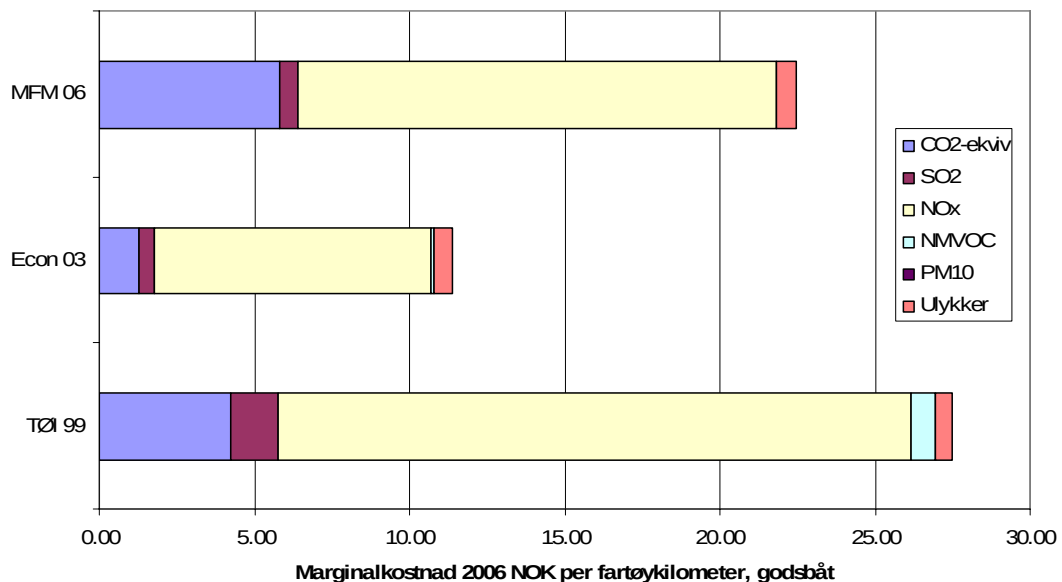
I beregningen av de marginale eksterne kostnadene knyttet til skipsfart er de skyggeprisene en anvender på miljøskadelige utslipp svært avgjørende for kostnads-estimatene. Dette er hovedårsaken til at tidligere estimater fra Transportøkonomisk Institutt (Eriksen *et al.* 1999) og Econ Analyse (Econ 2003a) spriker temmelig mye, og at internasjonale estimater også varierer mye (se eksempelvis ulike skyggepriser på NO_x-utslipp gjengitt i Figur 1-1).



Figur 1-1 Sammenligning av skyggepriser på NO_x-utslipp i ulike marginalkostnadsstudier, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

Det er gjennomført nye studier av relevante skyggepriser for utslipp til luft både i regi av Statens Forurensingstilsyns LEVE-prosjekt (Selvig 2005) og i regi av EUs HEATCO-prosjekt (Bickel & Droste-Franke 2006). Vi har anvendt verdier basert på

disse studiene i våre beregninger av marginalkostandene knyttet til skipsfart, og dette gir generelt marginalkostnadsanslag som ligger tettere opp til de anslag TØI gjorde i 1999 enn de Econ beregnet i 2003 (Figur 1-2).



Figur 1-2 Sammenligning av estimerte marginalkostnader for godsbåter, 2006 NOK per fartøykilometer

Dagens norske avgiftsregime skiller kraftig mellom skipsfart mellom norske havner og internasjonal skipsfart. Den internasjonale skipsfarten er unntatt svært mange av avgiftselementene. Hovedtyngden av avgifter og gebyrer er imidlertid knyttet til bruk av farled, los og havner. Disse avgiftene har som formål å finansiere vesentlige deler av Kystverkets virksomhet og havnenes kostnader. Disse avgiftene er også i liten grad utformet slik at de blir marginale i den forstand at de varierer med utseilt distanse. Det er kun avgiftene knyttet til drivstoff (CO₂ og svovel), og den kommende NO_x-avgiften som framstår som (indirekte) avhengige av utseilt distanse.

Om vi sammenligner disse marginale avgiftene med beregnede marginale kostnader for skipsfart og for godsbiler (begge utenfor tettbygde strøk) tyder det på at de marginale avgiftene dekker henholdsvis 70% for en godsbåt og mellom 83% og 95% for godsbilene. Kostnadene vil være vesentlig høyere i tettbygde strøk, både for bil og båt. Disse beregningene gjelder da norsk innenlandsk skipsfart. Internasjonal skipsfart betaler verken CO₂-, svovel- eller NO_x-avgift.

	Godsbåt	Godsbil 16-23t	Godsbil >23t
Drivstoff-forbruk (kg/år)	123 mill	132 mill	190 mill
Avstand (kjøretøykm/år)	14 mill	499 mill	542 mill
Drivstoff-forbruk (kg/km)	8.79	0.26	0.35
Drivstoff-forbruk (liter/km)	10.28	0.31	0.41
Utslipp CO2 (kg/km)	27.85	0.84	1.11
Utslipp NOx (kg/km)	0.60		
Avgiftssats CO2 (NOK per liter)	0.53	0.53	0.53
Avgiftssats NOx (NOK per kg)	15		
Avgiftssats autodiesel (NOK per liter)		2.97	2.97
Forutsatt svovelinnhold marint drivstoff	0.50 %		
Avgiftssats svovel marint drivstoff med angitt svovelinnhold (NOK per liter)	0.14		
CO2-avgift	5.45	0.16	0.22
Drivstoffavgift autodiesel		0.92	1.22
Svovelavgift marint drivstoff	1.44		
NOx-avgift	8.94		
Sum marginale avgifter per kjøretøykm	15.82	1.08	1.44
Beregnete marginale kostnader per kjøretøykm	22.44	1.14	1.72
Avgifts/kostnadsforhold	70%	95%	83%

Tabell 1-1 Beregning av marginale avgifter per kjøretøy (fartøy-) kilometer

Tidligere studier har vist at den *totale* avgiftsbelastningen for godsbåtene, inklusive ikke-marginale avgifter til losning, kystgebyr og betaling for havne-tjenester er betydelig høyere enn tilsvarende for tunge godsbiler (Econ 2003b).

Om man skal nærme seg et mer treffsikkert og effektivt prisregime for sjøfarten vil dette kreve mer avanserte beregninger og innkrevningssystemer for å fange opp de geografiske variasjonene i skadevirkningene. Dette kan tenkes implementert via et nytt informasjonstilfang i form av automatisk lokalisering av fartøyer (AIS). Det viktigste tiltaket for effektiv prising av sjøfart vil likevel være internasjonale avtaler som kan bidra til at man får iverksatt effektive reguleringer av internasjonal sjøfart. Dette bør helst komme i form av IMO-reguleringer, men det kan tenkes at vegen kan gå via regionale tiltak, for eksempel i EU-regi.

2 En kostnadsriktig prising av sjøtransporten

2.1 Politisk fokus på prising av transporttjenester

EU-kommisjonen har hatt fokus på prising av transporttjenester i lang tid. Med grønnboken "Towards Fair and Efficient Pricing in Transport" (EC-DG7 1995) ble det for alvor satt fokus på dette temaet. Diskusjonen av prinsippene for riktig prising ble så videreført i hvitboken "Fair Payment for Infrastructure Use" (EC-DG7 1998) hvor man lanserte en stegvis innfasing av en marginalkostnadsbasert prising for de ulike transportsektorene. I EUs siste store transportpolitiske dokument "European Transport Policy 2010: Time to decide" (EC 2001). Her ble det slått fast at transportavgifter og priser skal reflektere infrastrukturslitasje, trengsel, eksterne ulykkeskostnader og miljømessige belastninger.

For å nærme seg en gjennomførbar prisingspolitikk har det i de etterfølgende år blitt gjennomført mange store forskningsprogrammer både i regi av EU og innenfor nasjonale rammer. Hovedfokuset har blitt rettet mot følgende problemstillinger (Sikow-Magny 2005):

- Hvordan kan marginalkostnadsprising gjennomføres i praksis? Her har fokuset spesielt vært rettet mot å finne de prisingsinstrumentene som er best egnet ut fra et effektivitetsperspektiv. Eksempler på virkemidler som vurderes er bompenger, parkeringsavgifter, drivstoffavgifter osv.
- Hvilke eksterne kostnadskomponenter er relevante for avgiftslegging, og hvordan kan disse måles i ulike sammenhenger (for eksempel i og utenfor byområder)?
- Hvilke sosio-økonomiske virkninger kan man få dersom man innfører slike prisingsregimer? Er det behov for avbøtende tiltak for å kompensere grupper som kommer spesielt dårlig ut?
- I hvilken grad vil slike prisingsregimer gi kostnadsdekning god nok til å finansiere både trans-europeiske nettverk (TEN) og urbane transport-systemer?

- Hvordan kan en sikre politisk og generell aksept for innføringen av slike prisingssystemer?

I EUs fjerde rammeprogram for forskning ble fokuset stort sett rettet mot teoretiske perspektiver på prising av transporttjenester. I det femte og det sjette ramme-programmet har man så nærmet seg temaer knyttet til praktisk implementering av de teoretiske prinsippene.

I UNITE-prosjektet beregnet man at årlige kostnader knyttet til køer på det europeiske vegnettet alene beløper seg til EUR 70 milliarder (Nash & Matthews 2005), hvilket utgjør omtrent 1% av unionens samlede bruttonasjonalprodukt. Tilsvarende ble det også beregnet at miljøbelastninger og eksterne ulykkeskostnader fra vegsektoren beløper seg til ca. EUR 122 milliarder (*op.cit.*). Det er dermed klart at dette dreier seg om vesentlige kostnader som det er all grunn til å fokusere på.

Implementeringen av prisingsprinsippene møter likevel ofte sterk motstand, og har vist seg tunge å få gjennom politisk. Det finnes mange europeiske eksempler på systemer som er utredet til et nivå hvor de var klare for implementering, men hvor man i siste instans ikke har fått de nødvendige politiske beslutningene. Likevel kan man nå se tendenser til at slike prisingsprinsipper blir innført. De norske bomringene rundt de større byene blir ofte nevnt i internasjonal litteratur som tidlige eksempler på innføring av vegprising, selv om de først og fremst ble etablert som finansierings-instrumenter. I sentral-Europa har man i flere år hatt avgifter for tungtrafikken i form av såkalte ”vignettavgifter”, som i hovedsak blir betalt som årlige avgifter for kjøring på motorvegnettet i visse land. Etter hvert er også noen av disse systemene blitt gjort distanseavhengige i noen grad. Det store og mest konkrete vegprisingseksempelet i Europa er imidlertid den avgiften som ble innført for kjøring i sentrale deler av London i 2003, og hvor man nå planlegger en vesentlig utvidelse.

Den politiske agendaen for innføring av marginalkostnadsprising i europeisk transport ble altså satt for mange år siden. Implementeringen har imidlertid gått vesentlig tregere enn det man så for seg i utgangspunktet. Dels skyldes nok dette uenighet om hvordan prinsippene skal settes ut i livet, og dels skyldes det at forskningsprosjektene har vist at det knytter seg betydelige utfordringer til å

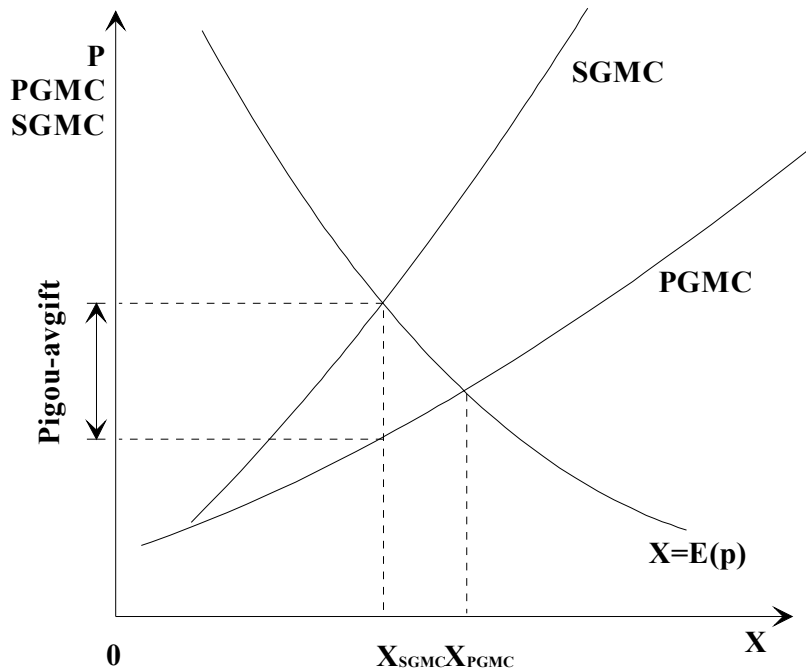
framskaffe det nødvendige informasjonsgrunnlaget for å gjennomføre en slik avgifts-politikk. Den politiske uenigheten går langs flere dimensjoner - dels dreier det seg om hensynet til de grupper som vil få en økonomisk merbelastning ved innføringen av et slikt system, og dels dreier det seg om overordnede prinsipper som for eksempel øremerking av inntektene fra et slikt system for transportformål, eller i hvilken grad man skal øke avgiftene ut over marginalkostnadene for å sørge for større, eller full, finansiering av utbygging og vedlikehold av transportnettene.

Nærmest implementering ligger nok vegsektoren, hvor man allerede har sett eksempler på at prinsippene er omsatt i konkret politikk. De andre transportsektorene ligger lengre etter, ikke minst gjelder dette sjøtransport - som er fokuset for denne rapporten. Før vi retter fokuset mer spesifikt mot denne transportgrenen vil vi i neste kapittel etablere det teoretiske utgangspunktet for samfunnsøkonomisk prissetting.

2.2 Teoretisk perspektiv på samfunnsøkonomisk riktig prissetting

Det teoretiske utgangspunktet for samfunnsøkonomisk riktig prissetting finnes i velferdsteorien. Denne grenen av økonomisk teori fokuserer på maksimering av samfunnets nytte eller velferd. Teorien er i utgangspunktet basert på arbeider som Arthur Cecil Pigou publiserte i 1919 i *Economics of Welfare*. Her ble de grunnleggende prinsippene knyttet til samfunnsøkonomisk effektivitet gjennom en optimal allokering av ressurser introdusert. Pigou baserte sine teorier på begreper for samfunnsøkonomisk effektivitet lansert av Vilfredo Pareto noen tiår tidligere – senere kjent som Pareto optimum og Pareto forbedringer.

Vi vil ikke gå nærmere inn på definisjonen av samfunnsøkonomisk effektivitet her, men henvise til standard litteratur innen velferdsteori, for eksempel Bohm (1987).



Figur 2-1 Prinsippskisse for eksterne effekter (Pigou-avgifter)

Pigou er også den som har blitt sterkest knyttet til teorien bak bruk av korrigerende avgifter for å oppnå samfunnsøkonomisk effektivitet under markedsimperfeksjoner. Når markeder er preget av *eksterne effekter* vil markedsprisene generelt ikke gjenspeile samfunnsøkonomiske kostnader – det oppstår derfor et effektivitetstap om man ikke griper inn. En måte å ”gripe inn” på er å innføre en avgift som er lik størrelsen på den eksterne effekten ved samfunnsøkonomisk optimal produksjon av godet. Slike avgifter kalles ofte Pigou-avgifter, eller, avhengig av anvendelsen: Miljøavgifter, vegprising, køavgifter osv. Den generelle ideen er at man skal sørge for at prisene (inklusive avgiften) tilsvarer kortsiktige samfunnsøkonomiske marginalkostnader. Dette er illustrert i Figur 2-1. Avviket mellom privat generalisert marginalkostnad (PGMC) og samfunnsøkonomisk generalisert marginalkostnad (SGMC) illustrerer størrelsen på den eksterne effekten, i dette tilfellet en effekt som øker med trafikkvolumet (X). Det samfunnsøkonomisk optimale trafikknivået er bestemt av skjæringspunktet mellom etterspørselskurven ($E(p)$) og den samfunnsøkonomiske marginalkostnaden. Om man øker trafikknivået ut over dette punktet er betalingsviljen, representert ved etterspørselskurven, lavere enn den samfunnsøkonomiske kostnaden ved å frambringe dette godet. Det oppstår da et effektivitetstap tilsvarende trekanten midt i figuren om man ikke griper inn med korrigerende

tiltak. Om man da ilegger en avgift tilsvarende den som er illustrert i figuren vil man oppnå et samfunnsøkonomisk optimalt trafikknivå.

Dersom man har ikke-optimal prising i en annen sektor vil det generelt være optimalt å fravike prinsippet om pris lik samfunnsøkonomisk marginalkostnad. Eksempelvis vil for lav prising av bilbruk i byområder legitimere høyere tilskudd og lavere billettpriser på kollektivtransport. Dette er et eksempel på såkalte ”second best” prissettingsprinsipper. Et annet eksempel på slike prissettingsregel er såkalt Ramsey-prising – som springer ut av et ønske om å oppnå et gitt avgiftsproveny ut fra behov eller prinsipper knyttet til et finansieringskrav. Vi vil i denne rapporten i hovedsak forholde oss til det generelle prinsippet om marginalkostnadsprising.

I dette prosjektet er formålet å analysere behovet for slike korregerende avgifter i sjøfarten – og å analysere hvordan det gjeldende avgiftsregimet fungerer sett i forhold til samfunnsøkonomisk effektivitet.

2.3 Kritikk av marginalkostnadsbasert prising, og mulige alternativer

Rothengatter (2003) systematiserer svært mye av den kritikken som har vært reist mot prising basert på korttidsmarginale samfunnsøkonomiske kostnader (heretter kalt marginalkostnadsprising). Nash & Matthews (2005) oppsummerer Rothengatters kritikk i følgende punkter (vår frie oversettelse):

- a. Måling av kostnadene er komplisert
- b. Man ser bort fra fordelingsmessige konsekvenser
- c. Man ser bort fra dynamiske effekter som investeringsbeslutninger og valg av teknologi
- d. Man ser bort fra hensyn til finansieringsbehov
- e. Man ser bort fra institusjonelle forhold knyttet til framskaffelse og utvikling av infrastrukturtenestene
- f. Man ser bort fra det faktum at prisene avviker fra samfunnsøkonomiske marginale kostnader i andre sektorer

- g. Kostnadene med å implementere en kostnadsriktig prising kan være så store at de ikke står i forhold til nytten ved å innføre en slik prising

Generelt kan en si at disse innvendingene i hovedsak gjelder en naiv tolkning av marginalkostnadsprisings-prinsippet. Økonomisk teori har mange bidrag som raffinerer teorien på en slik måte at man kan imøtegå denne kritikken, i alle fall på prinsipielt grunnlag. Målemetodene blir stadig bedre gjennom de forskningsprosjektene som blir gjennomført, men det er likevel klart at det fortsatt gjenstår betydelige utfordringer her. Det er på det rene at ethvert prisingssystem vil ha fordelingsmessige konsekvenser, spørsmålet er om man mest effektivt når fordelingsmessige politiske mål gjennom prissetting av transporttjenester. Det er nærliggende å peke på det generelle skatte- og inntektssystemet når det gjelder slike målsettinger. Imidlertid er det helt klart behov for å belyse de fordelingsmessige konsekvensene av prisingssystemene slik at man kan ha et bevisst forhold til dem.

Noe av kritikken er rettet mot det faktum at kapitalkostnader er irrelevante i korttidsmarginal prising. Noen forslår derfor at man i stedet skal prise etter langtidsmarginale kostnader, hvor man også regner inn kapitalkostnadene. I en idealisert verden hvor man hele tiden har en kapasitet som er optimalt dimensjonert (og man ikke har udelbarhet eller treghet) vil det være sammenfall mellom de korttidsmarginale og de langtidsmarginale kostnadene. Slik er verden sjelden, og man vil få en ikke-optimal kapasitetsutnyttelse av infrastrukturen i perioder dersom man priser etter langtidsmarginale kostnader.

Finansiering av infrastrukturen har vært et svært sentralt tema i de politiske prosessene knyttet til avgiftspolitikken. Offentlige budsjetter er svært anstrengte i alle land, og mange politikere ønsker derfor at transportsektoren skal være "selvfinansierende". Svært ofte er transportinfrastrukturen preget av stordriftsfordeler som gjør at korttidsmarginalkostnadene er lavere enn gjennomsnittskostnadene. Priser man etter marginalkostnadene vil man derfor generelt sett få et finansielt underskudd. Unntaket er i transportnettverk hvor for eksempel trengselskostnadene er så store at marginalkostnadene overgår gjennomsnittskostnadene. Skulle man ønske å knytte et finansieringskrav til transportsektoren (eller hver av

grenene) finnes det som nevnt måter å tilpasse marginalkostnadsprisingen på som gjør at dette kan gjøres med et lavest mulig effektivitetstap (Ramsey-prising).

Generelt vil det altså også være optimalt å fravike prising etter marginale samfunnsøkonomiske kostnader i transportsektoren dersom man har avvik fra samfunnsøkonomisk riktig prising i en annen sektor. Viktigheten av dette vil imidlertid være svært avhengig av hvor tett disse sektorene er koblet til hverandre. Slike effekter kan være vesentlige når vi snakker om prising av alternative transportformer (buss og bil, sjøtransport og lastebil), men vil være mindre vesentlige mellom transport og de fleste andre goder. Prinsipielt kan slike ting håndteres, men det stiller da enda større krav til informasjonstilfanget.

Det siste argumentet kan lett illustreres ved å vise til Londons vegprising. Her har man valgt en innkrevingsform som har vist seg å være svært kostnadskrevende - muligens så dyr at tiltaket generelt ikke framstår som samfunnsøkonomisk lønnsomt (Prud'homme 2005). Bruk av mer avansert teknologi forventes imidlertid å bringe innkrevingskostnadene ned på et nivå som igjen rettferdiggjør tiltaket.

Nash & Matthews (2005) konkluderer med at disse innvendingene er viktige og ofte vesentlige, men at de ikke rokker ved ønskeligheten av å bevege seg over i et prissystem som er *basert på* marginalkostnadsprinsippet, men som er tilpasset på ulike måter for å imøtekomme slike innvendinger.

Noen mener at disse (og andre) innvendinger må møtes med andre prisingsprinsipper enn korttidsmarginale kostnader. I hovedsak foreslås det å prise etter gjennomsnittskostnad, langtidsmarginale kostnader eller kostnadsbegreper som ikke inneholder eksterne kostnader. Quinet (2005) analyser disse, og konkluderer med at slike prinsipper oftest er motivert ut fra hensyn til en praktisk/politisk gjennomførbarhet, og at de prinsipielt sett medfører et effektivitetstap sett i forhold til en tilpasset prising etter marginale samfunnsøkonomiske kostnader¹.

¹ I Quinet Quinet, E (2005). *Alternative pricing doctrines. Measuring the marginal social cost of transport*. C. A. Nash and B. Matthews. Amsterdam, Elsevier. **14**.

2.4 Sentrale temaer knyttet til implementering av et marginalkostnadsbasert avgiftssystem

Måling av de samfunnsøkonomiske marginalkostnadene

Skal man prise etter korttidsmarginale kostnader er det først og fremst tre kostnadskomponenter man må måle (Nash & Matthews 2005):

- Kostnader som påføres infrastruktureieren som følge av økt bruk av infrastrukturen. Denne komponenten består av økte vedlikeholds- og driftsutgifter.
- Kostnader som påføres andre brukere av infrastrukturen i form av trengselskostnader, ulykkeskostnader og kapasitetsknapphet.
- Kostnader som påføres aktører utenfor transportsystemet. I hovedsak dreier dette seg om miljøbelastninger, men også om generelle kostnader for samfunnet knyttet til helse- og rettsvesenet, finansiert gjennom generelle skatter.

De mange EU-finansierte prosjektene som hittil er gjennomført for å forsøke å nærme seg en kvantifisering av disse kostnadskomponentene viser med all ønskelig tydelighet at det å måle samfunnsøkonomiske marginale kostnader med en høy grad av nøyaktighet er alt annet enn lett².

Hva er den ”optimale kompleksitetsgraden” av et avgiftssystem?

Prinsipielt sett er det ønskelig med en høy presisjon på målingen av kostnadskomponentene, men det er i alle fall to faktorer som vil virke modererende på dette ønsket når man skal nærme seg det vi kan kalle en ”optimal kompleksitetsgrad” for slike avgiftssystemer. For det første er det vesentlige kostnader knyttet til en høy

finnes det også (i appendixene) en interessant oversikt over gjeldende prisingsdoktriner i enkelte europeiske land.

² Eksempler på EU-finansierte prosjekter som har dreid seg om marginalkostnadsprising er: AFFORD, MC-ICAM, REVENUE, CUPID, DESIRE, CAPRI, PETS, UNITE og IMPRINT-EUROPE

grad av målenøyaktighet. Denne kostnaden må veies opp mot gevinstene ved økt presisjon. For det andre er det klart at et effektivt system også vil ha klare begrensninger med hensyn til kompleksitetsgrad ut fra aktørenes evne til å oppfatte signalene prissystemet skal gi. Hensikten med prissystemet er jo at infrastrukturbrukerne skal tilpasse sin atferd på bakgrunn av de samfunnsøkonomiske marginalkostnadene som avgiftene avspeiler. Et avgiftssystem som er for komplekst kan derfor både bli for dyrt, og det kan miste sin hensikt ved at signalene ikke oppfattes av brukerne.

2.5 Riktig prising av sjøtransport spesielt

Det generelle prinsippet for samfunnsøkonomisk riktig prising gjennom avgifter er altså at man forsøker å *internalisere* eksterne effekter. Slik prising er kanskje mest kjent fra biltrafikk, hvor sentrale eksterne effekter vil være knyttet til eksterne tidskostnader (køer), miljøkostnader, eksterne ulykkeskostnader og infrastruktur-slitasje. For sjøfarten vil det være dels tilsvarende komponenter, og dels andre komponenter som er framtreddende.

Generelt synes marginalkostnadsprising i sjøfarten å være relativt lite omtalt i litteraturen (Berglund & Ericsson 2003). Det meste av det som er omtalt refererer seg til prising av havnetjenester, både i form av betaling for infrastruktur og tjenester. Når det gjelder prising av infrastrukturen avhenger dette av om finansieringen av havnene skal skje over offentlige budsjetter, eller via brukerbetaling. I det første tilfellet bør man følge en "first best" prising i forhold til kortsiktige samfunnsøkonomiske marginalkostnader. Dersom man legger på et finansieringskrav derimot, bør prissettingen gjøres ut fra mer avanserte prinsipper – i retning av Ramsey-prising.

I følge Berglund og Ericsson (2003) er Walters (1976) den første som behandler spørsmålet om marginalkostnadsprising for havner. Her pekes det på det generelle problemet at man vil få et finansielt underskudd dersom man priser i henhold til marginalkostnader når det eksisterer stordriftsfordeler (fallende gjennomsnitts-

kostnader). Unntaket er der hvor det oppstår trengsel, slik at prisene må økes for å balansere tilbud og etterspørsel.

Siden havner produserer tjenester, som er momentane, bør både produsent- og brukerkostnader inkorporeres i en modell for marginalkostnadsprising i havner (Jansson & Rydén 1979). I tillegg må man ta hensyn til systemeksterne effekter. Dette kan uttrykkes gjennom følgende formel (Jansson & Lindberg 1997):

$$(1) \quad MC = MC_{prod} + Q \frac{dAC_{user}}{dQ} + MC_{ext}$$

Her består marginalkostnaden (MC) av en komponent som uttrykker produsentens marginalkostnad, en komponent som reflekterer brukerens marginalkostnad og en som uttrykker systemeksterne marginalkostnader. Det midterste leddet uttrykker kundens påvirkning på den prisrelevante marginalkostnaden. Denne kan også uttrykkes som forskjellen mellom brukernes (felles) marginalkostnad og den private marginalkostnaden. Sistnevnte er lik brukerens gjennomsnittskostnad, og ligning (1) kan da også uttrykkes slik:

$$(2) \quad MC = MC_{prod} + MC_{user} + MC_{ext} - AC_{user}$$

Dette betyr at den prisrelevante marginalkostnaden er lik den samfunnsøkonomiske marginalkostnaden minus gjennomsnittskostnaden for kundekollektivet. Denne prisrelevante marginalkostnaden kan gis både en korttids- og langtidsmarginal tolkning. Dersom vi fokuserer på de *korttidsmarginale kostnadene*, vil den i sjøfartssammenheng i hovedsak være knyttet til fartøyenes liggetid og arbeid med godshåndtering. Om vi relaterer dette til formel (1) ovenfor, vil kostnaden for godshåndteringen være uttrykt gjennom det første leddet, mens det andre leddet i hovedsak vil være knyttet til økningen i fartøyets forventede liggetid som resultat av ett ekstra anløp. I denne tolkningen vil Q uttrykke godsomslaget regnet i antall tonn som passerer havnen (Berglund & Ericsson 2003).

Størrelsen på denne prisrelevante marginalkostnaden vil i stor grad avhenge av de rådende kapasitetsforhold i havnen sett opp mot etterspørselen. Typisk sett vil havner som fortsatt ligger midt i tett befolkede områder med høye eiendomspriser og få utbyggingsmuligheter få en relativt høy marginalkostnad knyttet til godsomslaget. Dette vil da gi seg uttrykk i at det midterste leddet i (1) vil bli relativt høyt. I det motsatte tilfellet, der hvor havnen er flyttet ut av bykjernen, eller der hvor etterspørselen er relativt sett liten i forhold til kapasiteten, vil en ha avtagende gjennomsnittskostnader – hvilket i sin tur vil medføre et finansielt underskudd om en følger marginalkostnadspriseringsprinsippet (Ericsson & Jansson 2002).

Dersom man i stedet anlegger et *langtidsmarginalt perspektiv*, vil de ulike leddene i ligning (1) få en noe annen tolkning. Det første leddet vil nå også inkludere kapitalkostnadene i tillegg til de variable kostnadene knyttet til godshåndteringen. Det midterste leddet blir nå et produkt av godsomslaget og endringen i fartøyskostnaden per tonn. Dette kommer som et resultat av økt godsomslag kombinert med kapasitetsøkning i havnen over tid.

Hovedforskjellen mellom det kortsiktige og det langsiktige perspektivet er først og fremst knyttet til at en i det kortsiktige tilfellet ser bort fra investeringskostnader. Her vil imidlertid trengselelementet kunne bli vesentlig. I det langsiktige tilfellet er det motsatt: Her inkluderes investeringskostnadene, men en ser bort fra kostnader knyttet til trengsel. Dersom man følger en samfunnsøkonomisk optimal investeringsatferd, vil det bli samsvar mellom den korttidsmarginale og den langtidsmarginale kostnaden. Flere forfattere har jobbet med å konkretisere trengselelementet i den korttidsmarginale modellformuleringen. En modell basert på køteori er utviklet i flere trinn (Jansson & Rydén 1979; Jansson & Schneerson 1982), hvor man ser på havnen som et system med flere parallelle serviceprosesser (eksempelvis lasting/lossing, transittlagring osv.). Køtiden utledes da basert på forventet servicetid per fartøy, utnyttelsesgraden av kaien, og sannsynligheten for at alle kaiplassene er opptatt. Modellen er ytterligere raffinert ved at man skiller mellom kø og trengsel, hvor sistnevnte utgjøres av de stigende kostnadene som oppstår når kapasitetsutnyttelsen øker (uten at det likevel blir en kø som gjør at fartøy må vente med å anløpe kaien).

3 Resultater fra relevante forskningsprosjekter

I dette kapittelet går vi gjennom et utvalg av særlig relevante forskningsprosjekter knyttet til marginalkostnader for skipsfart. Sentralt står både vurderinger av hensiktsmessige prisningsvirkemidler, vurderinger av konkrete kostnadsstrukturer og studier av skyggepriser på ulike eksterne effekter.

3.1 *Empirisk forskning på marginale kostnader knyttet til havnetjenester*

Det finnes ikke spesielt mye empirisk forskning knyttet til avgiftsrelevante marginalkostnader for sjøfart generelt, ei heller for havner spesielt. Det som finnes er gjerne knyttet opp mot trengselskostnader og lignende, og det finnes enda mindre om andre eksterne kostnader, for eksempel knyttet til miljøeffekter. Studier av miljøeffekter av sjøfart er vanligvis knyttet til skip i fart mellom havner, og ikke i havnene som sådan. De tidligere nevnte studier (Jansson & Rydén 1979; Jansson & Schneerson 1982), presenterer beregninger av kø- og trengselkostnader knyttet til svenske havner. I den første studien ble Uddevalla havn studert med data fra midten av 1970-tallet. Havnen hadde perioder med høy trafikk sett i forhold til en begrenset kapasitet. På bakgrunn av disse dataene klarte man ikke å spore trengselskostnader, men derimot fant man en signifikant sammenheng mellom kødager og godsomslaget og det gjennomsnittlige belegget i havnen. Med utgangspunkt i en tidsverdi på 8000 SEK/dag/fartøy estimerte man følgende to uttrykk for marginalkostnaden:

$$(3) \quad MC_{\phi} = 2293 \cdot \phi^2$$

$$(4) \quad MC_Q = 48 \cdot 10^{-12} Q^2$$

Ligning (3) uttrykker marginalkostnaden (SEK/dag/fartøy) som funksjon av gjennomsnittlig beleggsgard i havnen (ϕ), og ligning (4) tilsvarende som funksjon av godsomslaget (Q) regnet i tonn per dag (SEK/tonn). Med ulike belegg på mellom 0.3 og 0.9 kan da marginalkostnaden i dette tilfellet beregnes til mellom 41 og 371

USD/fartøy/dag (Jansson & Schneerson 1982), eller tilsvarende på mellom 0.06 og 0.48 USD/tonn godsomslag.

Berglund (2003) rapporterer også flere senere studier, blant annet en basert på tall fra Norrköpings havn. Til forskjell fra det ovennevnte tilfellet basert på Udevalla havn, dreier det seg her om en havn som jevnlig er blitt utbygd (og utflyttet fra byen) med økende etterspørsel. Her viser det seg at marginalkostnaden bare utgjør en svært liten del (11%) av produsentens gjennomsnittskostnad. Prissetting etter marginalkostnadsprinsippet alene vil her gi et betydelig underskudd, og om man skal oppnå en viss grad av egenfinansiering anbefaler Ericsson & Jansson (2003) at man i slike tilfeller bør følge prinsippene for såkalt Ramseyprising.

Foreløpige konklusjoner fra GRACE-prosjektet

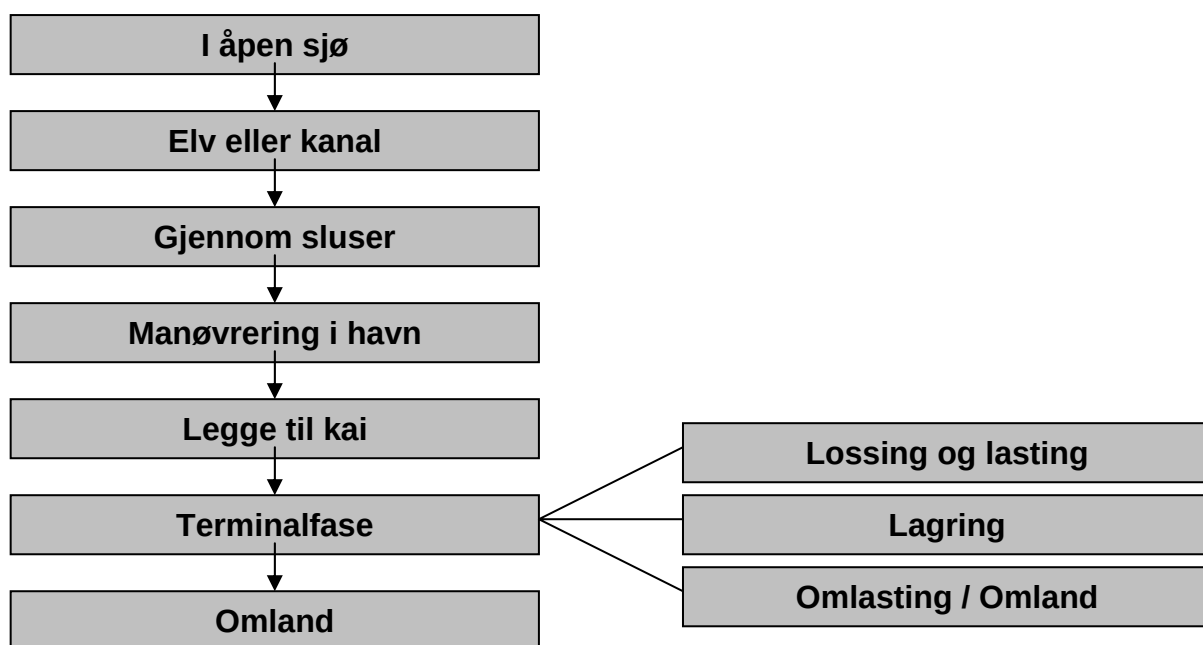
I det pågående EU-finansierte GRACE-prosjektet gjennomføres det et antall case-studier knyttet til kartlegging av marginalkostnader ved maritim transport. Case-studiene er knyttet til følgende europeiske havner:

- Antwerpen, Belgia
- Bordeaux, Frankrike
- Genova, Italia
- Felixstowe, Storbritannia
- Gdynia, Polen

Sett i forhold til typiske norske havner, representerer dette havner med en betydelig større og mer variert aktivitet, men det vil likevel være interessant å studere denne analysen nærmere for å komme på sporet av relevante marginalkostnadsstrukturer for maritim transport. De fem havnene har noe forskjellige karakteristikk som gjenspeiles i de marginale kostnadene knyttet til anløp av den enkelte havn.

Havn	Bredde av aktivitet	Farvann	Lokalisering	Trafikknivå
Antwerpen	Komplett	Tidevann og ikke-tidevann Elvebasseng og ikke elvebasseng	Langs elv Folkerikt omland	Høyt
Bordeaux	Begrenset	Tidevann Ikke elvebasseng	Langs elv Folkerikt omland	Lavt
Felixstowe	Komplett	Tidevann Ikke elvebasseng	Kysthavn Lite folkerikt omland	Moderat Kun containere
Genova	Komplett	Tidevann Elvebasseng	Kysthavn Folkerikt omland	Moderat
Gdynia	Komplett	Tidevann Elvebasseng	Kysthavn Folkerikt omland	Liten

Tabell 3-1 Egenskaper ved havner som er med i GRACE-prosjektets case-studier. Basert på Bickel *et.al.* (2006b)



Figur 3-1 Faser i et havneanløp benyttet i GRACE-prosjektet. Basert på Bickel *et. al.* (2006b)

Marginalkostnadener er her definert som kostnader knyttet til *ett ekstra fartøy som anløper havnen*. Kostnadene er differensiert mellom infrastrukturkostnader (vedlikehold, drift og gjenanskaffelse), brukerkostnader og eksterne kostnader. I utgangspunktet ville en økonometrisk tilnærming være å foretrekke, men på grunn av konkurransesituasjonen havnene imellom er det så å si umulig å få tak i relevante data til en slik modell. GRACE-prosjektet har derfor måtte benytte en ”ingeniørmessig” metode hvor en modellerer de ulike aktivitetselementene med en ”bottom-up” tilnærming. Dette har man gjort ved å modellere de ulike fasene av skipets anløp i detalj (se Figur 3-1).

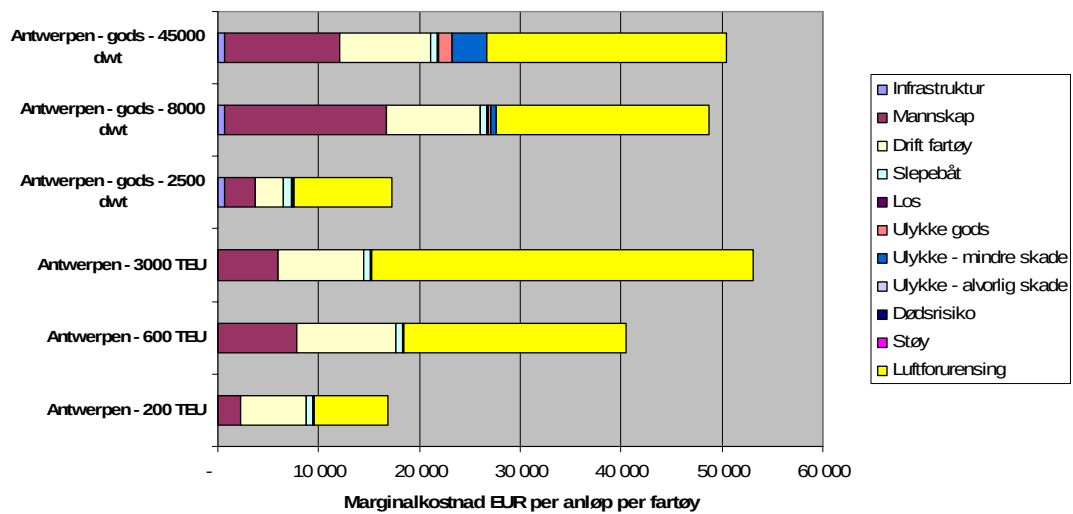
Fase	Infrastruktur kostnad	Bruker-kostnad	Kostnad for operatør	Eksterne kostnader
I åpen sjø	Ingen	Driftskostnader for skip ³	Losing og taubåttjenester	Ulykker, utslipp til luft og vann
Venting ved bøye før anløp	Ingen	Begrensede driftskostnader	Ingen	Utslipp til luft og begrensede utslipp til vann
Fra bøye til sluse	Ingen	Driftskostnader	Losing og taubåttjenester	Støy, utslipp til luft, begrensede utslipp til vann, ulykker (begrenset)
Sluser	Gjenanskaffelse av sluser Vedlikehold av sluser	Begrensede driftskostnader	Ingen	Begrenset støy, utslipp til luft og vann
Fra sluse til kai	Ingen	Driftskostnader	Losing og taubåttjenester	Støy, utslipp til luft og begrenset utslipp til vann, ulykker (begrenset)
Venting ved kai	Ingen	Begrensede driftskostnader	Ingen	Ingen
Losing og lasting ved kai	Ingen	Begrensede driftskostnader	Håndtering (stuer) Bruksavhengig gjenanskaffelse av bygningsmasse etc.	Ulykker, støy, utslipp til luft, og begrenset utslipp til vann

Tabell 3-2 Kostnadskomponenter knyttet til et havneanløp benyttet i GRACE-prosjektets case-studier. Basert på Bickel *et. al.* (2006b)

³ Bemanning, drivstoff, stores, smøremidler, reservedeler etc.

Man har så innhentet typiske data for ulike faktorer som typisk seilingsdistanse, behov for losing og slepetjenester for de ulike fasene i anløpene for ulike havner.

Ulike kostnadskomponenter vil være relevante i de ulike fasene av et skipsanløp. De kostnadskomponentene som anses å være relevante er gjengitt i Tabell 3-2. Noen tidlige beregningsresultater er gjengitt i Bickel *et. al.* (2006b), og vi har plukket ut noen eksempler presentert i Figur 3-2.



Figur 3-2 Marginalkostnader knyttet til skipsanløp i Antwerpen for ulike godsskip og containerfartøy, 2006 EUR per skipsanløp, foreløpige beregninger fra GRACE-prosjektet (Bickel *et al.* 2006b)

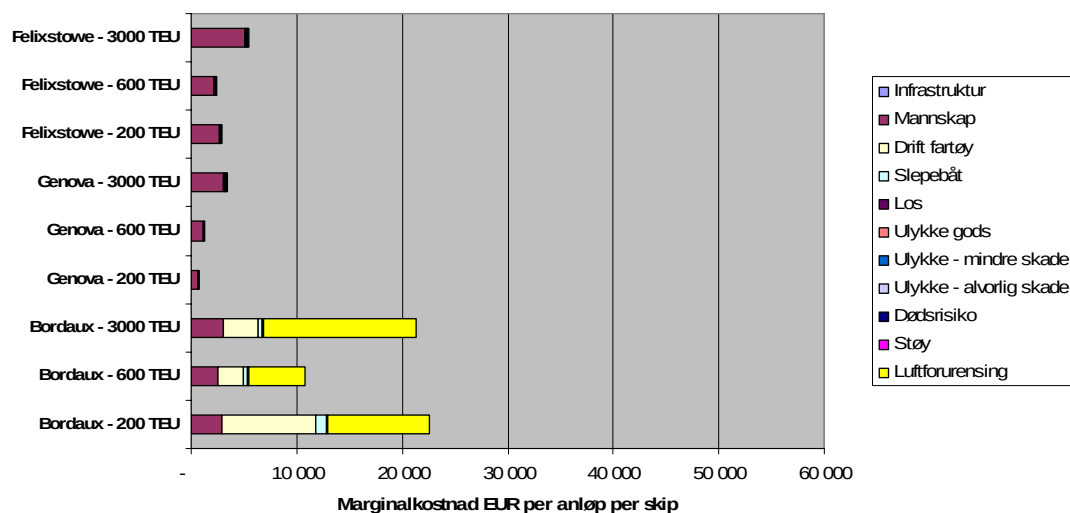
Beregningene representerer kun strekningen fra innseilingsbøyen til havnen og til skipet ligger ved kai.

Case-studiene er så langt sparsommelig dokumentert (Bickel *et al.* 2006b), og de framstår med mange forhold som virker noe underlige, for eksempel:

- Mannskapskostnadene ved en 45000-tonner er lavere enn for en 8000-tonner i Antwerpen
- Det er ikke beregnet driftskostnader for skipet i Genova og Felixstowe, sannsynligvis på grunnlag av manglende input-data for seilingsdistanser

- Det er ikke beregnet kostnader knyttet til utslipp til luft i Genova og Felixstowe, neppe på grunn av realiteter, men sannsynligvis på bakgrunn av manglende data
- Det er ikke presentert tall for Gdynia i det hele tatt, muligens på grunn av manglende data

Det er ikke funnet signifikante støykostnader knyttet til skipenes bevegelser i disse case-studiene, men studiene inneholder ikke terminaloperasjoner som meget vel kan tenkes å ha støykostnader knyttet til seg.



Figur 3-3 Marginalkostnader knyttet til skipsanløp med containerskip i Felixstowe, Genova og Bordeaux, 2006 EUR per skipsanløp, foreløpige beregninger fra GRACE-prosjektet (Bickel *et al.* 2006b)

Case-studiene, i sin uferdige form, illustrerer likevel en del viktige poeng:

- Marginalkostnadene ved et skipsanløp vil være svært stedsavhengige
- Med unntak av kostnader knyttet til sluse-infrastruktur, ser det ut til at kapasiteten på infrastrukturen er så stor i forhold til behovet at det ikke oppstår kø- eller trengselskostnader i disse tilfellene
- Av de eksterne marginalkostnadskomponentene (infrastruktur, støy, ulykker og miljøkostnader), er det utslipp til luft som ser ut til dominere bildet fullstendig (der hvor alle komponenter er beregnet).

- De eksterne marginalkostnadskomponentene knyttet til ulykker og luftforurensing overgår ofte de privatøkonomiske kostnadene ved et havneanløp

3.2 Norske beregninger av sjøtransportens marginale kostnadsansvar

Norske beregninger av sjøtransportens marginale kostnadsansvar har vært gjort ved flere anledninger, men ikke på bakgrunn av spesielt grundige analyser. Grunnlaget for estimatene her er atskillig tynnere enn tilsvarende anslag for veg og jernbane. Den siste analysen av marginale kostnader ved transport ble gjennomført av Econ Analyse i 2003 (Econ 2003a). Denne gjennomgangen bygger i stor grad på analyserammeverket som er utviklet av TØI gjennom flere beregninger av slike marginalkostnader, sist i Eriksen *et. al.* (1999).

	Klima- gasser	Lokale utslipp	Støy	Trengsel	Ulykker	Slitasje	Sum
Basert på Econ (2003)	1.32	10.00	0.00	0.00	0.61	0.00	11.94
Basert på Eriksen <i>et. al.</i> (1999), Høy CO₂	13.65	25.15	0.00	0.00	0.62	0.00	39.42
Basert på Eriksen <i>et. al.</i> (1999), Lav CO₂	4.06	25.15	0.00	0.00	0.62	0.00	29.83

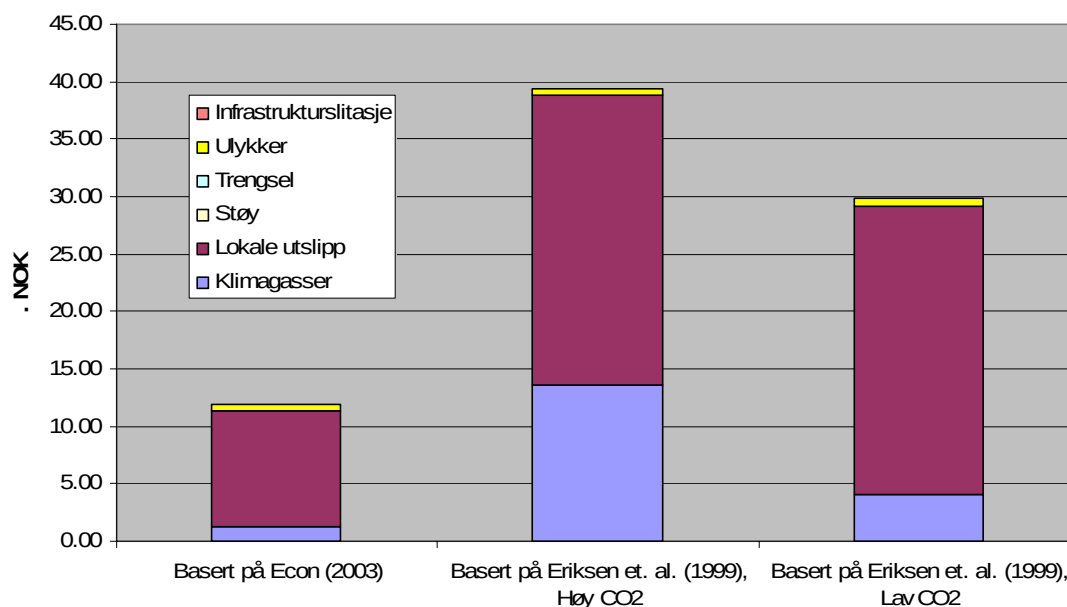
Tabell 3-3 Estimerte eksterne marginale kostnader ved bruk av godsbåt, 2006 NOK per fartøykilometer (godsbåt)

I Tabell 3-3 har vi forsøkt å sammenstille beregningene fra disse to siste studiene, og regnet dem om til NOK 2006 ved hjelp av konsumprisindeksens utvikling fra henholdsvis 1999 og 2003. I Eriksen *et. al.* (1999) ble det operert med to ulike estimater knyttet til skyggeprisen på CO₂. I det høye estimatet ble det benyttet en skyggepris på 370 1999-kroner per tonn, i det lave estimatet ble det brukt en skyggepris på 110 1999-kroner per tonn. Selv dette ”lave estimatet” ligger vesentlig over den skyggeprisen som Econ valgte å benytte i 2003: 45 2003-kroner. Econs skyggepriser på lokale utslipp ligger også vesentlig lavere enn de som ble benyttet i TØI-studien noen år tidligere, med unntak av skyggeprisen på partikler, hvor Econs tall ligger høyere enn TØIs for ”øvrige tettsteder”, men hvor TØIs skyggepris for storbyer ligger høyere enn dette igjen. Det er disse ulike skyggeprisene (Tabell 3-4) som er hovedårsaken til de store forskjellene i estimatene på de totale marginale

eksterne kostnadene per fartøyskilometer. For ulykker og støy har Econ benyttet de samme skyggeprisene som TØI gjorde i 1999, kun justert for prisveksten.

	CO2	PM10	SO2	NOx	VOC
	2006 NOK / tonn	2006 NOK / tonn	2006 NOK / tonn	2006 NOK / tonn	2006 NOK / tonn
Econ (2003) - Tettbygde strøk	46.84	681.71	14.57	37.47	4.16
Econ (2003) - Spredtbygde strøk	46.84	0.00	14.57	15.61	4.16
Eriksen (1999) - Høy CO2 - Storby	424.61	1950.93	80.33	75.74	75.74
Eriksen (1999) - Høy CO2 - Øvrig tettbygd	424.61	229.52	80.33	75.74	75.74
Eriksen (1999) - Høy CO2 - Spredtbygd	424.61	0.00	20.66	37.87	37.87
Eriksen (1999) - Lav CO2 - Storby	126.24	1950.93	80.33	75.74	75.74
Eriksen (1999) - Lav CO2 - Øvrig tettbygd	126.24	229.52	80.33	75.74	75.74
Eriksen (1999) - Lav CO2 - Spredtbygd	126.24	0.00	20.66	37.87	37.87

Tabell 3-4 Skyggepriser benyttet i Econ (2003) og Eriksen *et. al.* (1999), omregnet til 2006 NOK ved hjelp av konsumprisindekser



Figur 3-4 Norske beregninger av marginale eksterne kostnader ved sjøtransport, omregnet til 2006 NOK per fartøykilometer (godsbåt)

Fordi begge studiene kun har regnet på marginalkostnader for godsbåter ”utenfor tettbygde strøk”, regner ingen av studiene med kostnader knyttet til støy eller partikler. Kostnader knyttet til trengsel og infrastrukturelitasje er også forutsatt lik null i begge studiene.

Utslippstallene for skip er beregnet ut fra en ”top-down” metode hvor man tar utgangspunkt i drivstoff-forbruket og beregnede utslippstall etter en metode gjengitt i Holtskog (2001), og så kombinert dette med SSB/TØIs tall for trafikkarbeidet som er utført av de samme fartøyene. Det er så regnet et gjennomsnittlig forbruk og utslipp per fartøyskilometer, som i sin tur er multiplisert med den relevante skyggeprisen for utslippet. De siste tilsvarende SSB-beregningene for utslipp fra sjøfarten er rapportert i Aaestad (2004).

3.3 Vurdering av markedsbaserte incentiver for reduksjon av utslipp til luft fra skip

På oppdrag fra Europakommisjonen har NERA Economic Consulting gjennomført to prosjekter hvor formålet har vært å finne fram til de mest effektive markedsbaserte incentiver for reduksjon av utslipp til luft fra skip. Prosjektene er et samarbeid mellom NERA, Entec UK og IVL Svenska Miljöinstitutet, og sluttrapporteringen fra prosjektene finnes i Harrison *et. al.*(2004) og Harrison *et. al.*(2005). Man har i denne sammenheng *ikke* vurdert *nivået* på reguleringene, men kun de ulike virkemidlenes hensiktsmessighet ut fra ulike sentrale kriterier knyttet til effektivitet, fordelingsmessige virkninger og institusjonelle forhold.

I alt seks markedsbaserte tiltak ble evaluert i den første utredningen, valgt ut dels på bakgrunn av at de har blitt spesifikt foreslått i skipsfartspolitiske sammenhenger, eller fordi de har vært foreslått eller benyttet i landbaserte sammenhenger tidligere. Under hvert av de seks tiltakene finnes det også varianter som er nærmere spesifisert. Formålet med disse prosjektene har først og fremst vært å gå et steg nærmere konkrete og implementerbare tiltaksalternativer, og ikke bare konseptuelle modeller. Vi vil nå gå gjennom de evaluerte virkemidlene, og de vurderinger man har gjort av

deres effektivitet. De tre første tiltakene faller innen under kategorien omsettelige utslippskvoter, og de tre siste er varianter av avgiftslegging (Pigou-avgifter).

Handel med omsettelige kvoter

Omsettelige utslippskvoter tildeles aktører som frivillig reduserer sine utslipp til et lavere nivå enn det det ellers ville ha vært ("Business-As-Usual-nivået": BAU). Utslippskvotene kan så selges til aktører som har høye kostnader knyttet til begrensning av sine utslipp, eller de kan selges til myndighetene dersom man innfører et subsidieprogram. Kvotene må defineres og håndteres via en administrativ prosess som medfører at de er sertifisert og godkjent før de kan omsettes. Man definerer to hovedtyper av denne varianten:

Forenklet kvotehandelsystem

Her ser en for seg at aktørene (skipene) genererer kvoter basert på en enkel formel for å definere BAU-nivået (eksempelvis: 1.5% svovelinnhold i drivstoffet), kombinert med en enkel periodisk overvåkning av utslippsnivåer og fartøyaktivitet for å verifisere faktiske utslipp.

Avansert kvotehandelsystem

Et mer avansert kvotehandelsystem vil legge større krav på aktørene når det gjelder å dokumentere BAU-nivået - for å unngå at man subsidierer tiltak som ville kommet uansett. Dette vil kreve fortløpende overvåkning tilsvarende det man har for landbaserte aktiviteter for de som deltar i programmet.

Kvotehandel med minste utslippsrate

Her defineres en gitt utslippsrate for gitte aktiviteter, og man krever av aktørene at den gjennomsnittlige utslippsraten for slike aktiviteter ikke overskrider denne. I motsetning til det forrige alternativet, er dette et obligatorisk program. De som faller inn under programmet tillates her å handle med kvoter seg imellom, basert på definerte formler for beregning av utslippene - slik at kostnaden for å nå den definerte utslippsraten minimeres. Også her er det to varianter av tiltaket:

Universell kvotehandel

Alle skip (over en gitt størrelse) som opererer i europeiske farvann deltar i programmet uten videre geografisk differensiering, og med en relativt enkel overvåkning.

Kvotehandelskonsortier

Dette alternativet tillater fartøy frivillig å melde seg inn i et kvotehandelskonsortium. Alternativet er at man forholder seg til minstestandarden. I bytte for økt kostnadsfleksibilitet må man akseptere et lavere gjennomsnittlig utslippsnivå og mer overvåkning.

Kvotehandel med totalt utslippstak

Her settes et utslippstak for et helt geografisk område (eksempelvis Europa), eventuelt for en gitt utslippskilde (eksempelvis skip over en viss størrelse). Det utstedes et antall utslippskvoter som til sammen utgjør utslippstaket. Kvotene kan enten initielt fordeles til aktørene eller selges/auksjoneres ut til disse. Hver enkelt aktør må skaffe seg så mange utslippstillatelser som man trenger i forhold til sitt aktuelle utslipp. Man tenker seg to ulike varianter:

Kvotehandel med vekslingskurser

Denne tilnærmingen betyr at man definerer enkle ”vekslingskurser” for utslipp i ulike havområder.

Kvotehandel med avanserte geografisk definerte vekslingskurser

Prinsippet er det samme som for kvotehandel med vekslingskurser, men her med et mer detaljert og avansert beregningssystem som kan ta hensyn til spesielle lokale hensyn.

Internaliserende avgifter (Pigou-avgifter)

Internaliserende avgifter er kjent fra økonomisk velferdsteori som Pigou-avgifter (se nærmere omtale i avsnitt 2.2). Hensikten med slike avgifter er å internalisere eksterne effekter som for eksempel miljøeffekter, slik at aktørene gis incentiver til å

ta hensyn til samfunnsøkonomiske - og ikke bare privatøkonomiske kostnader knyttet til sin virksomhet. Formålet med disse avgiftene er altså ikke primært å generere inntekter, men å korrigere priser - eller å skape priser der hvor man ikke har eksisterende markedsmekanismer. Tre varianter av slike avgifter defineres:

Avgifter ved kjøp av drivstoff

Dette alternativet er mest aktuelt knyttet til svovelinholdet i drivstoffet. Her legges avgiften til prisen ved kjøp av drivstoff innen Europa. Alternativet er enkelt fordi det ikke krever noen overvåkning av skipene. Man må likevel ha en viss overvåkning av svovelinholdet i det drivstoffet som selges.

Avgifter knyttet til forbruk av drivstoff

Alternativt kan man legge avgiften på svovel i drivstoff konsumert i det enkelte skip. Kontinuerlig eller høyfrekvent overvåkning av drivstoff-forbruk og svovelinhold vil være nødvendig.

Avgifter knyttet til utslipp

Endelig kan man tenke seg avgifter knyttet til utslippet. Det åpner for avgiftslegging også av NO_x , og man kan differensiere avgiften etter region eller avstand fra land. Fortløpende overvåkning eller estimering av utslipp må til.

Distanseavhengige avgifter

Avgiftene blir her lagt på estimerte utslipp basert på utseilt distanse. Avhengig av ambisjonsnivået for detaljert overvåkning av skipsbevegelser kan en tenke seg to ulike varianter:

Avgifter basert på standardruter

Som en forenkling velger en her å basere avgiftskravet på standardiserte seilingsmønstre. Periodiske utslippsmålinger vil bli benyttet for å fastslå utslippsnivåene.

Avgifter basert på faktiske seilingsmønstre

Alternativt vil man kunne overvåke faktiske seilingsmønstre og baserer avgiften på utseilt distanse og geografisk differensiert (region og avstand fra land). Også her legger man periodiske utslippsmålinger til grunn.

Differensierte havne- eller farledsavgifter

Endelig kan man tenke seg et system av differensierte farleds- eller havneavgifter. Et slikt system vil kunne ta utgangspunkt i allerede eksisterende avgifter. Systemet har allerede vært i virksomhet i Sverige siden 1998 (se kapittel 5 for en nærmere presentasjon av det svenske avgiftsregimet), også andre europeiske land har introdusert elementer av det samme. Tre varianter evalueres:

Frivillig differensierte havneavgifter

Man lager her et forslag til miljødifferensiering av havneavgiftene, og overlater til havnemyndighetene å bestemme om man vil anvende ordningen.

Obligatorisk differensierte havneavgifter

En overordnet myndighet (eksempelvis EU) pålegger havnene i området å miljødifferensiere sine avgifter.

Differensierte farledsavgifter

Man legger her opp til å differensiere avgiftene knyttet til alle EUs farleder etter miljøvennlighet.

Subsidiering av utslippsreducerende tiltak

Dette alternativet var ikke med i det første prosjektet hvor man vurderte alternative økonomiske incentivsystemer for reduksjon av utslipp fra sjøfarten i EU. I det andre prosjektet (Harrison *et al.* 2005) valgte man å ta med dette alternativet også. Tiltaket består i finansiell støtte fra myndighetene knyttet til utslippsreducerende tiltak. Støtten kan anta flere ulike former, blant annet: Tilskudd, gunstige lån eller skattereduksjoner. Slik støtte har tidvis blitt brukt knyttet til miljøtiltak for skip, eksempelvis knyttet til installasjon av katalysatorer. Subsidiering kan også tenkes

brukt kombinert med utslippskvoter, - hvor myndighetene kjøper opp utslippskvoter for å redusere det totale utslippsnivået.

Kriterier for vurdering av de ulike incentivsystemene

NERA-prosjektet anvendte i utgangspunktet 14⁴ ulike kriterier for å evaluere de ulike incentivsystemene. Disse kriteriene utgjorde ulike mål på miljøeffekter, effektivitet, fordelingsmessige forhold og institusjonelle forhold. Nærmere beskrevet besto kriteriene i

- Miljømessige kriterier
 - *Utslipp generelt.* Hvor effektivt er virkemiddelet i å redusere utslippene generelt?
 - *Geografisk treffsikkerhet.* Hvor effektivt er tiltaket med hensyn til å redusere utslipp der hvor det gir størst miljømessig effekt?
- Effektivitetskriterier
 - *Kostnadseffektivitet.* Vil tiltaket føre til kostnadseffektive tiltak?
 - *Dynamiske effekter.* I hvilken grad stimulerer virkemiddelet til innovative løsninger for reduksjon av utslipp?
 - *Potensial for å redusere skattemessige velferdstap.* I hvilken grad bidrar tiltaket til at man får et avgiftsproveny som kan benyttes til å redusere vridende beskatning med velferdstap?
- Fordelingsmessige kriterier
 - *Rederiene.* I hvilken grad påvirkes rederienes potensielle inntekter av tiltaket?
 - *Drivstoffleverandørene.* I hvilken grad påvirkes drivstoffleverandørenes potensielle inntekter av tiltaket?
 - *Havner.* I hvilken grad påvirkes havnenes kostnader eller inntekter av tiltaket?

⁴ I Harrison *et. al.* (2004), kap 1.2 oppgis det at man har anvendt 13 kriterier. Dette framgår også av sammendragstabellen ”Table 1”. I teksten er det imidlertid listet opp 14 kriterier. Av en eller annen grunn ser kriteriet ”konsekvenser for skattebetalingene” å ha falt ut i den videre analysen.

- o *Konsumenter / arbeidere.* På hvilken måte påvirkes konsumenter (som kjøpere av gods sendt med skip), og arbeidere innen skipsfarten av tiltaket?
 - o *Skattebetalere.* På hvilken måte påvirkes skattebetalerne av tiltaket, for eksempel gjennom reduksjoner i gjeldende skattenivå på bakgrunn av et nytt avgiftsproveny?
- Institusjonelle kriterier
 - o *Juridisk gjennomførbarhet.* Er det nødvendig med ny lovgivning for at tiltaket skal være gjennomførbart? Er tiltaket konsistent med eksisterende europeisk og internasjonal lovgivning?
 - o *Politisk gjennomførbarhet.* Er det elementer i tiltaket som påvirker den politiske aksepten?
 - o *Administrativ gjennomførbarhet.* Vil tiltaket være for tungt å gjennomføre administrativt?
 - o *Gjennomførbarheten av overvåkningsregimet.* Hvor gjennomførbart vil det nødvendige overvåkningsregimet være?

Basert på disse kriteriene har man så gått grundig gjennom hvert enkelt av de sju incentivsystemene (med varianter). Vi skal gjengi hovedkonklusjonene i neste avsnitt. En mer detaljert gjennomgang kan finnes i Harrison *et. al.* (2004).

Evaluering av incentivsystemene

I Figur 3-5 har vi gjengitt en skjematisk oversikt over hvordan de ulike tiltakene blir vurdert i forhold til det enkelte kriterium. Bruken av en femtrinnskala fra dårligst til best gir ikke grunnlag for å summere scorene til noen sammenlagt rangering. Dette ville heller ikke nødvendigvis være særlig meningsfylt, da det lett kan være slik at man må sette absolutte krav til enkelte typer kriterier - og i tillegg er det slett ikke gitt at man generelt skal tilegne de ulike kriteriene samme vekt. NERA-rapporten har derfor lagt opp til en kvalitativ diskusjon av de ulike alternativene.

	Environmental		Economic Efficiency			Distributional				Institutional			
	Overall Emissions	Geographic Coverage	Cost Effectiveness	Dynamic Effects, Innovation	Tax Distortions	Shipowners Burden	Fuel Supplier Impacts	Port Impacts	Consumer/Labour Effects	Legal Feasibility	Political Feasibility	Administrative Feasibility	Feasibility of Monitoring
Economic Instrument													
Credit													
Simple													
Rigorous													
Benchmarking													
Universal													
Trading Consortia													
Cap-and-Trade													
Exchange Rates													
Geographic Formula													
Taxation/Charging													
Tax at Point of Sale													
Fuel-use Tax													
Emissions Tax													
En-Route													
Trip-Based Charges													
Distance-Based Charges													
Differentiated Dues													
Voluntary Port Dues													
Mandatory Port Dues													
Fairway Dues													

Figur 3-5 Kvalitativ evaluering av markedsbaserte tiltak for reduksjon av utslipp fra skipsfart (Harrison *et al.* 2004)

Handel med omsettelige kvoter - Forenklet kvotehandelssystem

Fordelen med denne tilnærmingen er først og fremst at den ikke er spesielt kostnadskrevende å administrere, og den bidrar til å fremme frivillige reduksjoner i utslippene på en relativt kostnadseffektiv måte. Ordningen vil være attraktiv for redere som vil vinne på inntekter fra kvotehandel (fratrullet kostnader til utslippsreduksjoner). Dette bidrar også til at deres kunder og arbeidere kan vinne på grunn av mindre press på fraktrater og lønnsnivå. Kombinert med et subsidieprogram hvor myndighetene kjøper kvoter vil tiltaket kunne bidra til lavere totale utslipp, men uten slike ordninger gir ikke det enkle kvotehandelssystemet nettogevinster for miljøet. På grunn av den forenklete definisjonen av "business-as-usual"-nivået er systemet sårbart for å kunne tilgodese endringer som likevel ville ha kommet. Siden det ikke finnes noe landbasert kvotehandelssystem å koble dette opp mot, vil en innføring av systemet også være utfordrende både juridisk og politisk.

Handel med omsettelige kvoter - Avansert kvotehandelssystem

Det mer avanserte kvotehandelssystemet vil imidlertid kunne bidra til netto utslippsreduksjoner også uten en subsidieordning fordi man vil kreve et høyere bytteforhold enn 1:1 mot et landbasert kvotesystem. Man reduserer også muligheten for å tilgodese endringer som uansett ville komme gjennom en mer krevende dokumentasjon av basisutslippene. Geografisk differensiering vil også forbedre den regionale miljøsituasjonen. Systemet har større sjanse til å gå gjennom juridisk og politisk, men er fortsatt vanskelig å innføre på kort sikt fordi det enten er avhengig av kobling mot et landbasert kvotehandelssystem, eller en subsidieordning om det skal bli en suksess. Attraktiviteten for rederne reduseres noe gjennom økte dokumentasjonskrav og mer kompliserte regionale strukturer, noe som i sin tur også kan redusere en eventuell positiv virkning for konsumenter og arbeidere. Kompleksiteten vil også bidra til å øke administrasjonskostnadene ved ordningen. Siden ordningen fortsatt er frivillig vil naturligvis de som velger å delta i den vurdere det slik at det er nettogevinster å hente.

Kvotehandel med maksimal utslippsrate - Universell kvotehandel

Et slikt program kan gi vesentlige utslippsreduksjoner fra sjøfarten, og gi muligheter for å redusere de kostnadene knyttet til utslippsreduksjonene, sammenlignet med et krav om at alle skip skulle ha den samme utslippsrate. Ordningen vil likevel være krevende administrativt fordi den vil måtte innebære en overvåkning av at skipene har den faktiske utslippsraten de oppgir. Siden ordningen er omfattende kan en også forvente at innføringen vil være krevende politisk og juridisk - i alle fall på kort sikt.

Kvotehandel med maksimal utslippsrate - Kvotehandelskonsortier

Kvotehandel med bruk av konsortier vil bety at ordningen ikke blir så omfattende - og dermed både mindre krevende administrativt, og - muligens også lettere å implementere fra en juridisk og politisk synsvinkel. Selv om denne ordningen vil gi lavere utslippsreduksjoner totalt enn den generelle modellen, kan den være aktuell som en overgangsmodell.

Kvotehandel med totalt utslippstak - med vekslingskurser

Denne ordningen har det største potensialet i forhold til kontroll med at man faktisk oppnår generelle utslippsreduksjoner totalt sett. Den har også det største potensialet i

forhold til kostnadseffektivitet. Også denne ordningen er krevende administrativt, både for myndighetene og for skipsfarten selv. Man vil måtte ha kontinuerlig overvåkning av utslippsnivåer for å være sikker på at systemet blir etterlevd. Skipsfartsnæringen har tidligere vært skeptisk til å innføre et absolutt utslippstak, så man kan forvente at innføringen av et slikt system også vil være politisk kontroversielt.

Kvotehandling med totalt utslippstak - med avanserte geografisk definerte vekslingskurser

Denne mer avanserte modellen vil være mer effektiv med hensyn til å tilpasse seg regionale forskjeller i miljøeffektene, og har slik sett større potensial både i forhold til miljøeffekter og kostnadseffektivitet. Imidlertid er ordningen enda mer krevende administrativt, og den krever også informasjon om miljøkonsekvenser på et relativt detaljert nivå.

Internaliserende avgifter - ved kjøp av drivstoff

Denne ordningen vil sannsynligvis ha begrenset effekt. Ferjer og andre fartøy som kun går i nærsjøfart vil muligens redusere sine utslipp av svovel noe, men skip som seiler i interkontinentale ruter vil bunkre utenfor Europa for å unngå avgiften. Ordningen vil heller ikke være effektiv for NO_x-utslipp, og har heller ikke potensial til å bli regionalt differensiert. Virkemiddelet er derfor ikke særlig effektivt, men det er svært rimelig å administrere sammenlignet med de fleste andre alternativene.

Internaliserende avgifter - knyttet til forbruk av drivstoff

Om man kunne innføre en avgift på forbruk i stedet for kjøp av drivstoff, ville man kunne gjøre denne mer effektiv og treffsikker enn en ordning med kjøpsavgifter. Det er imidlertid opplagte vanskeligheter med kontroll og oppfølging av et slikt system. Sannsynligvis ville en måtte basere det på en form for egenrapportering med kontrollmuligheter. Et generelt problem for avgiftsvariantene er at beslutninger om beskatning vil kreve samstemmige beslutninger i EU-systemet, noe som vil være svært krevende å få til. Muligens kan en unngå dette kravet om man syr pakker av ordninger som gjør at dette blir provenynøytralt - og dermed ikke regnet som en beskatning. Utfordringen vil da være å utforme en form for tilbakeføring til næringen som ikke opphever miljøeffektene av tiltaket.

Et annet problem med avgiftsløsningene kan ligge i Havrettskonvensjonen (UNCLOS), hvor man i del 2, seksjon 3 er garantert rett til fri passasje for fartøy under fremmede flagg uten å bli ilagt avgifter. Unntaket er avgifter som gjenspeiler tjenester som skipet mottar. Det er likevel mulig at man juridisk kan prosedere på at fartøy som seiler i EUs farvann faktisk mottar tjenester i form av mottak av avfallsstoffer i EUs luftrom. En slik tolkning vil uansett bli utfordret juridisk, og innføringen av slike avgifter vil derfor være krevende også på denne måten.

Internaliserende avgifter - knyttet til utslipp

Å legge avgiften på selve utslippet vil være mer effektivt enn en drivstoffavgift på den måten at denne avgiftsformen også vil gi incentiver til å investere i utslippsreduserende utstyr, - den vil også muliggjøre avgiftslegging av NO_x-utslipp i tillegg til svovelutslippene. En slik ordning vil imidlertid være svært mye mer krevende administrativt, og den vil møte de samme utfordringene politisk som nevnt ovenfor.

Distanseavhengige avgifter - basert på standardruter

Distanseavhengige avgifter vil møte de samme vanskeligheter juridisk og politisk som de andre avgiftstypene. Denne formen, basert på standardruter, vil imidlertid ha begrensede administrative kostnader knyttet til overvåkning.

Distanseavhengige avgifter - basert på faktiske seilingsmønstre

Distanseavhengige avgifter basert på faktiske seilingsmønstre har den fordel at de vil kunne være mer treffsikre enn de som er basert på standardiserte seilingsmønstre. De vil imidlertid være svært mye mer administrativt krevende, og de vil møte de samme politiske og juridiske problemer som de andre avgiftstypene, både i henhold til EU-prosesser og i forholdet til internasjonal sjørett.

Frivillig differensierte havneavgifter

Denne modellen har den fordel at den har vært utprøvd i mer enn åtte år i Sverige. Foreløpige estimer tyder på at man her har oppnådd omtrent 30 prosent reduksjon i utslippene av svoveldioksid, og ca. 10 prosent reduksjon i nitrogenoksider. Svakheterne med denne varianten er delvis knyttet til frivilligheten. Med den sterke konkurransen man har mellom havner i Europa, vil det ikke være lett å få havner til

frivillig å innføre slike avgifter, med mindre de er designet slik at avgiftsprovenyet er det samme.

Obligatorisk differensierte havneavgifter

Et nærliggende alternativ er det da å gjøre slik miljødifferensiering av havneavgiftene obligatorisk. Det skaper selvfølgelig større politiske motforestillinger, men de burde være overkommelige. En mulig måte kan også være å starte med en frivillig modell, som så overvåkes av europeiske myndigheter. Oppnår man ikke de ønskede resultatene, bør man innføre den obligatoriske modellen.

Differensierte farledsavgifter

Siden det er store forskjeller i hvordan europeiske land finansierer sine maritime tjenester på, vil en innføring av miljødifferensierte farledsavgifter måtte starte med en harmonisering av farledsavgiftsordningene generelt. Det er uklart om en slik ordning også vil bli omfattet av de før omtalte kravene til samstemmighet i skattespørsmål.

Subsidiering av utslippsreducerende tiltak

Subsidiering av utslippsreducerende tiltak ble ikke vurdert i den første NERA-rapporten, men ble tatt inn som det fjerde virkemiddelet som ble vurdert i den andre rapporten (Harrison *et al.* 2005). Vi har derfor valgt å kommentere dette alternativet i det etterfølgende avsnittet som tar inn de foreløpige konklusjonene fra NERA-rapportene.

Foreløpige konklusjoner

Harrison *et al.* (2004) anbefaler at man starter med tiltak som ikke er svært krevende med hensyn til nye overvåkningssystemer osv. På kort sikt vil de mest ambisiøse modellene være vanskelige å få gjennomført. Man mener at det på kort sikt er følgende modeller som har størst potensial:

- Frivillig miljødifferensierte havneavgifter
- Kvotehandel med maksimal utslippsrate - Kvotehandelskonsortier
- Handel med omsettelige kvoter - Avansert kvotehandelsystem

Den første av disse tre (den svenske modellen), er den som det vil være minst krevende å innføre. De to siste vil kunne utløse både juridiske og politiske motforestillinger.

I NERAs andre prosjekt (Harrison *et al.* 2005) legger man så til bruk av subsidier som det fjerde anbefalte virkemiddelet. I rapporten fra dette prosjektet går man også lenger i å detaljere de anbefalte økonomiske virkemidlene med hensyn til design og implementeringsforhold, og man ender opp med et enda snevrere sett av anbefalte tiltak.

Enhver politikk rettet mot det å redusere utslippene til luft fra sjøfarten vil måtte bygge på en veldefinert juridisk basis kombinert med en effektiv overvåkning og kontroll med etterlevelsen av ordningen. Denne juridiske plattformen må ta hensyn til både nasjonal og overnasjonal juss på området. På det overnasjonale området er det både EUs regler og generelle internasjonale avtaler - spesielt FNs havrettskonvensjon (UNCLOS) - som det må tas hensyn til. I artikkel 212 i denne konvensjonen gis det til en viss grad adgang til tiltak som bidrar til kontroll med utslipp til luft, men dette må balanseres med skips generelle rett til å passere gjennom fremmede farvann uten noen form for betaling, med mindre det gjelder tjenester som skipet nyter godt av.

I tillegg til de juridiske forholdene er det særlig kravene til overvåkning av utslippsnivåene fra det enkelte skip som lett kan bli avgjørende når en skal velge blant de økonomiske virkemidlene man har til rådighet. Både drivstoff-forbruk og utslipp avhenger av svært mange faktorer, blant annet størrelse på motoren, alder på denne, aktuell belastning, installerte utslippsreducerende innretninger med mer. Generelt kan man dele behovet for overvåkning inn i to hovedtyper:

- Periodisk kontroll/overvåkning, eller
- Kontinuerlig overvåkning

Den periodiske vil naturlig nok være mindre kostnadskrevende, men gi lavere grad av kontroll. En skillelinje går også mellom direkte kontroll med utslippene, eller

kontroll med forbruket av drivstoff. Endelig vil man også kunne ha ulike ambisjonsnivåer når det gjelder grad av geografisk nøyaktighet i overvåkingen.

Disse forholdene har vært avgjørende når NERA i sitt andre prosjekt har kortet ned listen over anbefalte økonomiske virkemidler fra fire til to. Man velger her bort miljødifferensierte havneavgifter og miljøsubsidier som anbefalte virkemidler.

Differensierte havneavgifter (a la det svenske systemet omtalt i kapittel 4) velges bort først og fremst fordi man er usikker på effektiviteten til virkemiddelet, men også fordi man ser klare problemer med implementeringen av et slikt system i et svært konkurranseutsatt havnemarked. Man er også usikker på hvor mye av effekten av det svenske systemet som kan tilskrives differensierte havneavgifter (frivillig), og hvor mye som kan tilskrives den obligatoriske differensieringen av farledsavgiftene. Varianter av slike systemer har også vært forsøkt i Finland (Mariehamn), Tyskland (Hamburg) og i USA (Alaska). Et problem med systemet kan være at eksisterende havneavgifter ikke er høye nok til å gi sterke nok incentiver i miljømessig sammenheng (forutsatt provenynøytralitet). Dette vil spesielt være problematisk dersom det viser seg at det er få havner som velger å være med i en slik frivillig ordning. De akkumulerte besparelsene for skipsrederen ved å benytte miljøvennlige skip blir da kanskje ikke store nok til at det kan forsvare de ekstra kostnadene. En vil derfor være avhengig av å kombinere et slikt virkemiddel med andre tiltak.

Et annet moment som problematiserer dette, er det faktum at havneavgifter i større grad ser ut til å være et forhandlingsspørsmål, - og ikke basert på faste offisielle priser. Det gjør det også mer komplisert å innføre en miljødifferensiering, siden bilateralt forhandlede avgifter ofte heller ikke vil være offentlig tilgjengelige. Dette gjør også at en reder vanskelig vil kunne få garantier for at investeringene vil lønne seg over tid.

Miljøsubsidier velges også bort i Harrison *et. al.* (2005) som anbefalt virkemiddel. Hovedårsaken til dette er at man har blandede erfaringer med slike tiltak fra ulike sektorer. Dersom man skal bruke miljøsubsidier som et enkeltstående tiltak (og ikke i kombinasjon med andre virkemidler), reiser dette også et behov for finansiering som lett kan bli av betydelig størrelse. NERA konkluderer derfor med at miljøsubsidier

sjelden viser seg å gi kostnadseffektive løsninger - også fordi risikoen er stor for å finansiere tiltak som ville ha kommet uansett. Et alternativ kunne ha vært å benytte miljøsubsidier kombinert med andre tiltak, eller kombinert med ordninger som ville ha sørget for finansieringen av subsidiene. Eksempelvis kunne en tenke seg at den støtte som tidvis gis til skipsbygging kunne vært basert på miljøkriterier. Problemet blir lett at man forsøker å nå to målsettinger med ett virkemiddel - i dette tilfellet støtte skipsbyggingsindustrien og å redusere miljøutslippene. Man risikerer da lett at man ikke oppnår den ene målsettingen.

Miljøsubsidier og differensierte havneavgifter legges altså til siden i den siste NERA-rapporten, tilbake som anbefalte virkemidler står da *kvotehandel med maksimal utslippsrate og kvotehandelskonsortier og handel med omsettelige kvoter med et avansert kvotehandelssystem*. Vi skal se nærmere på hvordan Harrison *et. al.* (2005) tenker seg disse virkemidlene brukt.

Nærmere om handel med omsettelige kvoter med et avansert kvotehandelssystem

Dette virkemiddelet er tett knyttet til en definisjon av BAU⁵-nivået for utslipp, det vil si den utslippsraten man ville hatt uten tiltaket. Om man oppnår en lavere utslippsrate enn dette, mottar man utslippskvoter som kan handles i et marked. Kjøpere vil da være knyttet til landbaserte aktiviteter som har tilsvarende type utslipp. Eventuelt kan en også tenke seg at myndighetene er kjøper av kvoter - dersom man ønsker å kombinere tiltaket med et subsidieprogram. Kvotene må være forhåndssertifisert og godkjent før de kan omsettes.

Lignende ordninger har vært forsøkt andre steder. Mest kjent er kanskje ordninger knyttet til oppfyllelsen av Kyoto-avtalen hvor man oppnår omsettelige kvoter for reduksjoner i klimagassutslippene. Flere EU-land har slik sett "kjøpt" utslippsrettigheter gjennom investeringer i utslippsreducerende tiltak i u-land. Et annet eksempel har man i California, hvor det såkalte South Coast Air Quality Management District (SCAQMD) har operert et program siden 2001 hvor kvoter

⁵ BAU: Business-As-Usual

tildeles for reduserte marine utslipp. Disse kvotene kan handles innen et marked kalt RECLAIM (Regional Clean Air Incentives Markets). Dokumenterte effekter fra dette programmet er blant annet investeringer i utslippsreduserende motormodifikasjoner, som da indirekte blir finansiert fra landbaserte aktiviteter som kjøper kvoter i disse markedene.

Prinsipielt sett vil kostnadseffektiviteten i slike programmer øke med antall aktører som tillates å delta, og med antall miljøeffekter som er dekket av programmet. Det kan likevel være behov for å være restriktiv med hensyn til hvem som slippes inn i programmet av forskjellige hensyn. Eksempelvis er det ovennevnte amerikanske programmet begrenset til amerikansk-registrerte fartøy. Om en skulle begrense et eventuelt europeisk tiltak på samme måten ville det imidlertid redusere effekten av programmet vesentlig siden en stor andel av skipene som trafikkerer europeiske farvann er registrert i (og til dels eid av personer fra) ikke-europeiske land.

Som nevnt innledningsvis er definisjonen av BAU-raten et svært kritisk element i denne ordningen. Denne må settes på en slik måte at man i størst mulig grad unngår å dele ut kvoter (belønne) tiltak som ville ha funnet sted uavhengig av incentiv-ordningen. Her vil en naturligvis måtte avveie grad av kontroll mot økte administrative kostnader ved økende kompleksitet i kontrollregimet. Det nevnte SCAQMD-prosjektet angir en mulig måte å definere BAU-nivået på for NO_x-utslipp. Det vil også være en mulighet å ta utgangspunkt i IMOs NO_x-kurve⁶, men hvor man anla et strengere krav enn denne linjen angir. For SO₂-utslipp kunne en tenke seg å ta utgangspunkt i EUs direktiv knyttet til svovelutslipp i Østersjøen og Nordsjøen⁷. Uansett vil en måtte være veldig bevisst hvilke incentiver en skaper når en designer en regel for definisjonen av BAU-raten.

⁶ IMOs NO_x-kurve er gitt i et teknisk notat relatert til MARPOL-konvensjens Annex 6 som omhandler utslipp til luft. Kurven spesifiserer et krav til maksimalt utslipp av NO_x som regnes ut som en funksjon av maskinens maksimale turtall. Jo høyere turtall, desto lavere tillatt utslipp av NO_x. IMOs NO_x-kurve gjelder kun for skip som er bygd etter år 2000 (eller som er vesentlig modifisert etter dette), og som har en størrelse på over 400 bt.

⁷ EU direktiv 2005/33/EC

Siden ordningen er tenkt å være frivillig, vil den antakeligvis ikke være spesielt vanskelig å innføre juridisk sett. Imidlertid forutsetter man at den kan kobles opp mot et kvotehandelssystem som inkluderer landbaserte aktiviteter, og dette vil antakelig nødvendiggjøre endringer i EU-direktiver knyttet til forbrenningsanlegg⁸ og den generelle miljøpolitikken⁹.

Sannsynligvis vil man måtte etablere informasjons- og overvåkningssystemer knyttet til skipenes lokalisering, utslippsfaktorer, aktivitetsnivå og drivstofforbruk for å kunne etablere en slik ordning.

Nærmere om kvotehandel med maksimal utslippsrate og kvotehandelskonsortier

Dette alternativet vil introdusere en mulighet for rederne til å bli medlem av et kvotehandelskonsortium som sammen forplikter seg til å oppnå en maksimal gjennomsnittlig utslippsrate ("benchmark") som ligger lavere enn BAU-raten. Programmet er her tenkt å være frivillig, men alternativet til å være med i et slikt konsortium er at hvert enkelt skip må forholde seg til den gjeldende vedtatte utslippsraten. En hovedforskjell fra et kvotehandelssystem er at i dette tilfellet vil svært mye av administrasjonen av ordningen falle på konsortiet selv.

I dette alternativet er hovedutfordringen å sette den riktige vedtatte utslippsraten for konsortiene. Kriterier knyttet til innsatsfaktorer (eksempelvis drivstoff) er det lettest å kontrollere, men de gir begrensede incentiver for utslippsreducerende tiltak. Det er derfor generelt en fordel at man knytter kriteriene til "produksjons"-mål som "utslipp per motoreffekt-enhet" eller "utslipp per tonnkilometer" eller lignende. Også her vil IMOs NO_x-kurve, og EUs svovelutslippsdirektiv kunne være brukbare utgangspunkt. Om man skulle benytte et kriterium som var knyttet til maskineriets effekt, ville det bety at man enten regnet om gjennomsnittlig svovelinnhold i tung drivstoffolje (HFO) - som av IMO er registrert til å være 2.7% (vektbasert). Dette tilsvarer et krav på omtrent 11 gram svovel per kilowatt-time. I SECA-områdene ville det bety at

⁸ Large Combustion Plant (LCP) directive

⁹ Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) directive

kravet om maksimalt 1.5% svovel gi en tilsvarende grense på 6 gram svovel per kilowatt-time (Harrison *et al.* 2005)¹⁰.

Definisjonen av utslippsratene er mer komplisert for NO_x-utslipp enn for svovel, siden utslippene varierer mye også med skipstype/motortype. Det kan derfor være nødvendig å lage ulike konsortier for ulike skipstyper i forhold til denne utslippstypen. En slik oppdeling vil selvfølgelig gå ut over effektivitetsgevinstene fra bruken av konsortier. Behovet for å ta spesielle hensyn i visse regioner (for eksempel SECA-regionene), kan også løses med regionale konsortier. Igjen er det slik at dette vil begrense gevinstene med ordningen. Et alternativ vil derfor være å benytte ”vekslingskurser” for utslipp.

Det er en forutsetning for denne ordningen at de regulerende myndigheter har rett til både å definere et generelt krav til høyeste utslippsrate for skip som ikke deltar i konsortia - og rett til å bøtelegge skip som ikke forholder seg til denne. Medlemmer av konsortier vil måtte signere bindende kontrakter som forplikter dem både gjensidig innad i konsortiet - og i forhold til myndighetene til den avtalte gjennomsnittlige utslippsraten. Avtalen vil også måtte regulere hva som skjer om konsortiet som helhet faktisk oppnår en høyere eller lavere utslippsrate enn det som er avtalt, og hvilke ordninger som skal gjelde for inn- og utmelding av konsortiet. Endelig må konsortiet også lage formler for å beregne kvoter som kan handles internt i konsortiet. Slik vil konsortiet som helhet oppnå en økonomisk effektiv måte å nå det felles utslippsmålet på.

Dette incentivsystemet vil kreve justeringer av MARPOL Annex VI og EUs svoveldirektiv for å tillate fartøyer som deltar i konsortier å fravike de etablerte standardene.

Dette alternativet har en spesiell komplikasjon med hensyn til kontroll via stikkprøver. Det enkelte skip har - gjennom sitt medlemskap i et konsortium -

¹⁰ I rapporten argumenteres det også for at kravet bør skjerpes ytterligere for at ikke ordningen med konsortia faktisk skal lede til høyere totale utslipp enn dagens ordning.

tillatelse til å overstige den generelle utslippsraten. Stikkprøvekontroll vil dermed ikke være en effektiv kontrollmekanisme i dette tilfellet.

Erfaringene med slike ordninger i praksis er svært begrensede. NERA-rapporten tilkjennegir at man ikke vet av ordninger som har denne *kombinasjonen* av et utslippsmål og en *frivillig* ordning for handel med kvoter. I California har man likevel en viss erfaring med lignende ordninger med hensyn til drivstofføkonomien for biler, hvor produsentene forpliktet til å ha et visst gjennomsnittsförbruk for hele flåten av biler som selges i staten. Her kan man altså "handle kvoter" mellom biltyper innen samme klasse, men man kan ikke "handle kvoter" med andre produsenter, eller mellom bilklasser (eksempelvis personbiler og SUVer). California Air Resources Board har også foreslått en lignende ordning for reduksjon av NO_x og partikler for flåter av skip som besøker deres havner, og det er gjennomført et Europeisk pilotprogram som simulerer hvordan et slikt konsortium kan tenkes å fungere.

3.4 *Overvåkning av utslipp til luft fra sjøgående fartøy*

Gommers et.al. (2006) presenterer foreløpige konklusjoner fra det belgiske MOPSEA-prosjektet. De følgende avsnittene er i hovedsak basert på denne rapporten.

Den første delen av dette prosjektet har fokusert på

- Lovgivning knyttet til utslipp til luft
- Internasjonale rapporteringsforpliktelser knyttet til slike utslipp
- Oversikt over utslipp til luft fra skip

Basert på denne bakgrunnsinformasjonen har man så utviklet en aktivitetsbasert utslippsmodell for å beskrive historiske utslipp - og for å lage kortsiktige prognoser for slike utslipp.

Fokuset på utslipp til luft fra skip øker, dels som en følge av at skipsfarten står for en vesentlig del av SO₂, NO_x og CO₂-utslipp, - og dels som en følge av sjøfarten har et

økende problem med å henge med den utviklingen som skjer på landbaserte transportsystemer. Stadige forbedringer i miljøteknologien for lette og tunge kjøretøyer gir seg raskere utslag i gjennomsnittlige miljøegenskaper for bilparken enn det gjør for skipsfarten, også på grunn av svært ulik økonomisk levetid for kjøretøy og fartøy. Det har lenge vært ”opplest og vedtatt” at skip er mer miljøvennlige enn landbaserte alternativer, og dermed har fokus på forbedrede miljøegenskaper for skip vært atskillig mindre enn for biler. Dette har selvfølgelig også delvis sammenheng med faktum at utslippene fra kjøretøyer typisk sett foregår nærmere bosettingsområder enn det meste av sjøfarten, og at konsekvensene av utslippene derfor også har vært ulike for de to transportformene. Forbedringene i miljørelatert kjøretøyteknologi har for en stor del kommet som et resultat av stadig skjerpede krav i form av EU-direktiver, mens det er atskillig vanskeligere å løse tilsvarende problemer på regionalt nivå for skipsfarten - som er mer global av natur.

IMO er den sentrale aktøren når det gjelder internasjonale reguleringer knyttet til sjøtrafikkbaserte utslipp til luft. Knyttet til Annex VI i MARPOL-konvensjonen har man fra 2005 fått implementert visse reguleringer på utslipp av SO₂ og NO_x. På mange måter kan man si at skipsfarten ligger årtier etter landbaserte rapporterings- og kontrollrutiner knyttet til utslipp til luft, og det er først nå det begynner å skje noe på dette området. Likevel er for eksempel utslipp fra havgående skip og internasjonal luftfart utelatt fra Kyoto-protokollen, dels fordi man har manglet kunnskap og systemer for å allokere utslipp til land og aktører.

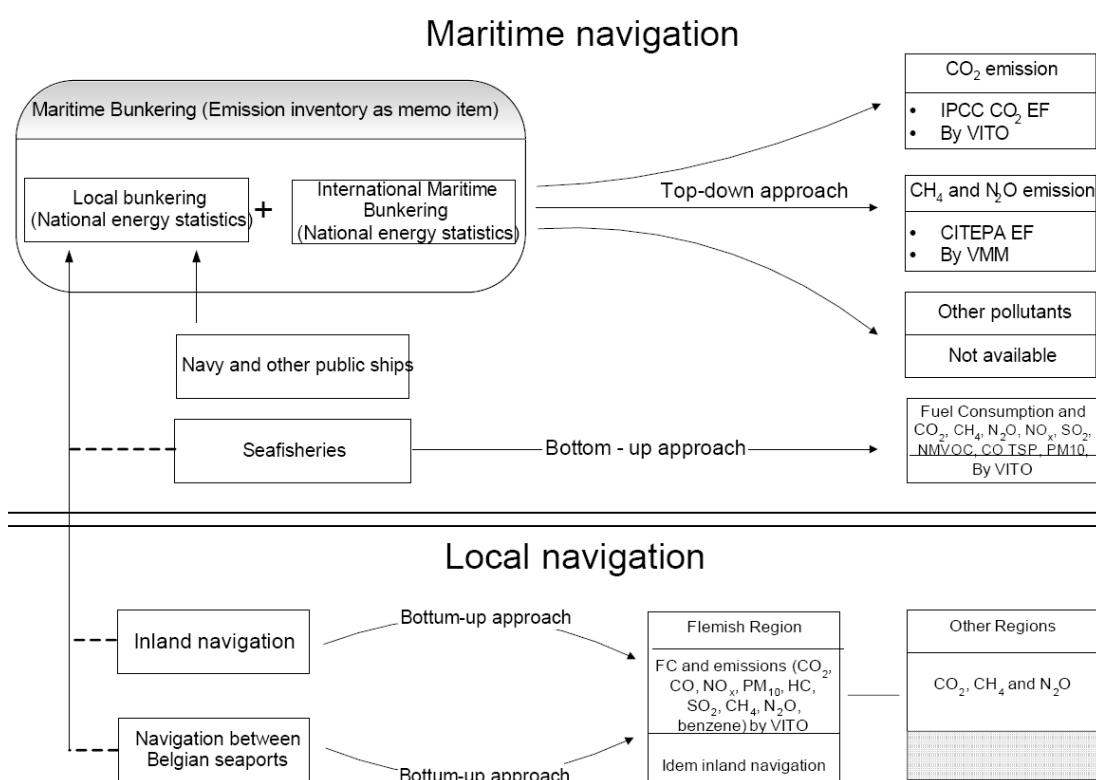
Eksempel på utslippsovervåkningsprogram: Belgia

I Belgia har man tidligere utviklet et utslippsovervåkningsprogram for maritime utslippskilder. For utslipp i åpne farvann er dette basert på en ”top-down” tilnærming ved at man tar utgangspunkt i statistikk for salg av drivstoff til innenlandsk og internasjonal bruk, og beregner utslipp av CO₂, CH₄ og N₂O utslipp på bakgrunn av dette. For utslipp fra fiskefartøyer, innenlandske vannveger og trafikk mellom belgiske havner har man anvendt en ”bottom-up” hvor man tar utgangspunkt i aktiviteten til disse fartøyene, og så anvender modeller for å beregne utslipp av CO, NO_x, NMVOCs, SO₂, PM₁₀, CO₂, CH₄, N₂O, HC og TSP. Den konseptuelle modellen er illustrert i Figur 3-6.

Drivstoff-forbruket er estimert på bakgrunn av tall oppgitt fra leverandører, og er i belgisk statistikk oppgitt som ”internasjonal bunkring” og ”lokal bunkring”. Bunkers-forbruket er multiplisert med IPPCs CO₂-utslippsfaktorer for å finne tilhørende utslipp av denne klimagassen. Tilsvarende er utslippsfaktorer for landbasert industri benyttet for å estimere utslipp av CH₄ og N₂O. De konkrete utslippsfaktorene er gjengitt i Tabell 3-5.

Drivstofftype	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Gassolje / Dieselolje	73 326	0.1	13.4
Tung fyringsolje	76 593	0.1	13.4

Tabell 3-5 Utslippsfaktorer benyttet i den belgiske ”top-down” beregningen av utslipp fra sjøgående fartøyer, gram per GJ (basert på Gommers *et. al.*(2006))



Figur 3-6 Konseptuell modell for beregning av utslipp fra lokal og internasjonal maritim virksomhet i Belgia - tradisjonell modell (basert på Gommers *et. al.* (2006))

I beregningen av utslippene fra fiskerier tar man utgangspunkt i antall dager de ulike båttypene er på sjøen, hensyn tatt til gjennomsnittlig maskineffekt for hver type virksomhet, og en estimert energibruk per ”kilowattsjødag”. Dette gir et estimert energibruk som igjen multipliseres med IPPCs utslippsfaktor for CO₂, og beregninger av CO, NO_x, NMVOCs, SO₂, PM₁₀, CH₄ og N₂O utført av det flamske miljødirektoratet (VMM).

Utslipp fra skip som tilhører Marinen og andre ikke-kommersielle statlige fartøyer beregnes ikke separat da man antar at denne sektoren er liten, og delvis omfattet av bunkers-statistikken.

For den innenlandske trafikken anvender man altså en ”bottom-up”-tilnærming, hvor utgangspunktet for innenlandske vannveger er statistikk over transportarbeidet, målt i antall tonnkilometer framskaffet av det belgiske statistikkbyrået NIS. I SUSATRANS prosjektet har VITO¹¹ utviklet en ny modell for å beregne bunkers-forbruket for innenlandsk sjøtransport i Belgia. Denne er utviklet på basis av informasjon om flåtens tekniske egenskaper fra belgiske operatører. For også å dekke drivstoff-forbruket til generatorer, sidepropeller etc. har man lagt inn en korreksjonsfaktor, tilsvarende har man også lagt inn faktorer knyttet til utnyttelsesgraden av skipene. Siden den konkrete modellen er utviklet for fartøystyper som ikke er spesielt relevante for norsk kystfart, går vi ikke nærmere inn på modellens konkrete resultater, men henviser til De Vlieger *et. al.* (2005). Tilsvarende faktorer er benyttet for transporter mellom belgiske havner, basert på registrerte lastvolumer og en beregnet gjennomsnittlig seilingsdistanse. Bruk av data for fartøyer beregnet for innenlandske vannveger til beregninger for kystfart representerer naturligvis en grov tilnærming, og gir ikke nødvendigvis representative data.

Svakheter i det tradisjonelle belgiske beregningsopplegget

Av ulike grunner regner man med at den nasjonale statistikken for internasjonal bunkers overestimerer forbruket med ca. 20%, samtidig er man ikke sikker på om fordelingsnøklerne for innenlandsk bunkers er nøyaktige. Siden man velger en ”bottom-up” beregning av energibruken knyttet til fiskerivirksomhet risikerer man en

¹¹ VITO, The Flamish Institute for Technological Research

viss dobbel-telling med den nasjonale statistikken for bunkers-salg. Det samme problemet kan gjelde estimatene for innenlandske vannveger. Eventuell utenlandsk bunkring for disse fartøystypene vil dra i motsatt retning.

Et nytt aktivitets-basert beregningssystem (MOPSEA)

Basert på det nederlandske EMS¹²-prosjektet er det utviklet et nytt aktivitetsbasert beregningssystem for maritime utslipp i Belgia som vil fange opp de totale utslippene på en langt bedre måte, selv om også denne modellen utelater en del utslipp (se Tabell 3-6). Foreløpig er ikke trafikk på den belgiske kontinentalsokkelen tatt med på grunn av manglende aktivitetsdata. Man regner med å kunne dekke inn dette på bakgrunn av AIS-data om ikke lenge. Utslipp av N₂O og CH₄ vil forutsette utslippsmålinger som man ikke har tilgang til enda, disse er derfor utelatt foreløpig. Metoden dekker heller ikke mudringsfartøy, slepebåter, tanklektere, fiskefartøy, fritidsfartøy og marinefartøy. Inntil videre vil man måtte basere seg på de gamle beregningene som eksisterer for fiskefartøy, slepebåter og mudringsfartøy. Utslipp og energibruk i forbindelse med lasthåndtering er heller ikke inkludert. Energien kan komme enten fra fartøyets motorer, eller fra havnesiden, men vil kreve egne studier for å bli kartlagt på en tilfredsstillende måte.

Flåte- og aktivitetsdata

Den viktigste informasjonskilden for denne modellen er naturligvis informasjon knyttet til flåten av skip som anløpet belgiske havner. Informasjon knyttet til skipenes tekniske egenskaper og deres aktivitetsmønster er nødvendig. Dette er informasjon som man har samlet i hovedsak fra belgiske kystadministrasjonen (AWZ) og Lloyd's Register Fairplay (LRF). AWZ har en database for skip (inklusive Lloyd's registreringsnummer) som har aktivitet i belgiske farvann. VITO har så kjøpt informasjon knyttet til skipstype, lengde, drivstofftype, byggeår, hovedmaskineri, maskinens effekt og turtall, lastekapasitet, hastighet og flaggstat fra LRF. For noen skip hvor man ikke fant data, benyttet man gjennomsnittsdata for skipstypene, basert på informasjonen fra LRF. De 40 fartøyskategoriene hentet fra LRF ble i modellen forenklet til 10 kategorier. I tillegg ble disse igjen delt i 5 størrelseskategorier basert

¹² EMS: Emission registration and monitoring for shipping

på skipets lengde, fra ”mindre enn 100 m” til ”større enn 250 m”. Man har skilt mellom tre ulike drivstofftyper: Tungolje, dieselolje og gassolje. Data fra LRF på drivstofftyper ble ikke bedømt å være reliable, derfor ble det gjort egne vurderinger på sannsynlig drivstofftype for hoved- og hjelpemaskineri/generatorer. Aktivitetsdata for skipstrafikken er basert på en kombinasjon av AIS-data fra AWZ og data om aktiviteten i Antwerpen, Ghent, Ostende og Zeebrügge fra disse havnene.

	Er med i modellen	Er ikke med i modellen
Geografisk område	• Nordsjøen (12 mils sone) • Elven Scheldt (Belgisk del) • Antwerp havn • Ghent havn • Ostende havn • Zeebrygge havn	• Den belgiske kontinentalsokkelen
Utslippstyper	• CO₂ • SO₂ • HC • CO • NO_x • PM	• N₂O • CH₄
Type fartøy	• Kjemikalietankere • Containerskip • Tørrbulkskip • Produkttankere • Stykkgodsskip • LNG tankere • Råoljetankere • Passasjerfartøy • Fryseskip • RoRo-skip	• Mudringsfartøy • Slepebåter • Lektene • Fiskefartøy • Fritidsfartøy • Marinefartøy
Utslippskilder	• Skip under fart • Skip i havn	• Lasting og lossing ◦ energibruk ◦ utslipp av gasser • CO₂ som nøytralgass via egen gassgenerator

Tabell 3-6 Oversikt over hvilke utslipp som dekkes av den nye MOPSEA utslippsmodellen for skip. Basert på Gommers *et. al.* (2006)

Teknologiavhengige utslippsfaktorer

VITO har også gjennomført en grundig vurdering av de beste tilgjengelige data for utslippsfaktorer gjennom en litteraturstudie. Det er viktig å kontrollere for teknologisk utvikling i slike beregninger for å få et riktig bilde av utslippene for ulike fartøystyper. Utslippsfaktorene ble delt inn i

- drivstoffrelaterte utslippsfaktorer
- teknologirelaterte utslippsfaktorer for
 - o to-takts maskineri
 - o fire-takts maskineri
 - o dampturbiner
 - o hjelpemotorer

Som drivstoffbaserte utslippsfaktorer regnes utslipp av CO₂ og SO₂. For CO₂ benyttes IPCCs CO₂-utslippsfaktorer. Nye reguleringer for svovelinhold i drivstoff (Marpol Annex VI, SECA-reguleringene og EU-direktiv 2005/33/EC) gjør at utslippsfaktorene for SO₂ må differensieres i tid i henhold til Tabell 3-7.

Utslippstype	Tung fyringsolje	Diesel og gassolje
CO ₂	3110	3100
SO ₂ (fram til 18.05.06)	54	4
SO ₂ (19.05.06-31.12.09)	30	4
SO ₂ (01.01.10 -)	30	4 (åpen sjø) eller 2 (i havn)

Tabell 3-7 Oversikt over drivstoffbaserte utslippsfaktorer i MOPSEA-prosjektet. Kg utslipp per tonn drivstoff. Basert på Gommers *et. al.* (2006)

De teknologirelaterte utslippsfaktorene for HC, CO, NO_x og PM, beregnes på bakgrunn av en generell utslippsfaktor for motortypene to- og firetakts hovedmotorer. Denne faktoren korrigeres for alder (på grunn av endret motorteknologi), for faktisk turtall som prosent av maksimalt turtall i ulike driftsfaser, og endelig på bakgrunn av NO_x-krav for motorer bygd før/etter 2000.

For dampturbiner er den grunnleggende utslippsfaktoren kun differensiert etter faktisk turtall som prosent av maksimalt turtall i ulike driftsfaser. NO_x-utslippene fra slikt maskineri faller generelt under de kravene som Marpol Annex VI krever, og det er derfor ikke behov for differensiering etter NO_x-krav for denne maskintypen.

For hjelpemotorer korrigerer man den generelle utslippsfaktoren for alder (dvs. teknologiutvikling).

Sammenligning av resultatene fra MOPSEA-modellen med den tradisjonelle beregningsmodellen

Denne nye MOPSEA-beregningsmodellen representerer en "bottom-up" tilnærming - også når det gjelder CO₂-utslipp. Den tradisjonelle belgiske modellen benyttet en "top-down" tilnærming basert på omsetningsstatistikk for marine drivstoff. Det viser seg at de to metodene gir svært ulike resultater for estimerte klimagassutslipp i Belgia, den tradisjonelle beregningsmetoden gir tall som er hele 35 ganger høyere for CO₂-utslippene. I hovedsak skyldes nok dette at man ikke har korrigert for det faktum at svært mye av det drivstoffet som omsettes i Belgia benyttes utenfor belgisk territorialfarvann i internasjonal fart. I tillegg regner man med at statistikken kan overdrive andelen av tungolje brukt til marine formål, fordi slikt drivstoff er fritatt for avgifter. Tilsvarende sammenligninger for de andre utslippsfaktorene er ikke tilgjengelige for øyeblikket, men vil - i følge VITO - bli presentert i en egen workshop.

3.5 Kvantifisering av typiske utslippskoeffisienter for ulike fartøystyper

På oppdrag fra EU-kommisjonen har Entec UK Ltd gjennomført en svært omfattende studie av typiske utslippskoeffisienter for fartøytyper som trafikkerer europeiske farvann - inndelt i Nordsjøen, Den engelske kanal, Østersjøen, Nordøstatlanteren og Middelhavet (Whall *et al.* 2002). Beregningene gjelder utslipp av SO₂, NO_x, CO₂, HC og partikler, og er hovedsakelig basert på informasjon fra følgende datakilder:

- Egenskaper ved enkeltskip i den internasjonale handelsflåten (over 500 bt) - knyttet til type skip, type motor, størrelse på motor, gjennomsnittshastighet og drivstofftype. Informasjonen er i all hovedsak hentet fra Lloyds Marine Intelligence Unit (LMIU).
- Fra samme kilde har man hentet informasjon om det enkelte skips aktivitetsmønster i januar, april, juli og oktober 2000. Dette kombinert med informasjon fra 14 sentrale havner gir grunnlaget for beregninger av seilingsdistanser og tidsbruk i sjø og havn for hver skipstype (Tabell 3-1). Totalt har LMIU registrert 1,8 millioner skipsbevegelser for handelsflåten innen Europa i år 2000.
- Informasjon om omsetning av ulike drivstoffkvaliteter, samt prognoser for utvikling i bruken av drivstoff-egenskaper - basert på informasjon fra oljeselskapene, kombinert med annonserte reguleringer mht. drivstoffkvalitet.
- En database over informasjon om aktuelle utslippsfaktorer ble bygd opp - i hovedsak basert på Lloyds Register Engineering Services data og opplysninger fra IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Typiske utslippsfaktorer ble beregnet for hver skipstype under tre ulike operative forhold: I *åpen sjø* (cruising), i *havn* (inkludert laste- og lossetid), og for *manøvrering*.
- Spesielle beregningsrutiner knyttet til fiskebåter - delvis basert på drivstoffforbruk og aktivitetsmønster for slike fartøy innen ulike fiskefelt.

Utslippsfaktorene gjengitt i Tabell 3-9 er basert på mellom 8 og 28 faktiske målinger foretatt av IVL eller Lloyds. NO_x-faktorene ser ut til å være rimelig konsistente, mens estimatene for CO, HC og PM ser ut til å sprike mer. Forskjellene skyldes sannsynligvis ulikheter i motor- og skipskarakteristika i IVLs og Lloyds utvalg av skip - for eksempel med hensyn til motorgenerasjon. For denne studien har man basert seg på en kombinasjon av IVLs og Lloyds målinger¹³. For å kunne skille mellom forbruk i åpen sjø og i havn har man så basert seg på diverse tidligere studier, samt informasjon fra motorleverandører, og kommet fram til et sett antagelser om motorbelastning under ulike forhold (Tabell 3-10).

¹³ Entec-rapporten gir ikke eksakt informasjon om hvilken sammenveining som er benyttet her, men beregningene kan tyde på at man har benyttet et uveid gjennomsnitt av IVLs og Lloyds tall.

Fartøytype	Fartøy-kategori	Manøvreringstid	Tid for lasting og lossing	'Hotelling'-tid ¹⁴	Total tidsbruk
Gasstanker	A11	1.0	12.0	12.0	25.0
Kjemikalietanker	A12	0.8	8.0	10.0	18.8
Oljetanker	A13	1.5	19.8	18.0	39.3
Annen tanker	A14	1.0	22.0	24.0	47.0
Tørrbulkskip	A21	1.0	30.0	22.0	53.0
Kombi bulk/oljeskip	A22	1.0	84.0	6.5	91.5
Selvlossende tørrbulkskip	A23	1.0	6.0	6.5	13.5
Annet tørrbulkskip	A24	1.0	12.0	9.5	22.5
Stykkgodsskip	A31	1.0	17.0	21.5	39.5
Passajer og stykkgodsskip	A32	0.8	9.6	4	14.4
Containerskip	A33	1.0	9.0	5.3	15.3
Kjøleskip	A34	1.0	14.2	9.7	24.9
Ro-ro¹⁵ skip	A35	1.0	7.0	8.3	16.3
RoPax¹⁶ skip	A36	1.0	6.0	4.0	11.0
Passajerskip	A37	0.8	9.6	4.0	14.4
Annen stykkgoods	A38	1.1	36.4	4.0	41.5
Fiskefartøy	B11	0.7	12.0	48.0	60.7
Annet fiskefartøy	B12	0.7	12.0	48.0	60.7
Supplyskip	B21	2.0	22.0	24.0	48.0
Annet offshoreskip	B22	0.5	22.0	24.0	46.5
Forskningsskip	B31	0.9	0	7.3	8.2
Taubåt	B32	1.7	25.0	8.0	34.7
Mudringsfartøy	B33	3.0	113.2	26.3	142.5

Tabell 3-8 Gjennomsnittlig tidsbruk i havn for ulike skipstyper, basert på informasjon fra 14 europeiske havner, timer per anløp. Utdrag oversatt fra Whall *et. al.* (2002)

Basert på informasjon tilgjengelig i Lloyds databaser har man laget profiler for de ulike skipskategoriene med hensyn til hvilke drivstofftyper som benyttes. Et eksempel på en slik profil (oljetanker) er gjengitt i Tabell 3-11. Hovedmaskineriet til denne skipstypen går altså på tung fyringsolje, enten den har en lavturtalls dieselmaskin eller en dampeturbin. Også hjelpemaskineriet går så å si utelukkende på tung fyringsolje for denne skipstypen.

¹⁴ "Hotelling tid"=Tid fra fortøying/oppankring til siste trosse er kastet/ankeret hevet

¹⁵ Ro-ro: Roll on roll off, for last på hjul

¹⁶ RoPax: Kombinert Ro-ro og passasjer

Utslipp av	IVL lavt turtall	Lloyds lavt turtall	IVL medium turtall	Lloyds medium turtall	Tung lastebil Euro III	Stort kullfyrt kraftverk
NO_x	17.4	18.7	13.6	13.7	5.0	2.6
CO	0.52	2.0	0.71	1.59	2.1	0.4
HC	-	0.63	0.12	0.65	0.66	0.01
PM	-	1.23	0.42	1.25	0.1	0.1
Spesifikt forbruk	194	223	209	226		

Tabell 3-9 Sammenligning av utslippsfaktorer for hovedmaskineri med stabil 70-100% belastning - sammenlignet med tunge Euro III lastebiler og kullfyrt kraftverk med FGD renseanlegg, gram utslipp per kWt. Oversatt fra Whall *et al.* (2002)

	% av MCR hovedmaskin	% av tiden hovedmaskin benyttes	% av elektrisk kraft hentet fra akselgeneratorer	% av MCR hjelpemaskineri
I åpen sjø	80	100	50	30
I havn, og pumper i drift¹⁷	20	100	0	60
I havn	20	5	0	40
Manøvrering	20	100	0	50

Tabell 3-10 Antagelser om utnyttelsesgrader for hoved- og hjelpemaskineri under ulike driftsforhold. Oversatt fra Whall *et al.* (2002)¹⁸

Beregninger av utslipp

Rent konkret beregner man et utslipp, for eksempel av NO_x per tonn drivstoff, på bakgrunn av en kombinasjon av det spesifikke drivstoff-forbruket og utslippsfaktoren

¹⁷ Gjelder tankskip

¹⁸ Antagelsene er her gjennomsnittlige for alle skipstyper. Anvendt på enkeltkategorier kan de bli urimelige, for eksempel for større tankskip som ofte ikke vil bruke hovedmaskineriet i det hele tatt til manøvrering.

per kWt. Dersom utslippsfaktoren for NO_x er 18,1 g/kWt og det spesifikke drivstoffforbruket er 195 g/kWt, blir utslippet av NO_x beregnet slik:

$$\text{Formel 1} \quad NO_x - \text{utslipp} = \frac{18.1}{195 \cdot 0.001} = 92.8 \text{ kg / tonn}$$

Man har valgt å benytte data fra IMOs Marine Environment Protection Committee (IMO MEPC) for antatt svovel og karboninnhold i drivstofftypene (Tabell 3-12), og man forutsetter at alt karbon- og svovelinnhold blir omdannet til CO₂ og SO₂.

A13 Oljetanker	Andel som benytter drivstofftypen Hovedmaskineri	Andel som benytter drivstofftypen Hjelpemaskineri
Motor-/drivstoff-type		
SSD / MGO	0.2	0
SSD / MDO	0	0
SSD / RO	75.9	0
MSD / MGO	0.1	0.1
MSD / MDO	0	0
MSD / RO	4.9	57.9
HSD / MGO	0	0
HSD / MDO	0	0
HSD / RO	0.1	42.0
GT / MGO	0	0
GT / MDO	0	0
GT / RO	0	0
ST / MGO	0	0
ST / MDO	0	0
ST / RO	18.7	0
Sum	99.9	100.0

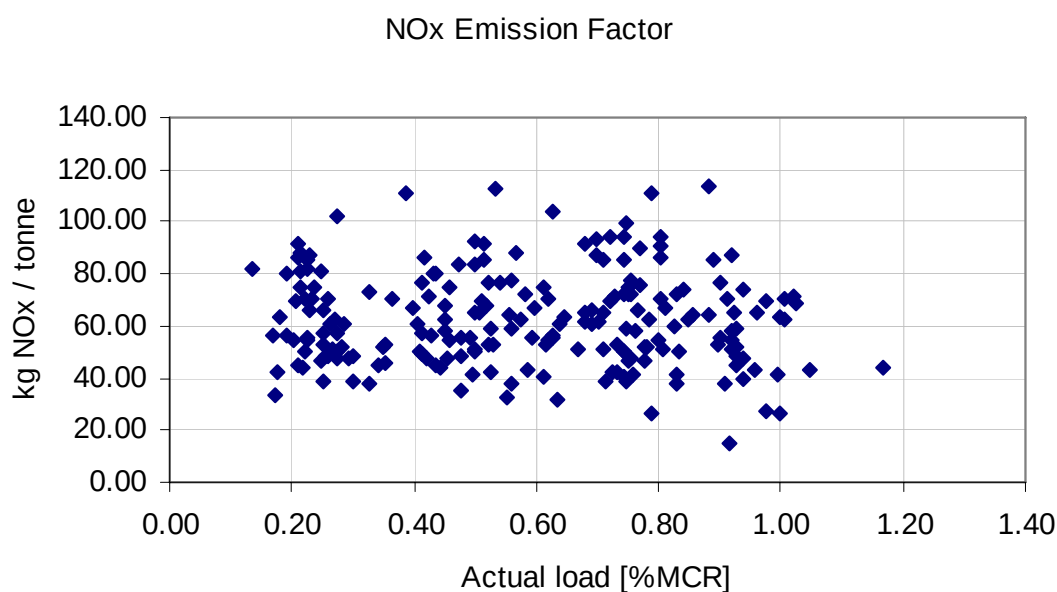
Tabell 3-11 Eksempel på drivstoffprofil for skipstype A13 oljetanker. Oversatt fra Whall *et al.* (2002)¹⁹

¹⁹ ME=Hovedmaskineri, AE=Hjelpemaskineri, SSD=Lavturtalls diesel maskineri, MSD=Middels turtall diesel maskineri, HSD=Høyturtalls diesel maskineri, GT=Gassturbin, ST=Dampturbin, MGO=Marin gassolje, MDO=Marin dieselolje, RO=Tung fyringsolje

Drivstofftype	MGO	MDO	RO
Antatt innhold av			
Svovel (%)	0.5	1.0	2.7
Karbon (%)	86.7	86.7	86.7

Tabell 3-12 Antatt svovel- og karboninnhold i drivstoffet (IMO MEPC)²⁰

Basert på disse forutsetningene har man så kunnet beregne utslippsfaktorer for både hoved- og hjelpemaskineri under ”åpen sjø” og ”i havn / under manøvrering”, for ulike kombinasjoner av maskin- og drivstofftype. I Tabell 3-13 og Tabell 3-14 har vi gjengitt slike tall for hovedmaskineriet. Tilsvarende tall for hjelpemaskineriet kan finnes i Whall *et. al.* (2002). Marintek (Buhaug 2006) er skeptisk til differensieringen av utslippsfaktorene avhengig av type operasjon (”åpen sjø” vs. ”manøvrering”) og viser til at noen maskiner har en høyere utslippsfaktor ved lav belastning, mens det for andre er omvendt - å trekke en generell konklusjon i retning av at NO_x-utslipp er lavere ved manøvrering enn i åpen sjø kan derfor synes svakt fundert (se Figur 3-7).



Figur 3-7 NO_x-utslippsfaktorer ved ulike belastninger på maskineriet (Buhaug 2006)

²⁰ Et karbon-innhold på 86,7% tilsvarer et utslipp av CO₂ på 3.179 kg/kg drivstoff (0,867*44/12)

Hovedmaskineri i åpen sjø	NO _x	SO ₂	CO ₂	HC	Spesifikt drivstoff- forbruk
Motor-/drivstoff-type					
SSD / MGO	17.0	0.9	588	0.6	185
SSD / MDO	17.0	3.7	588	0.6	185
SSD / RO	18.1	10.5	620	0.6	195
MSD / MGO	13.2	1.0	645	0.5	203
MSD / MDO	13.2	4.1	645	0.5	203
MSD / RO	14.0	11.5	677	0.5	213
HSD / MGO	12.0	1.0	645	0.2	203
HSD / MDO	12.0	4.1	645	0.2	203
HSD / RO	12.7	11.5	677	0.2	213
GT / MGO	5.7	1.5	922	0.1	290
GT / MDO	5.7	5.8	922	0.1	290
GT / RO	6.1	16.5	970	0.1	305
ST / MGO	2.0	1.5	922	0.1	290
ST / MDO	2.0	5.8	922	0.1	290
ST / RO	2.1	16.5	970	0.1	305

Tabell 3-13 Gjennomsnittlige utslippsfaktorer og spesifikt drivstoff-forbruk for ulike kombinasjoner av hovedmaskintype og drivstofftype i åpen sjø, g/kWt. Oversatt fra Whall *et. al.* (2002)

Hovedmaskineri i havn / under manøvrering	NO _x	SO ₂	CO ₂	HC	PM	Spesifikt drivstoff- forbruk
Motor-/drivstoff-type						
SSD / MGO	13,6	1,0	647	1,8	0,9	204
SSD / MDO	13,6	4,1	647	1,8	0,9	204
SSD / RO	14,5	11,6	982	1,8	2,4	215
MSD / MGO	10,6	1,1	710	1,5	0,9	223
MSD / MDO	10,6	4,5	710	1,5	0,9	223
MSD / RO	11,2	12,7	745	1,5	2,4	234
HSD / MGO	9,6	1,1	710	0,6	0,9	223
HSD / MDO	9,6	4,5	710	0,6	0,9	223
HSD / RO	10,2	12,7	745	0,6	2,4	234
GT / MGO	2,9	1,6	1014	0,5	0,5	319
GT / MDO	2,9	6,4	1014	0,5	0,5	319
GT / RO	3,1	18,1	1067	0,5	1,5	336
ST / MGO	1,6	1,6	1014	0,3	0,9	319
ST / MDO	1,6	6,4	1014	0,3	0,9	319
ST / RO	1,7	18,1	1067	0,3	2,4	336

Tabell 3-14 Gjennomsnittlige utslippsfaktorer og spesifikt drivstoff-forbruk for ulike kombinasjoner av hovedmaskintype og drivstofftype i havn eller under manøvrering, g/kWt. Oversatt fra Whall *et. al.* (2002)

Om man kombinerer utslippsfaktorene fra Entec-studien med drivstoff- og maskineri-profilene for de ulike skipskategoriene, oppnår man utslippsfaktorer for de ulike skipstypene under ulike operative forhold (se Tabell 3-15, Tabell 3-16 og Tabell 3-17).

Beregningene er gjort under en god del forenklende forutsetninger som det vil føre for langt å referere her. I Entec-studien har man forsøkt å illustrere usikkerhetsnivået på de ulike estimatene, tatt i betraktning et begrenset observasjonsmateriale. Usikkerhetsnivået er klart størst når det gjelder utslipp i havn og under manøvrering, fordi det her er mange faktorer som spiller inn, og som man har begrenset kunnskap om. Om man skal anvende tallene på et stort utvalg vil utslippsfaktorene i åpen sjø ha en usikkerhet på mellom +/- 10 til 25% (regnet med 95% konfidensintervall), og utslippene under manøvrering og i havn typisk sett ligge mellom +/- 20 og 50%. Lavest usikkerhet er det knyttet til utslipp av SO₂ og CO₂ i åpen sjø, og høyest usikkerhet er det knyttet til utslipp av HC og PM under manøvrering.

I det ovennevnte Mopsea-prosjektet (Gommers *et al.* 2006) har man også valgt å differensiere utslippsfaktorene basert på type aktivitet, uten at det empiriske grunnlaget for dette er nærmere dokumentert. Studien baserer seg på en studie utført av TNO i 2003 (Hulskotte 2003) som sannsynligvis baserer sin differensiering av utslippsfaktorer knyttet til belastningsgrad på den samme Entec-studien. Mopsea-prosjektet, og den nevnte TNO-studien går imidlertid lengre i å studere utslippsfaktorer for mindre skip - for eksempel fiskebåter under 500 bt. Både TNO-studien, Mopsea-studien og Grace-studien (Meersman *et al.* 2006) går betydelig lengre enn Entec-studien i å vurdere konkrete ”geometriske” forhold ved ulike havner gjennom case-studier, men de er alle basert på en grunnleggende antagelse om at NO_x-utslippsfaktorene er mindre ved lavere motorbelastning. Om man fjerner denne forutsetningen (som altså Marintek antyder at man burde (Buhaug 2006)), faller også betydningen av denne lokale differensieringen av utslippsfaktorer bort. I en marginalkostnadssammenheng er imidlertid den geografiske/geometriske differensieringen relevant fordi *effekten* (og dermed skyggeprisene) av et gitt utslipp vil være avhengig av slike forhold.

I åpen sjø	NO _x	SO ₂	CO ₂	HC	Spesifikt drivstoff-forbruk
Fartøytype					
Gasstanker	8.5	12.4	822	0.3	258
Kjemikalietanker	16.5	11.0	645	0.6	203
Oljetanker	14.9	11.7	689	0.5	217
Annen tanker	16.6	10.9	641	0.6	202
Tørrbulkskip	17.9	10.6	624	0.6	196
Kombi bulk/oljeskip	16.8	10.3	643	0.6	202
Selvlossende tørrbulkskip	14.3	11.5	695	0.5	218
Annet tørrbulkskip	17.4	10.6	631	0.6	198
Stykkgodsskip	16.3	10.9	644	0.6	203
Passajer og stykkgodsskip	15.8	11.1	653	0.5	205
Containerskip	17.5	10.7	631	0.6	199
Kjøleskip	17.4	10.7	631	0.6	198
Ro-ro ²¹ skip	15.6	11.2	659	0.5	207
RoPax ²² skip	13.3	9.8	686	0.4	216
Passajerskip	13.2	11.7	696	0.5	219
Annen stykkgoods	11.1	12.9	757	0.4	238
Fiskefartøy	13.9	11.5	685	0.5	215
Annet fiskefartøy	13.3	12.3	722	0.5	227
Supplyskip	14.0	11.0	675	0.5	212
Annet offshoreskip	13.5	11.1	682	0.4	215
Forskningsskip	14.2	11.4	673	0.5	212
Taubåt	13.7	10.8	673	0.4	212
Mudringsfartøy	14.1	11.4	674	0.5	212

Tabell 3-15 Utslippsfaktorer etter skipstype, og spesifikt drivstoff-forbruk i *åpen sjø*, g/kWt.
Utdrag oversatt fra Whall *et. al.* (2002)

²¹ Ro-ro: Roll on roll off, for last på hjul

²² RoPax: Kombinert Ro-ro og passasjer

I havn	NO _x	SO ₂	CO ₂	HC	PM	Spesifikt drivstoff-forbruk
Fartøytype						
Gasstanker	7.5	13.4	884	0.9	2.1	278
Kjemikalie-tanker	13.3	12.1	710	1.5	2.2	223
Oljetanker	12.1	12.8	754	1.4	2.2	237
Annen tanker	13.3	12.0	707	1.5	2.2	222
Tørrbulkskip	13.8	12.0	706	1.0	1.5	222
Kombi bulk/oljeskip	13.4	11.9	715	0.9	1.4	225
Selvlossende tørrbulkskip	13.1	12.3	727	0.5	1.0	229
Annet tørrbulkskip	13.6	12.0	709	1.0	1.5	223
Stykkgodsskip	13.3	12.1	716	0.9	1.5	225
Passajer og stykkgodsskip	13.2	12.2	721	0.6	1.1	227
Containerskip	13.7	12.1	710	1.0	1.5	223
Kjøleskip	13.5	12.1	714	0.7	1.2	225
Ro-ro²³ skip	13.0	12.3	723	0.9	1.4	227
RoPax²⁴ skip	11.3	11.2	746	1.0	1.8	235
Passajerskip	11.6	12.6	750	1.0	1.8	236
Annen stykkgoods	11.8	12.9	761	0.7	1.4	239
Fiskefartøy	13.4	12.2	722	0.4	0.8	227
Annet fiskefartøy	11.3	13.2	776	1.1	2.0	244
Supplieskip	12.0	11.9	734	1.1	1.7	231
Annet offshoreskip	12.0	12.2	737	0.9	1.6	232
Forskningsskip	11.8	12.5	736	1.2	2.0	232
Taubåt	11.8	12.0	734	1.0	1.8	231
Mudringsfartøy	11.9	12.4	736	1.2	2.0	232

Tabell 3-16 **Utslippsfaktorer etter skipstype, og spesifikt drivstoff-forbruk i havn, g/kWt.**
Utdrag oversatt fra Whall *et. al.* (2002)

²³ Ro-ro: Roll on roll off, for last på hjul

²⁴ RoPax: Kombinert Ro-ro og passasjer

Under manøvrering	NO _x	SO ₂	CO ₂	HC	PM	Spesifikt drivstoff-forbruk
Fartøytype						
Gasstanker	7.4	13.5	887	0.9	2.1	279
Kjemikalie-tanker	13.3	12.1	710	1.5	2.2	223
Oljetanker	12.0	12.8	754	1.4	2.3	237
Annen tanker	13.3	12.0	706	1.6	2.3	222
Tørrbulkskip	14.3	11.7	688	1.7	2.3	217
Kombi bulk/oljeskip	13.5	11.4	708	1.6	2.2	223
Selvlossende tørrbulkskip	12.0	12.5	751	1.1	1.9	236
Annet tørrbulkskip	13.9	11.6	695	1.6	2.3	219
Stykkgodsskip	13.1	12.0	709	1.6	2.3	223
Passajer og stykkgodsskip	12.8	12.2	718	1.4	2.1	226
Containerskip	14.0	11.8	696	1.6	2.3	219
Kjøleskip	13.9	11.8	697	1.5	2.2	219
Ro-ro²⁵ skip	12.5	12.3	724	1.5	2.3	228
RoPax²⁶ skip	10.6	10.8	754	1.3	2.1	237
Passajerskip	10.7	12.9	764	1.4	2.3	240
Annen stykkgoods	9.3	14.0	821	1.1	2.2	258
Fiskefartøy	13.0	12.2	725	0.6	1.1	228
Annet fiskefartøy	10.7	13.5	792	1.3	2.4	249
Supplyskip	11.2	12.1	742	1.4	2.3	233
Annet offshoreskip	10.9	12.2	749	1.3	2.2	236
Forskningsskip	11.4	12.6	740	1.4	2.4	233
Taubåt	11.0	11.8	740	1.2	2.3	233
Mudringsfartøy	11.4	12.5	741	1.4	2.4	233

Tabell 3-17 Utslippsfaktorer etter skipstype, og spesifikt drivstoff-forbruk under manøvrering, g/kWt. Utdrag oversatt fra Whall *et. al.*(2002)

²⁵ Ro-ro: Roll on roll off, for last på hjul

²⁶ RoPax: Kombinert Ro-ro og passasjer

Utslippsfaktorer benyttet av SSB

I Statistisk Sentralbyrås (SSBs) beregninger av utslipp til luft fra skip har man benyttet et temmelig differensiert sett av utslippsfaktorer for NO_x-utslipp avhengig av skipstype. Faktorene er basert på studier utført av Marintek, publisert i Flugsrud & Rypdal(1996), og har vært benyttet uforandret siden²⁷. Høsten 2006 har SSB bedt Marintek om å oppdatere faktoren for NO_x-utslipp (Buhaug 2006), noe som har resultert i ikke utbetydelige justeringer av faktorene (se Tabell 3-18).

Marintek har, etter en gjennomgang av eksisterende forskningsresultater fra ulike kilder, landet på generelle utslippsfaktorer på 93 kg NO_x/tonn drivstoff for saktegående maskineri som går på tung fyringsolje, 60 kg NO_x/tonn drivstoff for maskineri med middels turtall (uavhengig av fyringsolje eller diesel), og 50 kg NO_x/tonn drivstoff for maskineri med høyt turtall.

Når det gjelder gjennomsnittlige utslippsfaktorer for ulike skipstyper, er det flere faktorer som virker i ulik retning, og som gjør at disse går opp eller ned. Endringer i faktorene for hver skipskategori vil generelt avhenge av forhold knyttet til ”generasjonseffekter” (utskifting av tonnasje) knyttet til motorteknologi - spesielt etter innføringen av IMOs NO_x-kurve og til en viss grad som følge av endringer i type drivstoff som benyttes. I prinsippet vil også endringer i bruk av NO_x-utslipps-reducerende tiltak påvirke disse faktorene, men slike forutsetninger er ikke lagt inn i de estimatene som er gjengitt i Tabell 3-18. Marintek (Buhaug 2006) har gjort beregninger som tyder på at de ulike renseteknologiene effektivt sett vil kunne gi mellom 15% og 86% reduksjon i utslippene med slike tiltak. Siden næringen hittil ikke har hatt vesentlige incentiver knyttet til bruk av slike anlegg er det faktisk slik at man ikke bruker anlegg som allerede er installert, fordi de også har vesentlige drifts- og vedlikeholdskostnader (op.cit.).

²⁷ Rapporten inneholder også andre utslippsfaktorer enn for NO_x, og noen av disse har blitt endret siden.

	SSB 1996	Marintek 2006	% Endring
Passasjer			
- Ferger	50	57	14.0 %
- Hurtigruta	70	60	-14.3 %
- Lokalruter	70	50	-28.6 %
- Cruise/Sightseeing	75	67	-10.7 %
Tank/kombinert			
- 25-100 bt	65	50	-23.1 %
- 101-500 bt	65	52	-20.0 %
- 501-3000 bt	75	60	-20.0 %
- >3000 bt	80	90	12.5 %
Tørrlast²⁸			
- 25-100 bt	65		
- 101-500 bt	65		
- 501-3000 bt	75		
- >3000 bt	80		
Bøyselastere			
- >3000 bt	80	93	16.3 %
Supply/Stand-by			
- 25-100 bt	65	50	-23.1 %
- 101-500 bt	65	52	-20.0 %
- 501-3000 bt	75	60	-20.0 %
- >3000 bt	80	59	-26.3 %
Godsruter			
- 25-100 bt	65	50	-23.1 %
- 101-500 bt	65	58	-10.8 %
- 501-3000 bt	75	60	-20.0 %
- >3000 bt	80	88	10.0 %
Slepebåter			
- uten slep	65	60	-7.7 %
- med slep	75	60	-20.0 %
Forsvaret			
- Kystvakten	60	56	-6.7 %
- Eskortefartøy	60	60	0.0 %
- MTB, minelegger	70	50	-28.6 %
- Andre	65	50	-23.1 %
Andre statlige skip			
- Losbåter	65	50	-23.1 %
- Fyrskip	65	54	-16.9 %
- Havneskip	65	50	-23.1 %
Redningsfartøy	65	50	-23.1 %
Fiske			
- <10m	60	50	-16.7 %
- 10-15 m	60	50	-16.7 %
- 15-27.5 m	60	52	-13.3 %
- > 27.5 m	75	58	-22.7 %
Andre			
- Seismiske fartøy	64	60	-6.3 %

Tabell 3-18 NO_x-utslippsfaktorer benyttet av SSB siden 1996, sammenlignet med tilsvarende faktorer beregnet av Marintek i 2006, kg NO_x per tonn drivstoff (basert på Buhaug (2006) og Flugsrud (1996))

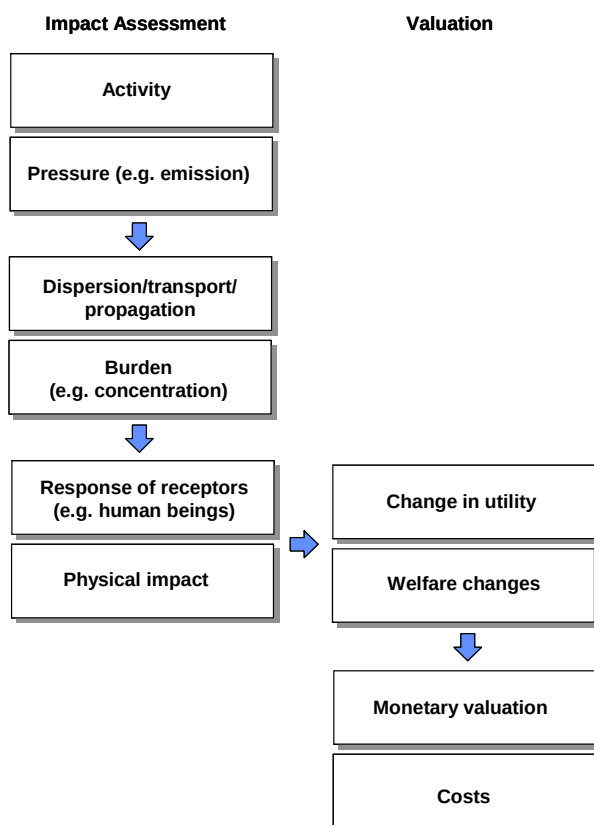
28

Tørrlastskip er ikke tatt med i Marinteks rapport fra 2006.

3.6 Skyggepriser på utslipp til luft

HEATCO-prosjektets marginalkostnadsanslag for utslipp til luft

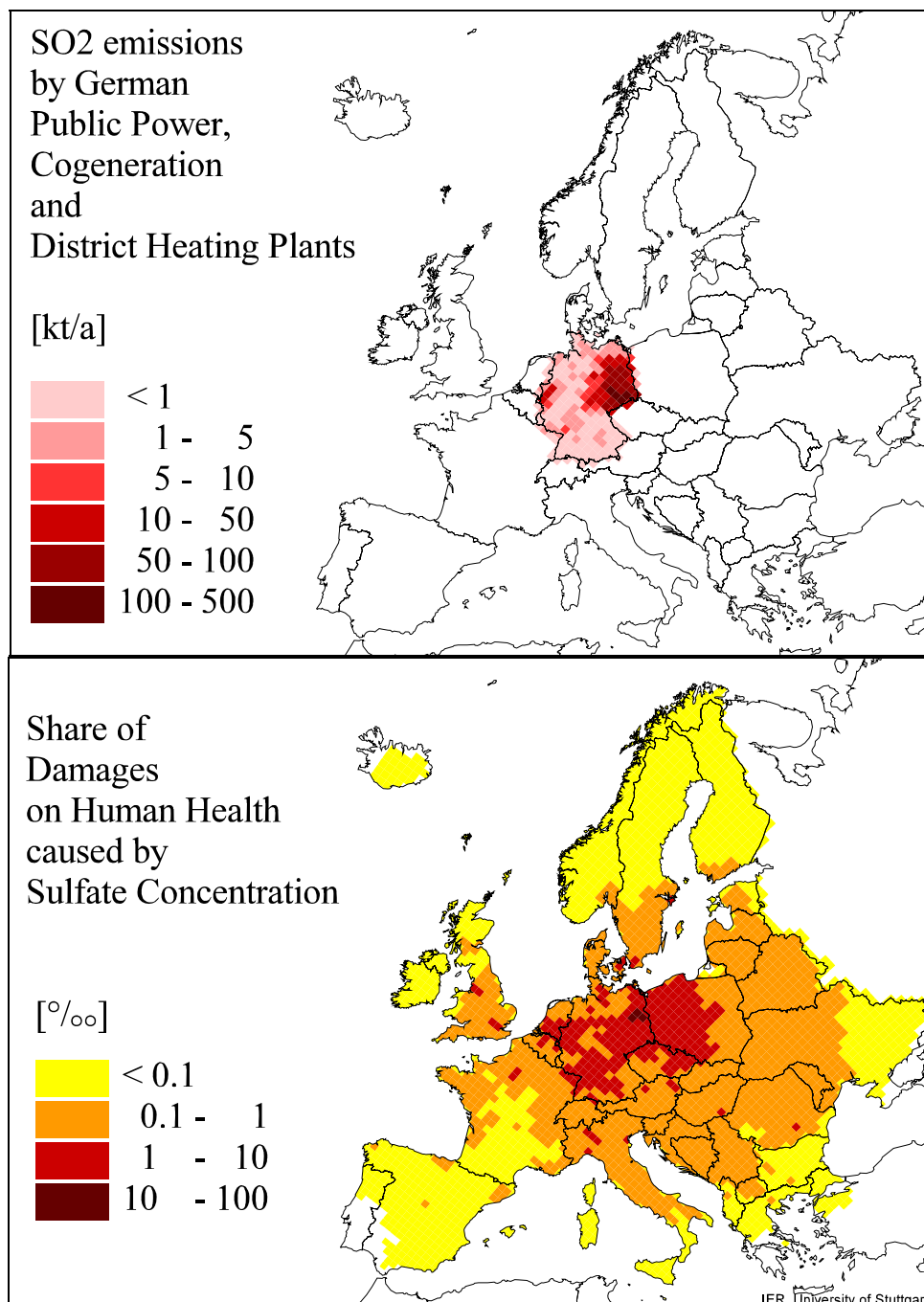
For å nærme seg anslag på avgiftsrelevante marginalkostnader er det ikke nok å ha utlippsfaktorer som forbinder transportaktiviteten eller drivstoff-forbruket med mengde utslipp, men man også anvende skyggepriser på utslipp til luft. Anvendelsen av slike skyggepriser innebærer både en vurdering av skadevirkningene, og en økonomisk vurdering av verdien av disse. I en lang rekke europeiske forskningsprosjekter over det siste tiåret har man utviklet den såkalte "Impact Pathway Approach" (IPA²⁹) for beregning av skade og tiltakskostnader knyttet til miljøskadelige utslipp til luft fra ulike kilder. Den prinsipielle modelltilnærmingen er illustrert i Figur 3-8, og en operasjonell modell (EcoSense) er kort beskrevet i avsnitt 5 i omtalen av de svenske beregningene av utslippsvirkninger.



Figur 3-8 Impact-Pathway modellen for beregning av miljøkostnader (Bickel & Droste-Franke 2006)

²⁹

IPA omtales tidvis på norsk som "effektkjedemetodikken".



Figur 3-9 Illustrasjon av IPA-beregninger av svoveldioksid-utslipp fra tyske kraftverk. Det øverste kartet illustrerer hvor utslippene finner sted, og det nederste kartet illustrerer hvor skadevirkningene oppstår (Bickel & Droste-Franke 2006)

Anvendelsen av IPA er krevende både i form av relevante modeller, men også i form av tilgangen på relevant informasjon, og HEATCO prosjektet konkluderer med at det ikke er realistisk å forvente at det gjøres detaljerte studier etter denne modellen for

hvert enkelt prosjekt. Bare det å skulle kontrollere influensområdet for et gitt utslipp er svært krevende, og kan illustreres med en slik beregning for utslipp av svoveldioksid fra tyske kraftstasjoner gjengitt i Figur 3-9. Beregningsmodellen viser at skadevirkningene oppstår i et helt annet område enn nærområdet til kraftstasjonene. Beregninger av virkninger i et slikt stort influensområde er naturligvis svært krevende.

Utslipp av	NO _x	NM-VOC	SO ₂	PM _{2,5}	
Påvirker konsentrasjon av	O ₃ , Nitrater, Avlinger	O ₃	Sulfater, sur nedbør, Avlinger	Bymessig	Utenfor byer
Lokal-miljø					
Faktorpriser for utslipp fra vegtransport (utslipp på bakkenivå), ikke justert for kjøpekraft					
Østerrike	4,300	600	3,900	450,000	73,000
Danmark	1,800	800	1,900	520,000	54,000
Finland	900	200	600	400,000	33,000
Sverige	1,300	300	1,000	440,000	40,000
Sveits	4,500	600	3,900	640,000	86,000
Storbritannia	1,600	700	2,900	450,000	67,000
Faktorpriser for utslipp fra kraftstasjoner (utslipp i høyere luftlag), ikke justert for kjøpekraft					
Østerrike	4,300	600	4,200	15,000	12,000
Danmark	1,900	800	2,100	9,000	5,000
Finland	900	200	800	6000	3000
Sverige	1,100	300	1,000	7,000	3,000
Sveits	4,600	600	4,200	18,000	13,000
Storbritannia	1,400	700	3,000	13,000	10,000

Tabell 3-19 Faktorpriser for utslipp fra vegtransport, ikke justert for kjøpekraft for utvalgte europeiske land, 2002 Euro per tonn utslipp. Basert på Bickel & Droste-Franke (2006)

For beregninger av avgiftsrelevante marginale skadekostnader for utslipp fra skip sier det seg selv at det ikke vil være gjennomførbart å utføre tilsvarende analyser for hver enkelt utslippskilde, men det kan være gjennomførbart i form av "case-studier" eksempelvis for grupper av skip som anløper gitte havner (jf. beregningene som er gjort i forbindelse med Grace-prosjektet beskrevet nedenfor). I erkjennelsen av at det ofte ikke vil være gjennomførbart å utføre slike grundige analyser for hvert enkelt tilfelle har man i HEATCO-prosjektet publisert såkalte "fallback values" for ulike utslipp til luft - altså verdier man anbefaler benyttet når man ikke har mer konkrete

beregninger å støtte seg på. Disse er publisert for hvert enkelt EU-land, både i form av generelle faktorpriser, og i faktorpriser justert med kjøpekraftspariteter³⁰.

Forskjellene i faktorprisene landene imellom reflekterer forskjeller i skadevirkningene av et gitt utslipp landene imellom, dette er blant annet en funksjon av befolkningstetthet og klimatiske forhold i det enkelte land. Selvsagt representerer også denne måten å gjøre det på en grov tilnærming, siden det kan være betydelige lokale variasjoner innen det enkelte land også. I de kjøpekraftsjusterte prisene (Tabell 3-20) er det kun partikkelutslippene som har fått endrede skyggepriser i forhold til Tabell 3-19. Det skyldes at utslipp av NO_x, NMVOC og SO₂ i hovedsak gir virkninger langt borte fra kildene, og beregningsopplegget i HEATCO er slik at utslipp i andre land enn der hvor utslippet forekommer, blir vurdert til gjennomsnittlige priser uten justering for kjøpekraft (beregningmessig forenkling).

Utslipp av	NO _x	NM-VOC	SO ₂	PM _{2,5}	
Påvirker konsentrasjon av	O ₃ , Nitrater, Avlinger	O ₃	Sulfater, sur nedbør, Avlinger	Bymessig	Utenfor byer
Lokal-miljø					
Faktorpriser for utslipp fra vegtransport (utslipp på bakkenivå), justert for kjøpekraft					
Østerrike	4,300	600	3,900	430,000	72,000
Danmark	1,800	800	1,900	400,000	47,000
Finland	900	200	600	360,000	30,000
Sverige	1,300	300	1,000	370,000	36,000
Sveits	4,500	600	3,900	460,000	76,000
Storbritannia	1,600	700	2,900	410,000	64,000
Faktorpriser for utslipp fra kraftstasjoner (utslipp i høyere luftlag), justert for kjøpekraft					
Østerrike	4,300	600	4,200	15,000	12,000
Danmark	1,900	800	2,100	8,000	5,000
Finland	900	200	800	6,000	3,000
Sverige	1,100	300	1,000	6,000	3,000
Sveits	4,600	600	4,200	16,000	12,000
Storbritannia	1,400	700	3,000	13,000	10,000

Tabell 3-20 Faktorpriser for utslipp fra vegtransport, justert for kjøpekraft for utvalgte europeiske land, 2002 Euro per tonn utslipp. Basert på Bickel & Droste-Franke (2006)

³⁰ Kjøpekraftspariteter er justeringsfaktorer som skal gjøre verdier basert på betalingsvilje sammenlignbare over landegrenser, hensyn tatt til at kjøpekraften målt i de respektive land.

Siden Norge ikke er medlem av EU er det heller ikke gjort beregninger for norske forhold. Utfordringen blir derfor å overføre resultatene fra HEATCO til norske forhold. Som sagt skyldes de ulike faktorprisene i de europeiske landene en kombinasjon mellom klimatiske/topografiske forhold, eksisterende konsentrasjonsnivåer og lokaliseringen av befolkningskonsentrasjoner i forhold til utslipp og opphopning. I tillegg er altså verdiene for partikkelutslipp justert for kjøpekraft. Vi har i Tabell 3-19 og i Tabell 3-20 gjort et utvalg av de 25 EU-landene, og det framkommer her temmelig betydelige forskjeller i beregnede faktorpriser. Norge vil klimatisk sett kanskje ligne mest på Sverige, Danmark og Storbritannia, men vil definitivt skille seg klart fra Danmark og Storbritannia når det gjelder for eksempel befolkningstetthet. Norge har også en betydelig mer spredt bosetting enn Sverige, Finland er vel det landet som befolkningstetthetsmessig er oss nærmest³¹.

Land	Nominell valutakurs (Nasjonal valuta vs Euro 2002)	Kjøpekrafts- paritetsfaktor	Kjøpekrafts-justert valutakurs (2002)
Østerrike	1.000	1.043	1.043
Danmark	7.431	1.314	9.764
Finland	1.000	1.120	1.120
Norge	7.509	1.410	10.589
Sverige	9.161	1.184	10.847
Sveits	1.467	1.425	2.090
Storbritannia	0.629	1.124	0.707

Tabell 3-21 Kjøpekraftspariteter og valutakurser per 2002 for utvalgte europeiske land. Basert på Hunt (2006)

HEATCO-prosjektet gir også anbefalinger på skyggepriser for utslipp som kan knyttes til global oppvarming (klimagasser). Anbefalingene er gitt på en form hvor man både kommer med et anbefalt sentralestimat, og øvre og nedre grenseverdier for bruk til sensitivitetsanalyser. Anslagene er kommet fram gjennom studier av ulike

³¹ Befolkningstettheten i Norge er 12 personer per km², tilsvarende tall for Finland er 15.

beregninger av skadekostnader og marginale kostnader knyttet til utslippsreduksjoner. Siden man regner med at skadekostnadene knyttet til global oppvarming vil øke over tid er det gitt anbefalte verdier for hvert tiår framover. Det er verd å merke seg at ambisjonsnivået for reduksjon i klimagassutslipp som ligger bak disse beregningene er atskillig mer ambisiøst enn det som ligger inne i nåværende Kyoto-forpliktelser. Her tar man utgangspunkt i en målsetting som ligner på EUs mål om å begrense den globale oppvarmingen til 2C, målt som et gjennomsnitt for verden - og sett i forhold til før-industrielt nivå (se Bickel *et. al.*(2006a) for en nærmere beskrivelse). HEATCOs anbefalte verdier er gjengitt i Tabell 3-22.

	Anbefalt Sentralestimat	For sensitivitetsanalyser	
Utslippsår		Nedre grenseverdi	Øvre grenseverdi
2000 – 2009	22	14	51
2010 – 2019	26	16	63
2020 – 2029	32	20	81
2030 – 2039	40	26	103
2040 – 2049	55	36	131
2050	83	51	166

Tabell 3-22 Skyggepriser anbefalt av HEATCO-prosjektet, 2002 EUR per tonn CO₂-ekvivalent. Basert på Bickel *et. al.* (2006a)

LEVE-prosjektets marginale miljøkostnader ved luftforurensing

Statens Forurensningstilsyn (SFT) har på bakgrunn av det såkalte LEVE³²-prosjektet anbefalt verdier på marginale miljøkostnader knyttet til luftforurensinger (Selvig 2005). LEVE-prosjektet har fokusert på skadekostnader knyttet til utslipp av partikler (PM₁₀), NO_x og SO₂. Med utgangspunkt i internasjonale miljøpolitiske målsetninger har man også beregnet marginalkostnader for utslipp av klimagasser (NO_x, SO₂, NH₃, og nmVOC).

³²

LEVE - Luftforurensinger - Effekter og Verdier

	Vegtrafikk eksos		Vegtrafikk vegstøv		Andre kilder ²	
	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv
- Oslo	1.600	5.500	1.000	19.600	1.200	5.300
- Drammen	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Stavanger ³	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Bergen	1.500	3.800	700	12.200	600	2.800
- Trondheim	1.300	5.900	1.200	28.000	400	1.600
- Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere ⁴	200	600	200	1.300	100	500

¹ To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall, eller verdien av et statistisk liv fordelt på tapte leveår der det antas at det i gjennomsnitt går tapt 7 leveår.

² Først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje

³ Som Drammen (SFT 1718/2000)

⁴ Om lag ¼ av Drammen og Stavanger (SFT 1718/2000)

Tabell 3-23 Anbefalte estimater på marginale miljøkostnader for PM₁₀ forårsaket av norske utslipp, 2004 NOK per kg utslipp (Selvig 2005)

For skadekostnadene har man benyttet effektkjedemetodikken (Impact Pathway Approach), tilsvarende det som har vært benyttet i de fleste senere europeiske studier. SFT gir anbefalte tall der hvor man føler at man har nødvendig forskningsmessig grunnlag for det, og presenterer estimater for geografiske regioner der hvor man har studert dem nærmere. Det betyr ikke at gjennomsnittstallene som anbefales for resten av landet nødvendigvis er representative i konkrete enkelttilfeller. Estimatenes for partikkelutslipp (Tabell 3-23) står i særklasse når det gjelder estimerte kostnader, mest fordi man her får økt risiko for tap av liv, og at verdsettingen av dette er satt vesentlig høyere enn andre helse- og miljøskader. SFT påpeker at det hersker ulike oppfatninger av om man bør regne på statistiske liv eller på tapte leveår. Her er det også ulik praksis i ulike internasjonale anbefalinger, da WHO's Taskforce on health anbefaler bruk av tapte leveår, og EUs generaldirektorat for miljø benytter statistiske liv som enhet. Det kan også være verdt å merke seg at skyggeprisen på et statistisk liv er gjenstand for svært ulike oppfatninger. Her har SFT valgt å benytte en omregning av tall fra Elvik (1993), og ender opp med en verdi på 16,8 mill. 2004 NOK som et sentralestimat. *Dette er vesentlig lavere enn det som benyttes av vegsektoren i dag* (24,7 mill. 2003 NOK). I det ovennevnte HEATCO-prosjektet er verdien av en unngått dødsulykke, hensyn tatt til kjøpekraft beregnet til i overkant av 2 mill 2002 Euro, hvilket med dagens valutakurs skulle ligge like i nærheten av det anslaget LEVE-prosjektet ender opp med. Tabellen illustrerer også

forskjellene i effektene knyttet til ulike norske byer. De største marginalkostnadene her er knyttet til vegtrafikkstøv i Oslo og Trondheim.

	NO _x			SO ₂		NH ₃		nmVOC
	Alle kilder	Vei-trafikk	Andre kilder	Alle kilder		Alle kilder		Alle kilder
	Nedre	Øvre ¹	Øvre ¹	Nedre ²	Øvre ¹	Nedre	Øvre ¹	
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	25			16		0	6,4	0
-Bergen	25	67		16	130			
-Stavanger				16	47			
Telemark, Vestfold, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Hedemark, Oppland og Sogn og Fjordane	25			15		0	0,3	0
-Oslo	25	86	45	15	108			
-Drammen	25	49		15	79			
-Halden				15	40			
-Bærum				15	91			
-Asker				15	63			
-Skien				15	87			
-Bamle				15	30			
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal	25			15		0	0,1	0
-Trondheim	25	120		15	21			
Nordland, Troms og Finnmark	25			15		0	0,01	0

¹ Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatet er høyere enn tiltakskostnaden. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnaden er det ikke angitt noe øvre nivå. Se kapittel 8 for beregnede skadekostnad for de ulike områdene.

² På Sør-Vestlandet er nedre estimat for SO₂ definert av skadekostnaden for forsuring.

Tabell 3-24 Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader for NO_x, SO₂, NH₃ og nmVOC, 2004 NOK per kg utslipp (Selvig 2005)

Tabell 3-24 viser til en viss grad både nedre og øvre grenseverdier for estimerte marginalkostnader i ulike regioner. De nedre grenseverdiene representerer generelt tiltakskostnadene, og de øvre grenseverdiene estimerer på skadekostnadene i SFTs beregningsmodell. For Oslo er det skilt mellom effekter av NO_x-utslipp fra vegtrafikk og andre kilder.

I Tabell 3-25 er skyggeprisene for ulike klimagassutslipp gjengitt, marginalkostnaden for CO₂-utslipp er her beregnet til NOK 200 per tonn.

Klimagass	Marginalkostnad
CO ₂	200 kr per tonn
CH ₄	4200 kr per tonn
N ₂ O	62000 kr per tonn
CF ₄	1300 kr per kg
C ₂ F ₆	1840 kr per kg
SF ₆	4780 kr per kg
HFK-134a	260 kr per kg

Tabell 3-25 Anbefalte estimater for klimagasser, 2004 NOK per kg eller tonn utslipp (Selvig 2005)

Sammenstilling av marginalkostnadsestimatene fra HEATCO-prosjektet og LEVE-prosjektet

HEATCO-prosjektet representerer altså det siste EU-prosjektet knyttet til estimering av marginale miljøkostnader for utslipp til luft, og LEVE-prosjektet representerer den siste norske oversikten over kunnskapsstatus på dette området. HEATCO-prosjektet presenterer ikke egne beregninger for Norge, og tallene er også gitt på litt ulik form. Dette gjør at en direkte sammenligning ikke er helt enkel å utføre på en konsistent måte. Vi velger å ta utgangspunkt i et gjennomsnitt av tallene for Sverige og Finland fra HEATCO-prosjektet, justert med en kjøpekraftsparitetsfaktor - og multiplisert med relativ endring i konsumprisindeksen fra 2002 til juli 2006, og en valutakurs for EUR-NOK på 8.00. Dette representerer naturligvis en forenkling, men det faller utenfor dette prosjektet å gjøre nærmere vurderinger på relevansen og nøyaktigheten av en slik forenklet framgangsmåte. Tallene fra LEVE-prosjektet er hentet fra Selvig (2005), og er kun multiplisert med endring i konsumprisindeksen fra 2004 til juli 2006.

Utslipp av	NO _x	NMVOC	SO ₂	PM _{2,5}	
Lokal-miljø				Bymessig	Utenfor byer
Finland	900	200	600	36000	30000
Sverige	1300	300	1000	37000	36000
Snitt S+F	1100	250	800	36500	33000
"Norge"	1346	306	979	44674	40391
Finland	900	200	800	6000	3000
Sverige	1100	300	1000	6000	3000
Snitt S+F	1000	250	900	6000	3000
"Norge"	1224	306	1102	7344	3672

Tabell 3-26 Beregning av kjøpekrafts-justerte marginalkostnader for Norge basert på HEATCOs anbefalte verdier for Sverige og Finland, 2002 EUR per tonn utslipp

Utslipp av	NO _x	NMVOC	SO ₂	PM _{2,5}		PM ₁₀	
Lokal-miljø				By-messig	Utenfor byer	By-messig	Utenfor byer
"Norge" HEATCO bakkenivå	11	3	8	381	345		
"Norge" HEATCO høyere luftlag	10	3	9	61	30		
LEVE nedre estimat (tiltakskostnad)	26	0	16				
LEVE nedre estimat (tapte leveår) vegtrafikk						207	0
LEVE nedre estimat (tapte leveår) andre kilder (fyring)						104	0

Tabell 3-27 Sammenstilling av marginalkostnadsestimat for lokale luftutslipp fra HEATCO- og LEVE-prosjektet, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

Generelt er ikke de anbefalte marginalkostnadene fra LEVE- og HEATCO-prosjektene direkte sammenlignbare da de til dels er beregnet med ulike forutsetninger i bunnen. Mens HEATCO har skilt mellom utslipp på bakkenivå og utslipp i høyere luftlag for NO_x, NMVOC og SO₂, så har LEVE-prosjektet et nedre og et høyere estimat basert på henholdsvis tiltaks- og skadekostnader. HEATCO-

verdiene er i utgangspunktet beregnet på bakgrunn av skadekostnader (IPA), og slik sett ville det vært prinsipielt være riktigst å sammenligne disse med LEVE-prosjektets skadekostnader, altså det øvre estimatet. Grunnen til at vi likevel har valgt å presentere det nedre estimatet til LEVE-prosjektet er at det er disse verdiene som er beregnet for områder utenfor byene. HEATCO-verdiene er ment å skulle representere nasjonale gjennomsnittsverdier, og ikke spesielt for bystrøk. Gitt de forbehold som følger med såpass ulike utgangspunkt tyder sammenstillingen av omregnede skyggepriser fra de to prosjektene på at (se Tabell 3-27):

- HEATCO-verdiene for NO_x og SO₂-utslipp ligger betydelig lavere enn LEVE-verdiene. Unntaket er NMVOC-verdiene hvor LEVE-prosjektet anbefaler en skyggepris på null.
- HEATCO-prosjektet har beregnet skyggepriser for PM₁₀ og LEVE-prosjektet for PM_{2.5}. Det gir generelt ikke noen mening å sammenligne disse skyggeprisene da effektene av disse vil være ulike. Det er likevel slående at mens HEATCO regner med betydelige skyggepriser for PM₁₀ også utenfor byer, regnes effekten av PM_{2.5} å være null utenfor byer i LEVE-prosjektet. Også i LEVE-prosjektet indikerer man at mindre partikler (PM_{2.5} og mindre) kan tenkes å gi større skader enn store partikler (mellom PM_{2.5} og PM₁₀). Slik sett kan forholdet mellom de høyere HEATCO-verdiene (for bakkenære utslipp) og de noe lavere LEVE-verdiene virke rimelig.

Utslipp av	CO ₂ - lavt	CO ₂ - sentral	CO ₂ - høyt	CH ₄	N ₂ O	CF ₄	C ₂ F ₆	SF ₆	HFK- 134a
HEATCO 2000-2009	119	188	435						
HEATCO 2010-2019	136	222	537						
LEVE		207		4352	64244	1347	1907	4953	269

Tabell 3-28 Sammenstilling av marginalkostnadsestimat for klimagasser fra HEATCO- og LEVE-prosjektene, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

Sammenligning av estimer på skyggepriser for CO₂ skulle i prinsippet være enklere. Mens HEATCO-prosjektet har benyttet en blanding av estimerte tiltakskostnader og skadekostnader som utgangspunkt for sine anbefalinger, har man

i LEVE-prosjektet stort sett tatt utgangspunkt i ulike beregninger av implisitt verdsetting knyttet til oppfyllelsen av Kyoto-protokollen. Studiene har likevel endt opp med relativt like sentralestimer for CO₂-utslipp på rundt NOK 200 per kg. utslipp. HEATCOs verdier for framtidige tiår ligger vesentlig høyere enn dette. LEVE-prosjektet har beregnet skyggepriser for flere klimagasser, mens HEATCO opererer med en pris per CO₂-ekvivalent.

3.7 Skyggepriser på ulykker og støy

I tillegg til skyggepriser på utslipp til luft kan det være relevant å regne med skyggepriser på ulykker og støy i analyser av eksterne marginalkostnader knyttet til sjøfart. De beregningene vi har vist til i denne rapporten, både norske og utenlandske, tyder på at støyproblematikken ikke er spesielt fremtredende når vi ser på selve skipsfarten for seg, men at det *kan* være et vesentlig element knyttet til havneaktiviteter. Både svenske, norske og andre europeiske beregninger tyder også på at den eksterne ulykkeskomponenten er liten knyttet til sjøfart. Vi velger på denne bakgrunn å legge noe mindre vekt på å presentere beregninger av relevante skyggepriser for disse komponentene, men skal likevel relativt kort presentere HEATCO-prosjektets anbefalinger på disse to områdene.

Skyggepriser på ulykker

Skyggepriser på ulykker benyttes for å sette en verdi på endringer i *ulykkesrisiko*. HEATCO-prosjektet opererer med fire kategorier skader som blir vurdert:

1. Dødsulykke: Død som skyldes en ulykke
2. Alvorlig skade: Skader som utløser behandling på sykehus, og som har langvarige virkninger, men hvor den skadede ikke omkommer.
3. Lettere skade: Ulykker med skader som ikke krever behandling på sykehus, eller om de krever slik behandling - så går effekten av skaden hurtig over
4. Materiell skade: Ulykker uten personskade

Generelt verdsettes ulykkes via direkte og indirekte økonomiske kostnader og en verdi av sikkerhet målt som verdsetting av reduksjoner i ulykkesrisiki. Direkte

økonomiske kostnader består av medisinske kostnader, skader på eiendom og administrative kostnader knyttet til ulykker. Indirekte økonomiske kostnader dreier seg om en verdsetting av tapt arbeidskapasitet (på grunn av tidlig død, redusert arbeidskapasitet eller sykedager), og verdien av sikkerhet som verdien av tap av livskvalitet / velferd.

HEATCO-prosjektet anbefaler at man primær benytter tall fra nasjonale studier til å sette skyggepriser på ulykker, men presenterer likevel anbefalte, kjøpekraftsjusterte, verdier for unngåtte ulykker, men hvor verdien av materielle skader ikke er inkludert. Disse anbefalingene er basert på verdier fra UNITE-prosjektet, men er omregnet til 2002 Euro, og justert for kjøpekraft. Kjøpekraftsjusterte verdier for Norge blir da (Bickel *et al.* 2006a):

- Dødsulykke: 2002 EUR 2 055 000
- Ulykke med alvorlig skade: 2002 EUR 288 300
- Ulykke med lettere skade: 2002 EUR 20 700

Det er verdt å merke seg at HEATCO-rapporten sterkt understreker at det er betydelig usikkerhet knyttet til slike estimater, og man anbefaler å benytte 1/3 av skyggeprisene som et nedre estimat, og tre ganger skyggeprisene som et øvre estimat, hvilket gir svært store ”konfidensintervaller”.

Skyggepriser på støy

Verdsetting av støyplager knytter det seg også store utfordringer til. Generelt måles oppfattelsen av støy langs en logaritmisk skala, hvilket gir ikke-lineære sammenhenger som gjør at den marginale virkningen av en ekstra støybelastning vil være høyst variabel ut i fra den støybelastningen man har i utgangspunktet. Det er sterke lokale variasjoner i støybildet, og det er også store ulikheter i hvordan en gitt støybelastning oppfattes avhengig av tid på døgnet (for eksempel knyttet til forstyrrelse av søvn om natten).

De anbefalte kjøpekraftsjusterte skyggeprisene per støyutsatt person i Bickel *et. al.* (2006a) er presentert for hvert EU-land og for vegtrafikk, jernbane og fly - men ikke for sjøfart. Verdier for Norge er ikke angitt, men som en grov tilnærming presenterer vi i Tabell 3-29 verdier angitt for Sverige, justert med en relativ kjøpekraftsparitetsfaktor på 1.191.

L_{den}	Norge (basert på Sverige)		
dB(A)	Vegtrafikk	Jernbane	Fly
≥51	91	0	142
≥52	193	0	295
≥53	284	0	437
≥54	376	0	579
≥55	467	0	731
≥56	569	91	874
≥57	660	193	1016
≥58	752	284	1168
≥59	843	376	1310
≥60	945	467	1453
≥61	1036	569	1605
≥62	1128	660	1747
≥63	1219	752	1890
≥64	1321	843	2042
≥65	1412	945	2184
≥66	1503	1036	2326
≥67	1595	1128	2479
≥68	1697	1219	2621
≥69	1788	1321	2763
≥70	1879	1412	2916
≥71	2499	2022	3576
≥72	2651	2184	3789
≥73	2814	2337	4003
≥74	2966	2499	4206
≥75	3119	2651	4419
≥76	3281	2814	4622
≥77	3434	2966	4836
≥78	3596	3129	5039
≥79	3749	3281	5252
≥80	3911	3444	5465
≥81	4063	3596	5669

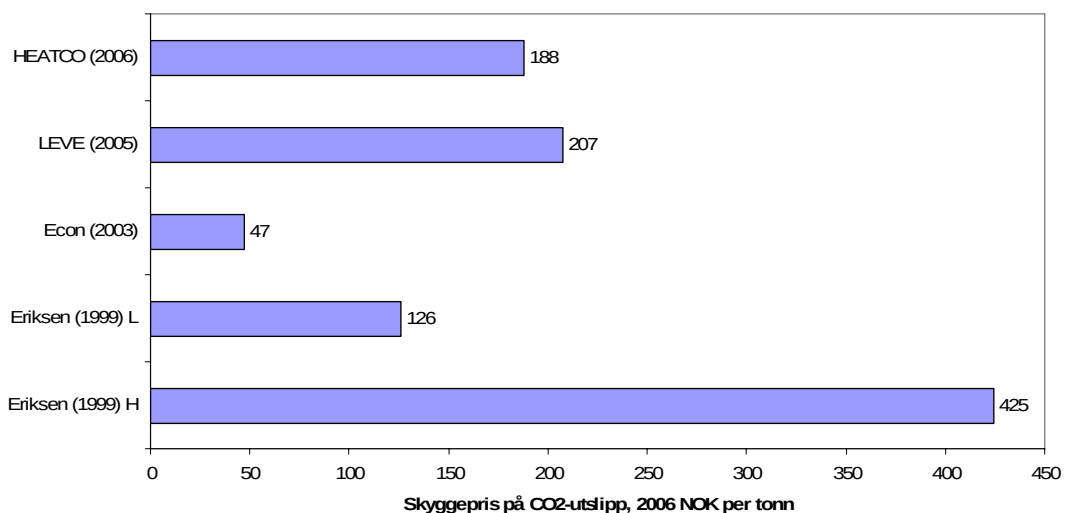
Tabell 3-29 Anbefalte sentralverdier for støybelastning basert på HEATCO-prosjektets verdier for Sverige, omregnet med kjøpekraftsparitet, KPI, sentralverdi for NOK³³ per støyutsatt per år. Basert på Bickel *et. al.* (2006a)

33

Benyttet valutakurs er 8.00 NOK/EUR. Endring i KPI fra 2002 til juli 2006 er benyttet.

3.8 HEATCO- og LEVE-estimatene sammenlignet med verdier brukt av TØI og Econ

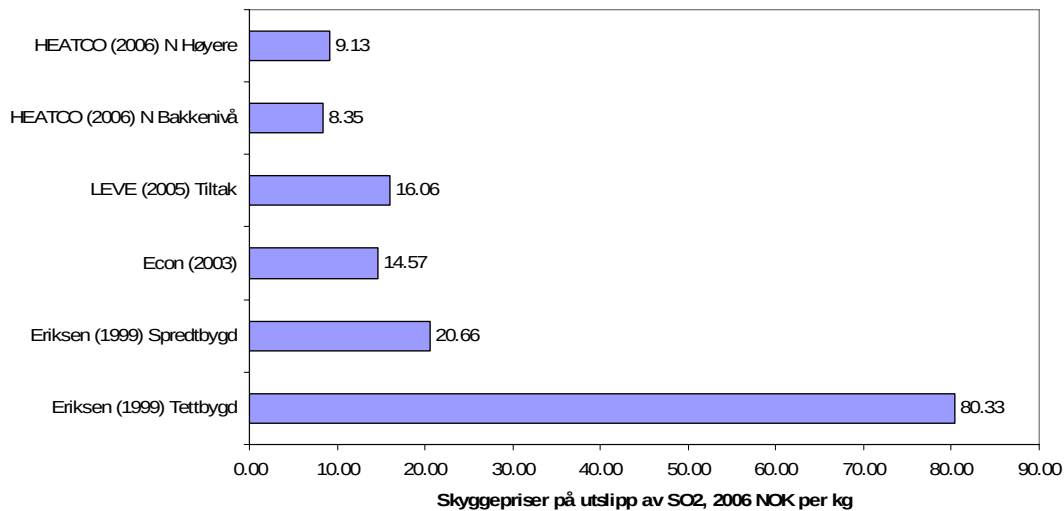
Vi har i de foregående avsnittene presentert nyere studier av marginalkostnader knyttet til ulike eksterne effekter som har relevans i forhold til skipsfart. I kapittel 3.2 har vi også presentert tidligere norske beregninger av marginalkostnader for sjøfarten, gjennomført av henholdsvis TØI (Eriksen *et al.* 1999) og Econ Analyse (Econ 2003a). Disse to studiene kom ut med temmelig ulike tall, i stor grad som følge av ulikheter i enhetsprisene for utslipp til luft. For å illustrere bakgrunnen for dette, og samtidig kontrastere dette mot de nyeste norske og europeiske studiene (LEVE og HEATCO) har vi sammenstilt skyggeprisene for ulike komponenter knyttet til utslipp til luft.



Figur 3-10 Sammenligning av skyggepriser på CO₂-utslipp i ulike marginalkostnadsstudier, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

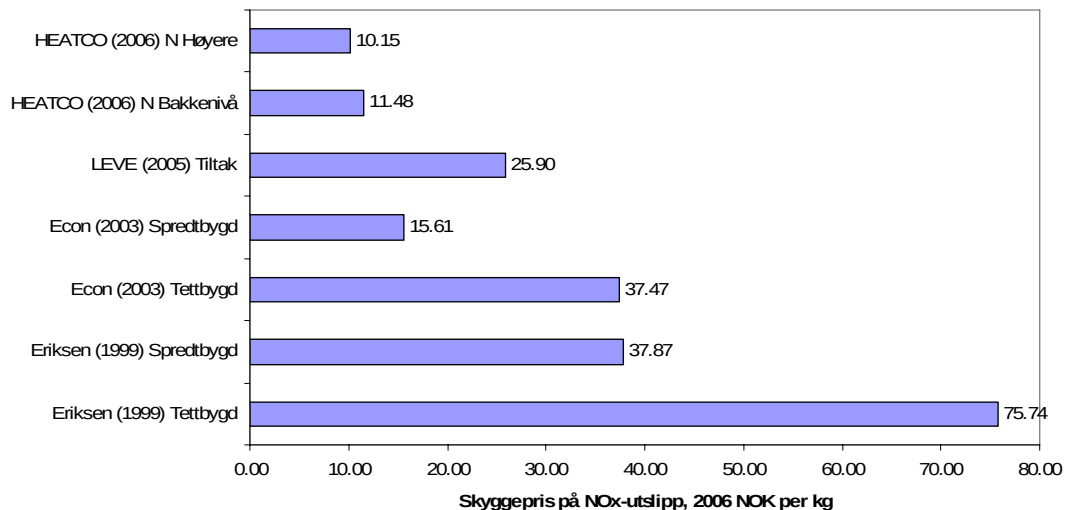
Vi har omregnet tallene fra TØI, Econ, LEVE-prosjektet og HEATCO-prosjektet til 2006 kroner på basis av veksten i konsumprisindeksen, og en valutakurs på 8.00 NOK/EUR. Vi er fullt klar over at det ikke er fullt ut tilfredsstillende å kun ta inn konsumprisindeksen i transformeringen av slike tall, men den feilen som gjøres blir ikke svært stor på grunn av et begrenset tidsintervall. De eldste tallene er i 1999-kroner (TØI-studien). Econs opprinnelige tall er i 2003-kroner, LEVE-tallene er i utgangspunktet gitt i 2005-kroner, og HEATCO-tallene er i 2002 Euro. Ikke alle HEATCO-tallene er direkte angitt i tall som er spesifikt angitt for Norge, og i de

tilfellene har vi basert oss på tall fra Sverige og Finland, omregnet ved hjelp av HEATCOs egne kjøpekraftspariteter.



Figur 3-11 Sammenligning av skyggepriser på SO₂-utslipp i ulike marginalkostnadsstudier, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

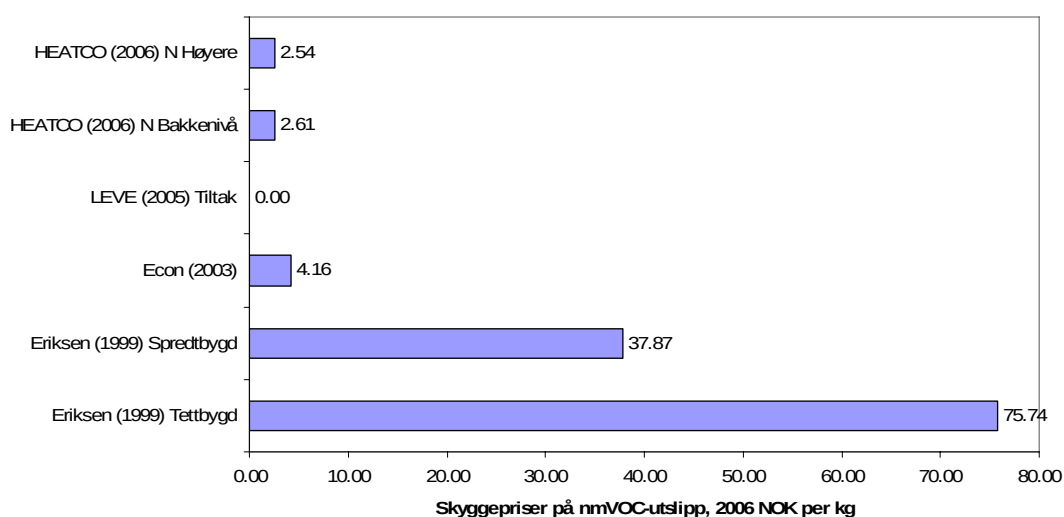
Figur 3-10 viser spennvidden i skyggeprisene på CO₂-utslipp i de ulike studiene. De fleste har basert seg på studier som tar utgangspunkt i en ”politisk skyggepris” basert på det nivået som er konsistent med politisk vedtatte målsettinger for klimagassutslipp. Unntaket er HEATCO-tallene som også til en viss grad er basert på noen grove skadekostnadsestimater. Det høye alternativet benyttet av TØI i 1999 skiller seg klart ut - og estimatene skjedde den gangen under meget usikre forutsetninger med hensyn til Kyoto-avtalens skjebne. I motsatt ende av skalaen ligger Econs analyse fra 2003 som benyttet en skyggepris som ligger på rundt en firedel av det som nå anbefales i de seneste studiene. HEATCO og LEVE er relativt ”samstemte” i at anbefalt verdi bør ligge i nærheten av NOK 200 per tonn utslipp, selv om det er verdt å merke seg at HEATCO anbefaler atskillig høyere verdier for årene framover, helt opp til over 600 NOK i 2050.



Figur 3-12 Sammenligning av skyggepriser på NO_x-utslipp i ulike marginalkostnadsstudier, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

Når det gjelder skyggepriser på utslipp som i hovedsak har regionale eller lokale effekter, kan det generelt være grunn til å forvente større variasjoner, fordi det blir atskillig mer avgjørende hva slags forutsetninger man legger til grunn med hensyn til hvilket område og hvilke situasjoner man beregner verdier for. De tallene som benyttes representerer naturligvis gjennomsnittstall som vanligvis er generalisert ut fra konkrete case-studier. Konklusjonene vil i betydelig grad avhenge av om forutsetningene for generaliseringen holder eller ikke. For utslipp av SO₂ og NO_x er det TØIs tall fra 1999 for tettbygde strøk som skiller seg ut som de klart høyeste. I figurene har vi valgt å presentere LEVE-studiens tiltakskostnadsestimater, og disse er atskillig lavere enn tilsvarende tall for skadekostnader, men - som tidligere nevnt - det er kun disse kostnadene som er angitt som ”representative” for hele landet.

For SO₂ ligger estimatene fra HEATCO-prosjektet vesentlig lavere enn tallene benyttet i Eriksen (spredtbygd), Econ og LEVE. For NO_x-utslipp ligger anbefalingen fra LEVE-prosjektet omtrent midt mellom Eriksen (spredtbygd) / Econ (tettbygd) og HEATCO-verdiene. Econs anslag for spredtbygde strøk ligger nærmest HEATCO-verdiene.

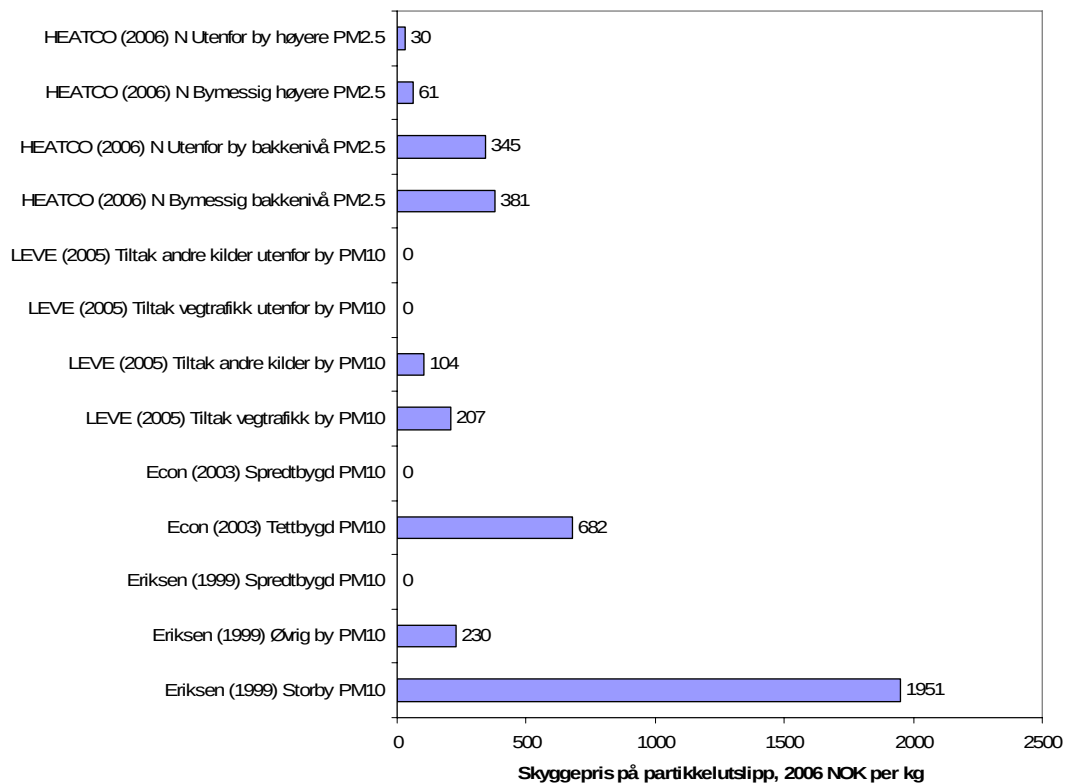


Figur 3-13 Sammenligning av skyggepriser på nmVOC-utslipp i ulike marginal-kostnadsstudier, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

De aller største forskjellene finner man knyttet til utslipp av nmVOC og partikler. For nmVOC ligger estimatene fra TØI-studien, både for tettbygde og spredtbygde strøk, svært mye høyere enn det som er benyttet/anbefalt i de tre andre studiene. LEVE-prosjektet konkluderer med en skyggepris på null, og Econs estimat ligger noe høyere enn det som anbefales i HEATCO.

De estimatene som er gjengitt for partikkelutslipp representerer generelt sett litt ulike forhold. Dels er det skilt mellom utslipp i tett eller spredtbygd strøk, og dels er det skilt mellom ulike utslippskilder. HEATCO skiller også mellom bakkenært utslipp og utslipp høyere oppe. Dette er muligens sammenlignbart med skillet mellom utslipp fra vegtrafikk og "andre kilder" i tallene fra LEVE-studien. HEATCO-prosjektet gjengir tall for $PM_{2.5}$, mens de øvrige studiene opererer med PM_{10} . Sammenligning av tallene blir på denne bakgrunn noe mindre meningsfylt, men vi kan likevel legge merke til at HEATCO i liten grad skiller mellom skyggeprisen for bymessige/ikke-bymessige strøk, mens dette skillet gir svært store utslag i de andre tre studiene. I og med at TØI opererte med en egen verdi for storbyer (etter norsk målestokk), er det naturlig at det er denne verdien som skiller seg ut som spesielt høy. Sammenligner en estimatene for "øvrig by/by/tettbygd" for "vegtrafikk-/bakkenivå" ser verdiene ut til å ligge mellom NOK 207 og NOK 682 per kg, med Econs verdi som den klart høyeste. Med unntak av HEATCO-prosjektet konkluderer

alle studiene med at partikkelutslipp utenfor by/tettbygd strøk bør ha en marginalkostnad på null. De HEATCO-verdiene vi har benyttet er altså ment å skulle være representative for Sverige/Finland (kjøpekraftsjustert).



Figur 3-14 Sammenligning av skyggepriser på partikkelutslipp i ulike marginalkostnadsstudier, omregnet til 2006 NOK per kg utslipp

For våre beregninger velger vi å ta utgangspunkt i de verdiene LEVE-prosjektet har anbefalt (tiltakskostnadene). Disse verdiene er vurdert som relevante for Norge, i motsetning til HEATCO-verdiene. For klimagassutslipp representerer dette ikke noe stort avvik fra HEATCO, spesielt ikke om man tar hensyn til at HEATCO-verdiene er angitt med verdier som stiger over tid. For svovelutslipp betyr dette at vi anvender verdier som er en del høyere enn det HEATCO anbefaler, det samme gjelder for NO_x . Utslipp av nmVOC får da en skyggepris på null, som er noe lavere enn HEATCOs anbefaling, og tilsvarende vil partikkelutslipp utenfor tettbygde strøk også få en skyggepris på null.

4 Det norske avgiftsregimet for skipsfart

I 2001 reiste Marintek (Berg *et al.* 2001) mange spørsmål knyttet til avgiftsregimet for norsk kystfart i et forsøk på å øke fokuset på denne i Nasjonal transportplan. Hovedfokuset ble rettet mot det faktum at sjøtransporten betaler en langt høyere andel av sine infrastrukturkostnader enn konkurrentene på veg og bane (Heirung 2001). I Berg (2001) går man gjennom de ulike gebyrtypene som kystfarten blir underlagt, både av statlige myndigheter og av havnene og konkluderer med at vegtransport og jernbanetransport ikke dekker sine tilsvarende kostnader på samme måte. Det påpekes også at mange av avgiftene også beregnes på bakgrunn av bruttotonnasje, og at dette representerer et problem med hensyn til ulik prising per containerplass for åpne og lukkede fartøytyper.

I 2004 gjennomførte Transportøkonomisk Institutt en grundig studie av kostnader knyttet til skipsanløp på oppdrag fra Norsk Havneforbund (Eidhammer 2004). Dataene er innhentet fra et utvalg norske havner via en spørreundersøkelse hvor informantene var havnene selv, rederier som trafikkerer disse havnene, samlastere og transportkjøpere. Den etterfølgende gjennomgangen av den eksisterende avgiftsstrukturen for norsk kystfart er i hovedsak basert på denne studien, supplert med Kystverkets egen ferske oversikt laget i tilknytning til en intern gjennomgang av avgifts- og gebyrstrukturen i kystfarten (Årland *et al.* 2006).

Avgifter og gebyrer knyttet til skipsanløp i norske havner kan grovt sett deles inn i kommunale havne- og vareavgifter, statlige farledsgebyrer, samt generelle drivstoff- og miljøavgifter. Anløpene vil også utløse kostnader knyttet til bruk av terminaler, klarering og megling samt fortøyning og havnelosing, men vi vil ikke fokusere på disse i det etterfølgende.

4.1 Kommunale havneavgifter

I Lov om havner og farvann, kapittel VI (Fiskeridepartementet 1984) gis kommuner hjemmel til å fastsette og administrere havneavgifter av fartøy som anløper havn, oppholder seg i, eller trafikkerer i avgiftsområde. Tilsvarende rett gis til å kreve

avgift knyttet til varer som lastes, losses, lagres, slepes eller fløtes i, til eller fra slikt område. Avgiftene er ment å dekke kostnader som kommunene har i frambringelse av havnetjenestene. Følgende avgiftstyper kan ilegges:

Anløpsavgift

Denne avgiften skal reflektere bruken av sjøarealet og innretninger og tiltak som kan lette fartøyets ferdsel innenfor dette. Rederen er ansvarlig for betalingen.

Kaiavgift

Fartøy som fortøyer betaler kaiavgift for bruken av kommunale kaier og fortøynings-innretninger. Rederen er ansvarlig for betalingen

Vareavgift

Denne avgiften ilegges varen for bruk av kaier og arealer, samt innretninger knyttet til disse. Varer som importeres over denne havnen kan også ilegges en trafikkavgift. Mottakeren av varen er ansvarlig for inngående vare- og trafikkavgifter, og avsenderen for tilsvarende avgifter ved utgående forsendelser.

Når en anløper offentlige havner betales både anløpsavgift og kaiavgift til den offentlige havnen. Ved anløp av private kaier betales anløpsavgift til den offentlige havnen, og kaiavgifter til den private havneeieren etter avtale.

Det kan også kreves inn avgifter til dekning av kostnader knyttet til isforhold eller håndtering av passasjerer der dette er aktuelt. Havner med kaianlegg som er omfattet av ISPS-koden krever også vanligvis inn en egen ISPS-avgift.

4.2 Statlige farledsgebyrer

Det kreves inn gebyrer for å delfinansiere infrastruktur (eksempelvis fyr- og merketjenestene, DGPS-tjester og navigasjonsvarsel og meldingstjeneste) og å fullfinansiere tjenester (lostjenester og trafikksentraltjenester) utført av Kystverket

(Årland *et al.* 2006). Samlet finansierer gebyrene knapt halvparten av Kystverkets årlige budsjett. Det kreves inn tre hovedtyper av gebyrer:

1. Kystgebyr³⁴
2. Losgebyr, som består av losberedskapsgebyr og losingsgebyr³⁵
3. Sikkerhetsgebyr

Med bakgrunn i Havne- og farvannsloven, §26 (Fiskeridepartementet 1984) er det utstedt en egen forskrift om kystgebyr (Fiskeridepartementet 1995) som regulerer når det kan ilegges kystgebyr og på hvilken måte. Tilsvarende reguleres losplikt og losgebyrene av Losloven, kap 4 (Fiskeridepartementet 1997), og gjennom Forskrift om losberedskapsgebyrer og losingsgebyrer (Fiskeridepartementet 1994b). Losberedskapsgebyr betale av alle lostpliktige fartøyer uansett om statslos nyttes eller ikke. Losningsgebyret betales når fartøyer benytter statslos ut fra medgåtte timer, og kommer i tillegg til losberedskapsgebyret.

Både kystgebyret og losgebyrene kan enten betales per enkeltseilas eller sesong/årsavgift. For høyfrekvente brukere lønner det seg å betale per sesong eller år.

For 2006 gjelder følgende satser for *kystgebyret*:

- Årsgebyr - kr 16,20 pr. BT
- Sesonggebyr - kr 4,60 pr. BT, og gjelder for 3 måneder
- Enkeltseilas - kr 0,25 pr. BT (innseiling eller utseiling)

Fartøyer som har mer enn 32 anløp per år vil tjene på å betale årsgebyr i stedet for gebyr per enkeltseilas. Tilsvarende vil fartøyer som har mer enn 9 anløp i kvartalet tjene på å betale sesonggebyret.

³⁴ Kystgebyret gjelder fartøyer over 500 BT med unntak bl.a. av fartøyer i ikke-kommersiell fart, krigsfartøyer, og fartøyer uten eget framdriftsarrangement.

³⁵ Losgebyrene gjelder hovedsakelig fartøyer over 500 BT med lengde over 50 meter, eller fartøyer som fører farlig/forurensende last. Unntatt er krigsfartøyer, fartøyer med løyve for persontransport i rute, fiskefartøyer, samt øvrige fartøyer som ikke fører farlig/forurensende last og hvor fartøyets navigatør har minst 12 måneders fartstid i innenriks fart på samme eller tilsvarende fartøyer i løpet av de siste 30 måneder.

For 2006 gjelder følgende satser for *losberedskapsgebyret*:

- Enkeltseilas: kr 0,74 pr. BT for de første 3000 BT og kr 0,65 pr. BT for den overskytende tonnasje. I tillegg betales kr 8,30 pr. utseilt nautisk mil uavhengig av tonnasje.
- Årsgebyr per BT:

o For fartøyer t.o.m. 5 000 BT	kr 28,23
o For fartøyer f.o.m. 5 001 BT	t.o.m. 10 000 BT kr 54,89
o For fartøyer over 10 000 BT	kr 67,09

For små fartøyer (500 BT) vil det lønne seg å betale årsgebyret når man overstiger 11 enkeltseilaser årlig. For et mellomstort fartøy (5000 BT) må man opp i 20 årlige anløp før årsgebyret blir mest gunstig, og for store fartøyer (over 30 000 BT) må man over 50 årlige anløp for at det skal lønne seg å betale per år.

Losingsgebyret beregnes ut i fra timesatser, minimum 3 timer. Timesatsen er differensiert etter fartøyets størrelse på følgende måte:

Tonnasje	Timesats (2006)
• Fra 0 til og med 1000 BT	kr 615,-
• Fra 1001 til og med 2000 BT	kr 769,-
• Fra 2001 til og med 4000 BT	kr 907,-
• Fra 4001 til og med 8000 BT	kr 1 042,-
• Fra 8001 til og med 12 000 BT	kr 1 138,-
• Fra 12 001 til og med 20 000 BT	kr 1 266,-
• Fra 20 001 til og med 30 000 BT	kr 1 382,-
• Fra 30 001 til og med 50 000 BT	kr 1 481,-
• Fra 50 001 til og med 100 000 BT	kr 1 581,-
• Fra 100 001 BT og over	kr 1 680,-

Sikkerhetsgebyrene er også hjemlet i Havne- og farvannsloven, og gjelder for fire bestemte farvann:

1. Kvitsøy kommune, Rogaland
2. Horten, Oslofjorden (Vestfold, Østfold, Akershus og Buskerud)
3. Brevik, Grenlandsområdet, Telemark
4. Fedje, innseilingen til Sture og Mongstad, Hordaland

Innkrevingen av sikkerhetsgebyrene i hvert av disse områdene er hjemlet i hver sin forskrift (for nærmere beskrivelse av beregningsgrunnlag og gebyrsatser, se Årland (2006)).

Kystgebyret skal dekke 34% av Kystverkets kostnader (drift og investeringer) knyttet til navigasjonsinnretninger. Kystgebyret gjelder fra og med 2004 fartøyer over 500 BT, både i utenriksfart og innenriksfart.

Losgebyrene skal dekke alle (100%) av lostjenestenes kostnader. Losberedskapsgebyret og losingsgebyret skal hver stå for om lag 50% av losgebyrinntektene til Kystverket. 30% av gebyrprovenyet fra losberedskapsgebyret skal skaffes til veie gjennom en årsavgiftsordning. Så langt mulig skal fordelingen av gebyrene på fartøystyper gjøres slik at de reflekterer de kostnader de forårsaker. Siden det finnes kostnadmessige begrunnelser for å kreve høyere gebyrer av større skip, gjøres dette i noen grad. Selv om det finnes kostnadmessige forskjeller mellom regionene knyttet til lostjenestene har man valgt å operere med et enhetlig landsdekkende takstsystem uten regional differensiering.

Lønns- og driftsutgifter for Kystverkets fire maritime trafikksentraltjenester i Sør-Norge skal dekkes gjennom sikkerhetsavgiftene. Avgiftsregimene er ulike både med hensyn til nivå og struktur, men alle har en viss differensiering ut fra størrelse på skipene.

I Statsbudsjettet for 2007 har Regjeringen foreslått en *ISPS-avgift* som skal dekke Kystverkets arbeid med å følge opp internasjonale krav til havnesikkerhet. Avgiften har et beregnet proveny på 13.5 millioner kroner, og er foreslått innkrevd per havneanløp.

4.3 Beregningsgrunnlaget for havneavgiftene

Beregningsgrunnlag for de skipsbaserte avgiftene

Beregningsgrunnlaget for havneavgiftene er gitt i forskrift av Fiskeridepartementet (Fiskeridepartementet 1994a). Avgiftene tar utgangspunkt i fartøyets ytre mål i form av største lengde (L), største bredde (B) og fartøyets største dyptgående (D)³⁶. Basert på disse målene beregnes så et avgiftsgrunnlag (G) ut fra følgende formel:

$$(5) \quad G = (L + B) \cdot D$$

Alternativt kan avgiftene beregnes ut fra fartøyets bruttotonnasje (BT), som er et mer kjent begrep internasjonalt (og definert i Skipsmålingskonvensjonen av 1969). Til tross for at begrepet inneholder ordet ”tonnasje”, er dette reelt sett et volumbegrep som beskriver volumet av fartøyets lukkede rom målt i m³ (V) ut i fra formelen:

$$(6) \quad BT = (0.2 + 0.2 \cdot \log_{10} V) \cdot V$$

Bruttotonnasjen benyttes også som hovedgrunnlag for beregning av de statlige farledsgebyrene.

Bruken av denne måleenheten som basis for avgiftsberegning vil generelt favorisere skip som har lasten på dekk eller i åpne godsrom. Dette har spesielt vært fokusert som et problem knyttet til konkurransen mellom ro-ro skip (evt. ro-pax) som ofte har det vesentlige av lastekapasiteten i lukkede rom, og åpne containerskip.

Beregningsgrunnlag for vareavgiftene

Beregningsgrunnlaget for vareavgiftene tar utgangspunkt i varens vekt i metriske tonn, og volumgoods regnes om til vektenheter. For spesielle lastenheter (som for eksempel containere) kan det vare standardiserte satser, men dette vil variere fra havn til havn. Noen havner legger også varevekten i containeren til grunn for disse

³⁶ Sommerdyptgående

avgiftene. Selv om ansvaret for betalingen av inngående og utgående varer formelt sett hviler på henholdsvis varemottaker og avskiper, blir disse i praksis ofte betalt av transportøren da de inngår i den prisen som er beregnet for frakten. Det beregnes vareavgifter både i avskiper- og ankomsthavn.

4.4 Drivstoff- og miljøavgifter

Sjøfarten er generelt unntatt av mineraloljeavgiften (grunnavgift på fyringsolje). Dette gjelder både skip i utenriks fart, gods- og passasjertransport, fiske og fangst i nære farvann og fiske og fangst i fjerne farvann. Unntakene er ikke like mange når det gjelder miljøavgiftene knyttet til drivstoff-forbruket, her skilles det i hovedsak mellom utenriks- og innenriksfart.

CO₂-avgift

CO₂-avgiften er for 2006 på NOK 0.53 per liter for mineralolje (NOK 0.79 per liter for bensin). Unntatt fra avgiften er blant annet skip i utenriks fart samt fiske og fangst i nære og fjerne farvann. Det betyr at innenriks sjøfart (unntatt fiske) i hovedsak må betale denne avgiften. Dagens CO₂-avgift tilsvarer en pris på CO₂-utslipp på NOK 1378 per tonn³⁷, hvilket er betydelig høyere enn de skyggepriser som i dag anbefales brukt i nasjonale og internasjonale studier.

Svovelavgift

Svovelavgiften gjelder kun mineralolje som inneholder over 0.05% vektandel svovel. Avgiften er progressiv på den måten at man betaler NOK 0.07 per liter for hver påbegynt 0.25% vektandel svovel. Også her er skip i utenriks fart unntatt, det samme gjelder fiske og fangst i fjerne farvann. Fiske og fangst i nære farvann er imidlertid ikke unntatt.

³⁷Benytter en utslippsfaktor på 2.6 kg CO₂ per liter diesel.

Avgift på smøreolje

Innenriks skipsfart og fiske og fangstvirksomhet i nære farvann må også betale en avgift på smøreolje på NOK 1.65 per liter.

Foreslått avgift på NO_x-utslipp

I Statsbudsjettet for 2007 (St.prp. 1 (2006-07)) ble det foreslått å innføre en sektorovergripende NO_x-utslippsavgift på NOK 15 per kg, med en antydning om opptrapping mot NOK 50 per kg fram mot 2010. Bakgrunnen for forslaget er Norges forpliktelser i følge Gøteborgkonvensjonen av 1999, hvor man har forpliktet seg til å redusere NO_x-utslippene med 29% i forhold til 1990-nivå innen 2010 (i 2003 ligger Norge marginalt over 1990-nivået³⁸).

Forslaget til ny NO_x-avgift er blitt møtt med skepsis fra blant andre fiskerinæringen hvor man hevder at innføringen av en slik avgift vil true store deler av næringen. Dette gjelder også foredlingsindustrien som frykter at konsekvensen av unntaket for fiskebåter som gjør anløp i utenlandsk havn vil være mindre råstofftilgang til norsk industri.

Etter en dialog med fiskeri- og fraktebåtnæringen har regjeringen p.t. foreslått at ordningen blir justert slik at foretak kan inngå en miljøavtale med staten om konkrete tidfestede utslippsreduksjoner, som kan gi fritak fra NO_x-avgift som ellers ville bli pålagt. Det etableres også en refusjonsordning som kan gi opp til 100% finansiering av NO_x-reduserende tiltak. Aktuelle tiltak for fiskefartøy er først og fremst:

- o Installere Selektiv Katalytisk Renseteknologi (SCR)
 - Urea kombinert med katalysator
 - Fungerer, men krever også bl.a. syrefast avgassystem ved bruk av svovelholdig drivstoff
- o Gå over til LNG-drift
 - Forutsetter plass til LNG-tank
 - Krever distribusjonssystem for LNG

³⁸Kilde: http://www.miljostatus.no/templates/themepage_2366.aspx

NO_x-utslipp i Norge stammer i hovedsak fra bruk av fossilt brensel til industri, offshoreaktivitet og mobile kilder til land og til havs. Kysttrafikk og fiske står for om lag 40% av utslippene, petroleumsvirksomheten 22% og vegtrafikk 19%. Resten er knyttet til industri, luftfart og andre mobile kilder. Norske utslipp økte sterkt fram til 1986. Fra 1986 til 1992 hadde vi en nedgang, dels pga. lavere økonomisk aktivitet og dels på grunn av innføring av katalysator på biler. Siden 1992 har utslippene variert, og ligger nå omtrent på 1990-nivå. Innenfor denne "status quo" er det imidlertid betydelig reduserte utslipp fra vegtrafikk (ned 46%), men betydelig økning fra skipsfart og fiske (+21%) og petroleumsvirksomhet (+72%).

5 Det svenske avgiftsregimet med miljødifferensierte avgiftssatser

5.1 Bakgrunn

Det svenske Näringsdepartementet har på Riksdagens initiativ utredet nye farledsavgifter med det formål å munne ut i et nytt avgiftssystem som bedre gjenspeiler de samfunnsøkonomiske marginalkostnadene knyttet til kystfarten. Årsaken til at man ønsket et slikt system utredet, var at man ville ha avgifter som tilgodeser miljøvennlige transportalternativer og som generelt gir så små effektivitetstap som mulig (Näringsdepartementet 2003). I denne utredningen anser man havneavgiftene for å være et anliggende mellom brukerne og dem som driver havnevirksomheten, og disse er derfor ikke vurdert i denne sammenheng.

Allerede midt på 90-tallet startet man arbeidet med å miljødifferensiere de svenske farledsavgiftene (Swahn 2002). På bakgrunn av skipsfartens høye andel av svovel- og nitrogenoksydutslipp gikk Sjöfartsverket, rederne, havnene og sjømannsorganisasjonene inn en avtale om å sette seg som mål at man skulle redusere disse utslippene med 75% tidlig på 2000-tallet. Ett element i denne satsingen var subsidier knyttet til NO_x-reduserende tiltak (Harrison *et al.* 2004). Avgiftssystemet ble lagt om fra 1. januar 1998 slik at man oppnådde rabatter på farledsavgiftene om man benyttet drivstoff med lavt svovelinnhold, eller om man gjorde tiltak som reduserte skipenes NO_x-utslipp. Näringsdepartementets forslag fra 2003 innebærer en ytterligere skjerping av de incentivene man innførte på slutten av 1990-tallet.

Som for det norske Kystverket, er det svenske Sjöfartsverket underlagt et finansieringskrav. Den andelen som finansieres over statsbudsjettet er betydelig lavere enn for Kystverket, da den kun utgjør ca. 10% (2002) av Sjöfartsverkets budsjett. Resten finansieres av farledsavgiftene (i 2002 utgjorde disse ca. 64% av budsjettet), og losavgiftene.

I Sverige har man på prinsipielt grunnlag vedtatt at avgifter i transportsektoren skal være basert på de samfunnsøkonomiske marginalkostnadene. Dette var også utgangspunktet for revisjonen av farledsavgiftene. Analyser som ble gjort i forbindelse med denne utredningen, konkluderte med at det er sjøfartens utslipp til luft som er den dominerende marginalkostnadsposten. Det knytter seg imidlertid mange store utfordringer til måling av denne kostnadsposten, og - ikke minst - verdsetting i økonomiske termer. Et av de mange sentrale spørsmål er knyttet til hvilket fartsområde man skal fokusere på. Dersom man tar utgangspunkt i den svenske økonomiske sonen (200 nautiske mil) blir utslippene fem ganger så store som om man kun fokuserer på trafikk innenfor svensk territorialfarvann (12 nautiske mil). Utredningene tyder også på at man har ikke-neglisjerbare marginalkostnader knyttet til losvirksomhet og isbryting også.

Man har vært klar over at det tidligere avgiftssystemet i Sverige har hatt visse vridende effekter, men man har samtidig vurdert det slik at disse har vært av moderat størrelse. De utredninger som er gjort i regi av Näringsdepartementet (2003) lander i hovedsak på samme konklusjon, med unntak av ferjer og passasjerfartøy som i vesentlig mindre grad enn andre fartøy dekker sine samfunnsøkonomiske marginalkostnader.

5.2 Svenske beregninger av avgiftsrelevante marginalkostnader for sjøfart

Marginalkostnaden defineres som den kostnad som oppstår når ytterligere ett fartøy benytter infrastrukturen. En prinsipiell gjennomgang av de ulike kostnadskomponentene knyttet til kystfarten er gitt i Tabell 5-1:

I Näringsdepartementets (2003) gjennomgang av marginalkostnadene gis det liten eksplisitt argumentasjon for at avgiftsrelevant marginalkostnader til infrastruktur-slitasje, trengsel og ulykker er tilnærmet lik null, men disse elementene tillegges ingen vekt i de etterfølgende beregningene. Derimot fokuserer man på miljøkostnader knyttet til utslipp til luft, isbrytning og losing.

Eksternalitet	Kommentar
Infrastrukturslitasje	Den økning av vedlikeholdet som bruken gir opphav til er en avgiftsrelevant marginalkostnad. Vedlikehold som skyldes klimatiske påkjenninger, eksempelvis justering av farledsmerking etter is-påkjenninger, er derimot ikke en avgiftsrelevant marginalkostnad.
Trafikkledelse etc.	Når ytterligere en enhet (ett skip) medfører at kostnadene for trafikkledelse eller for losvirksomhet øker, representerer dette en avgiftsrelevant marginalkostnad.
Isbryting	Ved isbryting for et enkelt fartøy er kostnader til bunkers med mer per definisjon en avgiftsrelevant marginalkostnad.
Trengsel	Dersom ett ekstra fartøy medfører at framkommeligheten for andre fartøy forverres utgjør forsinkelsen en avgiftsrelevant marginalkostnad.
Ulykker	Når bruk av infrastrukturen innebærer at andre utsettes for økte ulykkesrisiki utgjør dette en avgiftsrelevant marginalkostnad.
Miljø	Kostnader knyttet til utslipp til luft og vann, samt støy utgjør avgiftsrelevante marginalkostnader.

Tabell 5-1 Prinsipiell gjennomgang av eksternaliteter knyttet til kystfart. Fritt oversatt fra Näringsdepartementet (2003)

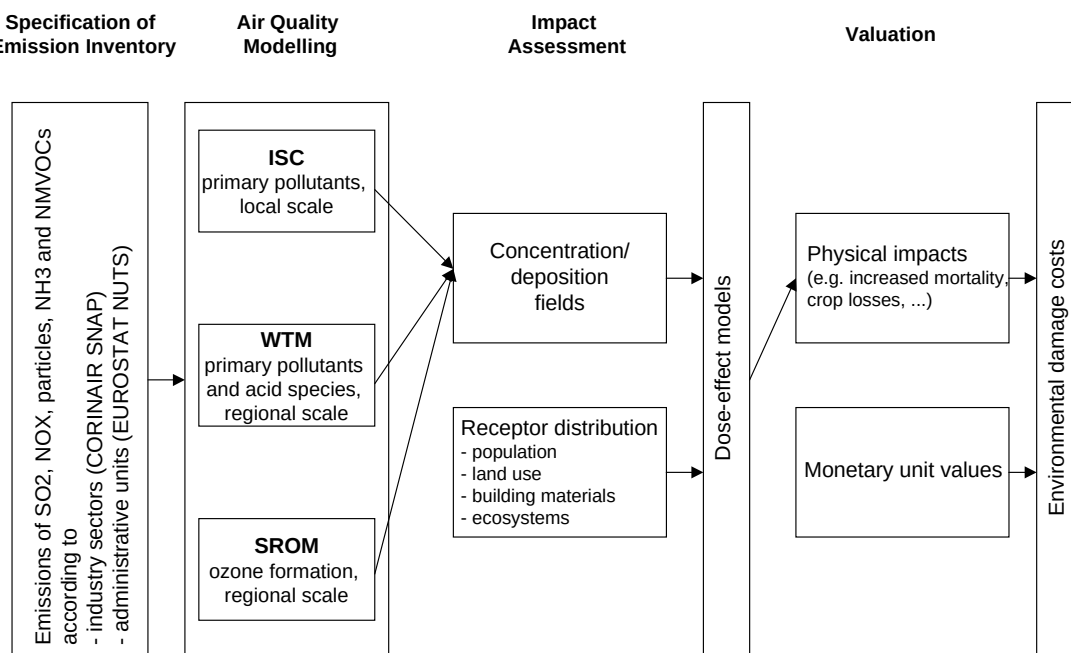
Miljøkostnader knyttet til utslipp til luft

I forbindelse med utredningene av nye farledsavgifter i Sverige ble det også gjennomført nye beregninger av omfanget av utslipp til luft (ansvarlig for beregningene var Mariterm og Sjöfartens Analysinstitut). Beregningene ble gjort for alle fartøy over 400 bt som anløp svensk havn i år 2000, og det ble gjort to parallelle beregninger: En for utslipp som ble gjort innenfor svensk territorialfarvann (12 nautiske mil) og en for utslipp innenfor den svenske økonomiske sonen (200 nautiske mil). Beregningene er gjengitt i Tabell 5-2.

Utslipp	I svensk territorialfarvann	I svensk økonomisk sone
CO	1 500	7 200
CO₂	616 000	3 020 000
HC	500	2 300
NO_x	10 000	54 000
Partikler	240	1 200
SO₂	4100	19 000

Tabell 5-2 Utslipp til luft knyttet til svensk kystfart, tonn. Oversatt fra Näringsdepartementet (2003)

Utslippene er i størrelsesorden fem ganger så store for svensk økonomisk sone som for svensk territorialfarvann, og sammenligninger med totale utslipp for nasjonen vil derfor også bli relativt sterkt påvirket av om man velger det ene eller det andre målet på utslippene. Eksempelvis utgjør kystfartens utslipp av NO_x enten ca. fire eller ca. 20 prosent av totale svenske utslipp, om man legger henholdsvis territorialgrensene eller den økonomiske sonen til grunn for beregningene.



Figur 5-1 Flytdiagram for EcoSense-modellen (Bickel & Schmid 2002)

For å nærme seg anslag på marginalkostnader holder det ikke med anslag på størrelsen på de fysiske utslippene, man må også forsøke å verdsette disse i monetære termer. I den svenske utredningen viser man til tre nokså like, men dog forskjellige tilnærminger til verdsettingsproblematikken. Alle disse legger til grunn den såkalte "Impact Pathway Approach" som har vært mye anvendt i europeiske forskningsprosjekter knyttet til effektberegninger av miljøskadelige utslipp. I Figur 5-1 er EcoSense-modellen illustrert. Denne er en konkret anvendelse av Impact Pathway Approach metodikken, utviklet gjennom ExternE-programmet. Prinsippet bak denne metoden er at man forsøker å beregne effektene gjennom å studere en kjede som starter med beregning av de fysiske utslippene, går via en analyse av

spredningen av utslippene og den opphopning dette gir av uønskede substanser, for så å beregne hvor mange mennesker som utsettes for disse opphopningene. Det er disse endelige effektene man så forsøker å vurdere i økonomiske termer.

I svenske transportutredninger har man benyttet skyggepriser basert på såkalte ASEK-verdier. I de senere års EU-finansierte prosjekter er det utviklet en modell som kalles ExternE for verdsetting av eksterne effekter. For miljøkonsekvenser angis det verdier for både lokale, regionale og globale effekter. Sistnevnte blir beregnet i form av tiltakskostnader nødvendige for å nå EUs felles mål om CO₂-utslipp. ExternE-verdiene dekker ikke alle miljøeffekter, og mangler blant annet beregninger knyttet til forsuring og overgjødning. For å illustrere hvordan man kunne benytte ExternE-metodikken til å beregne eksterne kostnader knyttet til sjøfart fikk SIKA (Statens Institut for Kommunikationsanalys) og Sjöfartsverket utført noen foreløpige beregninger via et finsk konsulentselskap. Selv om disse tre beregningene benytter prinsipielt like metoder gir de nokså ulike anslag på kostnadene (Tabell 5-3).

Utslipp	ASEK-verdi	ExternE	
		EUs Beta-verdier	SIKA/Sjöfartsverket
CO	0	0	0.05
CO ₂	1.5	0.18	0.17
HC	31	6.12	2.1
NO _x	62	23.4	14
Partikler	0	15.3	48 ³⁹
SO ₂	21	15.3	7.4

Tabell 5-3 Sammenligning av verdsetting av utslipp fra tre ulike svenske kilder, SEK per kg. Oversatt fra Näringsdepartementet (2003).

Selv om lokale effekter ikke regnes med i ASEK-verdiene ligger disse betydelig over begge settene med ExternE-verdier. Spesielt stor er forskjellen med hensyn til verdsettingen av CO₂-utslipp, noe som skyldes at disse er beregnet på bakgrunn av svenske utslippsmål for transportsektoren, mens ExternE-verdiene er basert på generelle tverrsektorielle mål innenfor EU.

³⁹

Gjelder utslipp i farleden. I havn beregnes verdien til å være 68.

I 2004 og 2005 har SIKA og Vägverket fått gjennomført nye beregninger av trafikkens eksterne effekter basert på ExternE-metodikken. Disse er dokumentert i Hesselborn (2006) og Nerhagen *et. al.*(2005). Hovedfokuset har vært på beregning av lokale miljøvirkninger, men det arbeides også med å kartlegge regionale effekter. Utgangspunktet for vurderingene har vært en studie av lokal luftforurensing i Stockholm. Forskerne peker på betydelige problemer knyttet til datatilgangen, både med hensyn til utslipp, spredningsdata, eksponering-respons-sammenhenger og økonomisk vurdering av effektene. SIKA tar sikte på å konkludere med hensyn til bruk av ExternE-beregninger i transportanalyser i løpet av 2006 (Hesselborn 2006).

SIKA har også gjennomført nye beregninger av hvilket nivå CO₂-avgiften bør ligge på om man skal nå målsettingen om 1990-nivå på utslippene i 2010. Man konkluderer med at avgiften bør forhøyes til SEK 2,60 per kg⁴⁰. Skulle man tillate målet å øke med 10 prosent i forhold til 1990-nivået, blir tilsvarende nødvendig avgift beregnet til SEK 1,26 - hvilket ville bety et påslag på ca. en krone per liter drivstoff.

Marginalkostnader knyttet til los- og isbrytervirksomhet

Marginalkostnader for losvirksomhet er de kostnader som oppstår som følge av ett ekstra losningsoppdrag. Om det var slik at kapasiteten på lostjenester var begrenset på en slik måte at skip risikerer å måtte vente på å få los, skulle man her beregne en marginalkostnad knyttet til eventuelle forsinkelseskostnader, eller økte risiki som en slik venting ville medføre. I Sverige er det slik at det er et uttalt krav at et fartøy *skal* få los om man melder behovet med minst 5 timers varsel. Dette målet nås med nær 100%, og det er følgelig ikke relevant å regne på slike forsinkelseskostnader. Den samfunnsøkonomiske verdsettingen av losenes arbeidstid skal derfor i prinsippet beregnes på basis av alternativkostnaden for denne arbeidstiden. I

⁴⁰ Dette tilsvarer en skyggepris på 2340 NOK/tonn CO₂, hvilket ligger omtrent 10 ganger så høyt som beregninger i for eksempel det norske LEVE-prosjektet eller EU-prosjektet HEATCO. Forutsetningene for beregningene er noe uklare, men det kan synes som om dette er basert på et svensk sektormål for utslipp i transportsektoren på 1990-nivå i 2010 med avgiftslegging fra 1. januar 2006. Dette illustrerer i så fall at sektorvis delmål kan bli svært dyre for samfunnet, og at sektorovergripende tiltak derfor er langt å foretrekke.

Näringsdepartementet (2003), Bilag 1 har man gjort visse vurderinger knyttet til alternativ anvendelse av tiden som losene har i beredskap når de ikke er på oppdrag. Dette dreier seg om vedlikeholdsarbeid, planlegging av aktiviteter osv. Muligheten til å utføre slikt arbeid begrenses likevel av at det må være kortvarig - og ikke gå ut over beredskapsevnen, og av avtaler som regulerer hvilke oppdrag losene kan settes til. Skjønnsmessig ender man opp med å regne halvparten av grunnlønn, pluss sosiale kostnader som relevant marginalkostnad for losene. For ”båtmenn” (mannskap på losbåter) regner man med at en større del av tiden har slik alternativ anvendelse, og man velger å legge 75% av grunnlønnen pluss sosiale kostnader til grunn for denne gruppen. I det svenske lønssystemet inngår det også et oppdragstillegg i lønnen som er direkte avhengig av omfanget av oppdragene, dels på antall oppdrag - og dels per time i oppdrag. Dette er også relevante kostnader i forholdt til de samfunnsøkonomiske marginalkostnadene. Det samme gjelder nødvendig overtidsbetaling for å opprettholde servicemålet.

I tillegg til timekostnadene for losene kommer reiseutgifter knyttet til det enkelte oppdrag. Den siste direkte kostnaden knyttet til losoppdragene dreier seg om losbåtene. Her er det kun marginalkostnadene som er relevante, og disse vil være avhengige av størrelsen på losbåten. Bruken av stor/tung losbåt er for en stor del bestemt av værforhold, og evt. isforhold. En vesentlig del av denne marginalkostnaden er knyttet til drivstoff-forbruket, nær en tredel i de svenske beregningene. Med de senere års sterkt stigende bunkers-priser kan en anta at drivstoff-kostnaden utgjør en enda større andel av marginalkostnaden i dag. Svenske timeskostnaden for losbåter er angitt i Tabell 5-4.

Båttype	Pris per time
Tung losbåt, 15-18 m	680
Hurtiggående losbåt, 14,4 m	680
Annen losbåt, >10 m	480
Veid gjennomsnitt	640

Tabell 5-4 Timeskostnader for bruk av losbåt etter størrelse, SEK per time ekskl. mva.
Oversatt fra Näringsdepartementet (2003)

I tillegg til disse direkte kostnadene, er også eksterne miljøkostnader knyttet til luftforurensing relevant her, som for andre skip. Disse kostnadene vil også her være

svært avhengige av hvilken verdsetting som legges til grunn for utslippene. I Tabell 5-5 har vi gjengitt de samlede anslagene på avgiftsmarginale marginalkostnader knyttet til losvirksomheten i Sverige. De samlede marginale kostnadene tilsvarer nær en tredel av Sjøfartsverkets kostnader for losvirksomheten, en prising i henhold til disse marginalkostnadene ville med andre ord medføre et betydelig finansielt underskudd.

Kostnadskomponent	Samlet kostnad
Alternativkostnad av arbeidstid, loser	25
Alternativkostnad av arbeidstid, båtmän	8
Arbeids-, oppdrags- og timetillegg	40
Overtidstillegg	20
Timekostnader for losbåt	25
Luftforurensninger losbåt	3-21
Reiser knyttet til oppdrag	10
Sum	130-150

Tabell 5-5 Sammenstilling av avgiftsrelevante marginalkostnader for losvirksomhet i Sverige, mill. SEK. Oversatt fra Näringsdepartementet (2003)

Näringsdepartementet (2003) behandler også isbrytning som et marginalkostnadselement som er spesielt relevant i Bottenhavet. Slik virksomhet vil kunne ha betydelige direkte og eksterne marginalkostnader - ikke minst om man også regner inn ventekostnader på isbrytning som lett kan oppstå når forholdene er krevende.

Samlede anslag på avgiftsrelevante marginalkostnader i Sverige

De samlede svenske anslagene på avgiftsrelevante marginalkostnader knyttet til handelssjøfart innenfor svensk territorialfarvann⁴¹ framgår i Tabell 5-6. Intervallene er svært store, spesielt når det gjelder luftforurensning, noe som skyldes de svært ulike anslagene på skyggeprisene slik det er redegjort for tidligere.

⁴¹ Det er kun innenfor svensk territorialfarvann Sverige har rett til å innføre sjøfartsavgifter. Det vil også være teknisk komplisert å gjennomføre noen form for avgiftsinnkreving i internasjonalt farvann.

Kostnadskomponent	Total avgiftsrelevant marginalkostnad Mill. SEK
Luftforurensning	300-8 400
Losvirksomhet	130-150
Isbrytning	20-75
Sum	450-8 600

**Tabell 5-6 Sammenstilling av totale avgiftsrelevante marginalkostnader for svensk sjøfart .
Oversatt fra Näringsdepartementet (2003)**

Det kan være grunn til å anse vurderingene i ExternE-modellen for å være et nedre anslag da den ikke inkluderer alle effekter. Siden Sverige også har påtatt seg strenge forpliktelser i henhold til Kyoto-protokollen, er det naturlig å anvende betydelig høyere verdsettinger av CO₂ enn det ExternE angir.

5.3 Det konkrete forslaget til nye avgifter

Med kunnskap om struktur og nivå på de avgiftsrelevante samfunnsøkonomiske marginalkostnadene har man et godt utgangspunkt for å foreslå et nytt og bedre avgiftssystem. Det vil likevel være relevante begrensninger som gjør at man må velge systemer som ikke direkte gjenspeiler strukturen i marginalkostnadene fullt ut. Noen av disse begrensningene er knyttet til måle- eller håndhevingsproblemer, noen er knyttet til juridiske forhold og noen er knyttet til andre overordnede politiske prioriteringer. Endelig vil en også måtte ta hensyn til nivået på innkrevnings- og håndhevingskostnadene for ulike avgiftsstrukturer. I noen tilfeller vil den samfunnsøkonomiske gevinsten bli spist opp av høye innkrevnings- eller håndhevingskostnader.

Den svenske gjennomgangen av strukturen i marginalkostnadene tyder på at det skulle være gevinster å hente ved å designe et avgiftssystem som er avhengig av seilingsdistanse og utslippskarakteristika ved skipet.

Vurdering av distanseavhengige avgifter

Muligheten for å designe et system som er fullt ut distanseavhengig begrenses av Havrettskonvensjonen, som ikke gir hjemmel til å kreve avgifter i internasjonale

farvann. Det er altså juridiske begrensinger som gjør at man må begrense dette til nasjonens territorialfarvann. En avgift som knytter seg til utseilt distanse innenfor territorialgrensen vil kunne få uønskede effekter i og med at fartøy kan velge andre seilingsmønstre inn mot havnen for å minimere den avgiftsbelagte seilingsdistanse. Slike tilpasninger kan gi lengre total seilingslengde, og det kan også være uønsket ut fra sikkerhetsmessige årsaker. En kan risikere at utslippene faktisk øker, og ikke minsker. En distanserelatert avgift vil også kreve oppbygging av et helt nytt kontrollsystem. Et alternativ som ble vurdert er at man heller deler farledsavgiften opp i en "allmenn farledsavgift" basert på 12 nautiske mils standard seilingsdistanse, og en "lokal farledsavgift" som varierer fra havn til havn og som beregnes ut fra distansen fra basislinjen for territorialgrensen til havneområdet. I Näringsdepartementet (2003) velger man likevel å se bort fra hele distanserelateringen av avgiftene, mest fordi man likevel ikke fanger opp hovedeffektene miljømessig så lenge man er begrenset til territorialgrensen.

Vurdering av avgifter basert på utslipps-, drivstoff- eller motor-karakteristika

En vesentlig del av marginalkostnadene er knyttet til utslipp til luft. Det ideelle ville være å knytte avgiftselementet opp mot de faktiske utslippene, kombinert med variasjoner lokalisering av utslippene. Dette er ikke teknisk/økonomisk gjennomførbart. De reelle kostnadene knyttet til dette er tett relatert til forbruk og kvalitet på drivstoffet. Forbruket vil i sin tur avhenge av motortype, skipsdesign, hastighet mv. Det er heller ikke mulig å ha direkte kontroll på faktisk forbruk i en avgiftssammenheng. Alternativet man utreder er derfor å avgiftslegge på bakgrunn av motoreffekt, kombinert med rabatter for utslipp av NO_x og svovelinnhold i drivstoffet. Avgifter basert på motoreffekt gjenspeiler utslippene bedre enn en avgift basert på bruttotonnasje (Näringsdepartementet 2003), men det kan tenkes at en slik avgiftsbasis vil gi lite ønskelige effekter - blant annet ved å gjøre økonomien for gamle og lite effektive skip mer gunstig. Man velger derfor å videreføre en bruttotonnasje-basert avgift med rabatter knyttet til NO_x og svovel. Disse rabattene økes imidlertid for spesielt miljøvennlige fartøy fra maksimalt 50% til 60%.

Man velger altså fortsatt å beregne avgiftene basert på bruttotonnasje, medført last og mengde luftforurensing. Strukturen i avgiftene bibeholdes dermed. Man høyner taket for antall anløp før avgiftsfritak, men halverer samtidig avgiften per anløp. Man gjør også noen tilpasninger som gjør at enkelte fartøy som tidligere ble unntatt, eller svært gunstig behandlet, nå i større grad faller inn under normale avgiftssatser (gjelder i hovedsak ferjer og cruisebåter). Selv om ferjene er den gruppen av fartøy som i minst grad dekker sine marginalkostnader, velger man av generelle transportpolitiske grunner i denne omgang en begrenset opptrapping av avgiftene for ferjene, siden disse utgjør viktige forbindelser med nabolandene. For å forbedre miljøeffekten av avgiftene gis det økte rabatter for gunstige utslippstall knyttet til CO₂ og NO_x, og for lavt svovelinhold i drivstoffet.

Størst økning i samlede avgiftskostnader får altså ferjer og passasjerbåter. Det er likevel slik at farledsavgiftene utgjør en svært liten andel av kostnadene for disse skipene (anslagsvis 1% før avgiftsøkningen), og man forventer ikke at økningen i særlig grad vil forringe økonomien til denne virksomheten. Omleggingen medfører en reduksjon i samlet avgiftsbelastning for alle typer godsfartøy, men fartøy som fører miljøfarlig last får kun en mindre reduksjon i avgiftsbelastningen. Avgiftsendringene ble gjort gjeldende fra 1. januar 2005, med unntak for cruisebåter hvor man får en opptrapping av avgiftene i 2006 og 2007⁴².

⁴² Årsaken til utsettelsen av forhøyningen av avgiftene for cruisebåter er at man her har en svært lang planleggingshorisont, og at cruiseprogrammet for 2006 allerede i stor grad var lagt primo 2005.

6 Internasjonalt sideblikk

6.1 Avgiftsstrukturer i Europa

Sjøfartssektoren er organisert på mange ulike måter i de europeiske land, og det finnes så vidt vi kjenner til ingen fullstendig oversikt over organisering, finansiering og avgiftsregimer tilgjengelig per dato. Å framskaffe en slik oversikt vil være et forskningsprosjekt i seg selv, da det ikke en gang er like regimer innad i hvert enkelt land. Den framstilling som følger her er i hovedsak basert på The Institute of Shipping Analysis (2006) og Årland *et. al.* (2006).

Det er spesielt stor variasjon i måten gebyrer og avgifter for havnerelaterte tjenester er utformet på. Dels bunner dette i ulike vilkår for finansiering av drift og investeringer i havnevirksomhet, dels henger det sammen med ulik konkurranse-situasjon. Mens Norge, Sverige og Finland har et system som forutsetter 100% brukerbetaling, finnes det andre land som finansierer det meste over offentlige budsjetter. Avgiftene for bruk av havnene følger heller ikke nødvendigvis nasjonale mønstre, men varierer betydelig innen hvert land. Dette kan også illustreres med den variasjonen man ser innenfor norske havner (Eidhammer 2004). Generelt er ikke havnepriser særlig transparente da det viser seg at faktiske avtaler i liten grad gjøres med referanse til de offisielle havnetariffene. Et generelt trekk er imidlertid det faktum at havneavgiftene ser ut til å være høyest i de mest velstående landene, noe som sannsynligvis har bakgrunn i høyere lønns- og kostnadsnivåer. Det er imidlertid også mye som tyder på at havneavgiftene i større grad er gjenstand for forhandlinger i disse landene (The Institute of Shipping Analysis *et al.* 2006). Vi gjør derfor ikke noe videre forsøk på å illustrere havnepriser her, men konsentrerer oss om avgifter og gebyrer knyttet til farleder, losttjenester osv. Også her er det betydelige forskjeller fra land til land.

Land	Statlige kystgebyr	Beregningsgrunnlag ⁴³
Norge	Kystgebyr Sikkerhetsgebyr	Kystgebyr – BT Sikkerhetsgebyr - BT/m ³
Danmark	Kun isgebyr	% av losingen
Sverige	Farledsgebyr	BT + mengde lastet og losset gods
Finland	Farledsgebyr	NT * isklasse
Russland	Statlige havnegebyr	m ³
Estland	Fyrlysgebyr Navigasjonsgebyr	BT
Latvia	Fyrlysgebyr	BT
Litauen	Statlige havnegebyr	BT
Polen	Ingen	
Tyskland	Ingen	
Storbritannia	Fyrlysgebyr	NT

Tabell 6-1 Oversikt over gebyrer knyttet til farleder langs kysten i uvalgte europeiske land (Årland *et al.* 2006)

Tabell 6-1 illustrerer noe av forskjellene i farledsgebyrer, og grunnlaget de er beregnet ut ifra. Noen av disse nordeuropeiske landene har ikke farledsgebyrer i det hele tatt (Danmark⁴⁴, Polen og Tyskland). Beregningsgrunnlaget er oftest bruttotonnasje, men kan være både nettotonnasje, volumbasert og avhengig av godsmengde (kun Sverige). I noen land kan avgifter som skal betales per skipsanløp erstattes med årlige avgifter for de som benytter farvannene ofte, eventuelt kan avgiftselementer falle bort etter et visst antall årlige innbetalinger. På samme måte vil fartøyer med erfarne navigatører kunne slippe unna losplikten, og til en viss grad gebyrene knyttet til losning. De to nevnte tabellene angir hovedreglene for hvordan gebyrene beregnes, men det finnes tallrike unntak og modifikasjoner. Utgangspunktet kan for eksempel være bruttotonnasje, men med ”rabatter” for enkelte skipstyper (fiskefartøyer, ro-ro og passasjer).

⁴³ BT=Bruttotonnasje, NT=Nettotonnasje

⁴⁴ Danmark har riktignok et gebyr knyttet til isbrytning.

Land	Losgebyr	Beregnings- grunnlag
Norge	Losgebyr og los-beredskapsgebyr	BT og varighet
Danmark	Losgebyr	Lengde, bredde og dybde + distanse og varighet, samt farvann
Sverige	Losgebyr	BT og varighet
Finland	Losgebyr	NT og distanse
Russland	Inkludert i statlig havnegebyr	m ³
Estland	Losgebyr	BT og distanse
Litauen	Losgebyr	BT og distanse
Polen	Losgebyr inngår i havneavgift	Settes av havna
Tyskland	Losing foretas av separate enheter	Individuelt

Tabell 6-2 Oversikt over losgebyrer i utvalgte europeiske land (Årland *et al.* 2006)

Alle de nordeuropeiske landene inkludert i Tabell 6-2 har en eller annen form for losgebyr, men i noen land inngår dette i havneavgiftene. Losgebyr-strukturen er derimot temmelig forskjellig. De fleste har bruttotonnasjen inne som en beregningsfaktor, og de fleste har enten distanse eller varighet på losningen inne i beregningen av gebyret.

6.2 Internasjonal lovgivning knyttet til utslipp til luft

Utslipp til luft fra transport er i hovedsak knyttet til drivhuseffekten, forsuring og lokal forurensing som gir negative helseeffekter. Utslipp av NO_x, SO₂, CO, CO₂, CH₄, NM-VOC og partikler (PM₁₀) er de mest sentrale faktorene knyttet til disse miljøproblemene. De internasjonale avtalene som har vært inngått har vært fokusert på utslippsreduksjoner, og ikke luftkvalitetskrav. Siden den første konvensjonen for langtransportert luftforurensing ble vedtatt i 1979 (trådte i kraft i 1983), har man lansert hele 6 etterfølgende protokoller (Helsinki, Sofia, Geneve, Oslo, Århus og

Göteborg). Kyoto-protokollen av 1997 fokuserer som kjent på drivhuseffekten. De fleste av disse konvensjonene unntar havgående skip, unntaket er den nevnte MARPOL Annex VI som utelukkende omhandler utslipp fra sjøfarten. MARPOL-konvensjonen har inntil 2005 omhandlet utslipp til sjø, og ikke utslipp til luft. Konvensjonen setter grenser for svovelinnhold i bunkers, utslipp av nitrogenoksider og ozon-nedbrytende gasser som haloner og klor-fluorkarboner. Kravene til utslipp av NO_x følger den såkalte IMO-kurven som har krav differensiert etter maksimalt turtall på framdriftsmaskineriet til skipene, og gjelder alle skip over 400 bruttotonn med maskiner over 130 kW på skip bygget etter 1. januar 2000⁴⁵, inklusive flytende offshoreinstallasjoner. Dette er basert på et regime av obligatoriske prosedyrer for testing, kontroll og sertifisering av maskineriet for å sjekke at de forholder seg til utslippskravene. Etter å ha gjennomgått en slik kontroll får skipet et såkalt "International Air Pollution Prevention Certificate" som gjelder i 5 år.

Maksimalt turtall (n)	<i><130 rpm</i>	<i>130-2000 rpm</i>	<i>≥ 2000 rpm</i>
Grenseverdi for NO_x - utslipp	17.0 g / kWt	$45 * n^{-0.2}$ g / kWt	9.8 g / kWt

Tabell 6-3 MARPOL Annex VI krav til maksimalt NO_x -utslipp

Foreløpig inneholder ikke MARPOL-konvensjonen reguleringer knyttet til klimagassutslipp. IMO har likevel startet en prosess knyttet til dette, og har kommet med en resolusjon og foreslåtte retningslinjer for beregning av en CO_2 -indeks som man oppfordrer redere og operatører til å teste ut på frivillig basis i en prøveperiode. Denne indeksen beregnes av en ansvarlig på hvert skip, og uttrykker skipets CO_2 -utslipp per transportarbeidsenhet (tonnkilometer) for hver tur. Indeksen rapporteres så, og man har et utgangspunkt for et evt. framtidig frivillig eller obligatorisk reguleringsregime. I et slikt regime mener IMO at man også må fange opp de andre fem drivhusgassene som Kyoto-protokollen omfatter (CH_4 , HFC, PFC, N_2O og SF_6).

⁴⁵ Gjelder også eldre skip som har motorer som har gjennomgått vesentlige endringer siden denne dato.

Også på det europeiske nivået er det kun et fåtall reguleringer som er gjort gjeldende for havgående skip, men det er reguleringer på veg knyttet til luftkvalitets-standarder som sannsynligvis vil måtte få konsekvenser for internasjonal skipsfart også. Innenlandsk skipsfart regnes med i de fleste nasjonale utslippsnivåene, og er dermed regnet med, for eksempel i Göteborg-konvensjonen. EU har gjennom sitt såkalte NEC-direktiv⁴⁶ (NEC - national emission ceilings) innført strengere krav enn Göteborg-konvensjonens. Innenfor dette direktivet skal det også tas hensyn til utslipp innenfor hver enkelt medlemsstats økonomiske sone, men fortsatt med unntak av utslipp fra internasjonal skipstrafikk, samt trafikk mellom Spania og Kanariøyene, samt tilsvarende unntak knyttet til franske og portugisiske øyer. Selv om internasjonal skipstrafikk er unntatt, ligger det under dette direktivet en rapporteringsplikt for Europakommisjonen å vurdere i hvilken grad maritime utslipp bidrar til forurening, overgjødsling og dannelse av bakkenært ozon.

EUs reguleringer knyttet til drivstoff for skip er knyttet til ulike drivstoff-typer. I Tabell 6-4 er bruksområdet for de ulike drivstofftypene gjengitt. Her er det skilt mellom innenlandsk skipstrafikk, kysttrafikk og havgående skip. Disse kategoriene er igjen delt inn i type aktivitet, hvor A står for vanlig framdrift med hovedmaskineriet ("cruising"), B for manøvrering ved hjelp av baug eller styrepropeller, og andre formål (strømproduksjon) har fått kategori G ("generators"). Drivstofftypene går fra Marin Gassolje via Marin Dieseloje til Tung fyringsolje.

Markedssegment	Fart på innenlandske vannveier			Kystfart			Havgående		
	A	B	G	A	B	G	A	B	G
Drivstofftype\Operasjon									
Gassolje	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Dieseloje				x	x	x	x	x	x
Tung fyringsolje				x	x	x	x	x	x

Tabell 6-4 Bruksområder for ulike typer marine drivstoff. Basert på Gommers *et. al.* (2006)

⁴⁶

EC direktiv 2001/81/EC

Diesololje og tung fyringsolje vil typisk sett ha et betydelig høyere svovelinnhold enn gassolje. EUs reguleringer med hensyn til svovelinnhold er oppsummert i Tabell 6-5.

Direktiv	Introdusert	Maksimalt svovelinnhold (% m/m)	Gjelder
93/12/EEC	01/10/1994	0.2	• territorialfarvann • gassolje
1999/32/EU	01/07/2000	0.2	• territorialfarvann • gassolje
2005/33/EC	19/05/2006	1.5	• i SO_x-kontrollsoner⁴⁷ og for passasjerfartøy⁴⁸
	01/01/2010	0.1	• marine drivstoff • for skip i innlandsoperasjoner og skip i EU-havner • marine drivstoff

Tabell 6-5 EU-reguleringer med hensyn til svovelinnhold i marine drivstoff. Basert på Gommers *et. al.* (2006)

I tillegg til reguleringer av drivstoffkvaliteten, vil EUs rammedirektiv for luftkvalitet (96/62/EG) kunne få effekt for sjøfarten. Rammedirektivet setter prinsipper og grenseverdier for SO₂, NO₂, NO_x, PM₁₀, bly, benzen, ozon og en del andre miljøskadelige substanser. For en oversikt over dette, og en rekke underdirektiver, se Gommers *et. al.* (2006), Table 5.

6.3 Eksisterende krav til rapportering

Både FN og EU har laget rammeverk for hvordan drivhusgasser og andre utslipp til luft skal måles og rapporteres, slik at man kan sjekke hvordan man ligger an i forhold til de målsettinger som er satt. En del sentrale avtaleverk er gjengitt i Tabell 6-6.

⁴⁷ Disse kontrollsonene er Østersjøen, Nordsjøen og den Engelske kanal (tilsvarende MARPOL Annex VI ECA areas)

⁴⁸ Gjelder alle passasjerfartøy som er på veg til eller fra EU-havn. Her gjaldt en overgangsordning fram til mai 2006.

Avtaleverk	Tids-spenn for rapportering	Rapporteres innen	Rapport-format	Utslipp som skal rapporteres
UNFCCC ⁴⁹	1990 til år X-2	15. april år X	CRF ⁵⁰	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, PFC, HFCs, SF ₆ , CO, NO _x , NMVOCs, SO _x
CLRTAP ⁵¹	1980 til år X-2 Hvert 5. år: GRID-data	15. februar år X	NFR ⁵²	CO, NO _x , NMVOCs, SO ₂ , NH ₃ , PM, HM, POPs
MARPOL	Ikke definert	Ikke definert	Ikke definert	CO ₂
EU/CO₂	1990 til X-2 1990 til X-3	15. januar år X	CRF	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, PFC, HFCs, SF ₆
EU/NEC	2000 til år X-2	31 des. år X	NFR	CO, NO _x , VOCs, SO ₂ , NO _x , VOC, SO ₂ , NH ₃

Tabell 6-6 **Oversikt over krav til utslippsrapportering fra skip. Basert på Gommers *et. al.* (2006)**

⁴⁹ UNFCCC: United Nations Framework Convention on Climate Change

⁵⁰ CRF: Common Reporting Format - definert av UNFCC

⁵¹ CLRTAP: Convention on long-range transboundary air pollution

⁵² NFR: Felles rapporteringsformat definert i ECE/EB.AIR/80 Reporting Guidelines

7 Marginalkostnader og avgifter for norsk sjøfart - status og muligheter

7.1 *Et anslag på marginalkostnader basert på eksisterende kunnskapsnivå*

Estimater basert på TØIs metode

Vi har i denne rapporten gått gjennom et antall studier av eksterne marginalkostnader for sjøfart. I Norge er slike beregninger gjort av Econ (2003a) og av TØI (Eriksen *et al.* 1999). Vi har tidligere diskutert disse rapportene, og sammenlignet resultatene av analysene (se avsnitt 3.2). Begge disse studiene følger den samme prosedyren for å gjøre anslag på de fysiske eksternalitetene som danner grunnlaget for marginalkostnadene, men man har et temmelig ulikt utgangspunkt når det gjelder skyggeprisene på utslipp til luft.

Begge rapportene tar utgangspunkt i en antagelse om at marginale eksterne kostnader knyttet til bruk av infrastruktur er neglisjerbare. Etter den gjennomgang vi her har gjort av ulike studier er det mye som tyder på at dette er en plausibel antakelse dersom man velger en snever tolkning av begrepet ”infrastruktur”. Det er liten grunn til å regne med vesentlige marginale kostnader knyttet til bruk av farledene som sådan. Her er det vanskelig å argumentere for at det forekommer noen form for slitasje, og det er i norske farvann heller ikke grunn til å regne med noen trengselskostnader. Dersom man derimot også velger å se los- og isbrytningstjenester som en del av infrastrukturen er det sannsynlig at disse har vesentlige marginale kostnadselementer ved seg, selv om en betydelig del av kostnadene har form av en *beredskap* som ikke henger direkte sammen med bruk. I Sverige har man gjort relativt grundige studier av kostnadsstrukturen for los og isbrytning, og kommet fram til at om lag en tredel av kostnadene til losvirksomheten kan antas å være marginale kostnader. Havner vil også naturlig bli regnet som en del av infrastrukturen ved sjøfart. Imidlertid er heller ikke begrepet ”havn” som kostnadsbærer heller ikke særlig presist. Her kan en velge å kun fokusere på ”kjernevirksomheten” knyttet til ansvaret for farledene innen havneområdet, samt selve kaianleggene. Denne snevre

definisjonen er valgt av Grace-prosjektet, og man har også i dette prosjektet generelt konkludert med at det ikke oppstår vesentlige korttidsmarginale kostnader ved bruk av disse fasilitetene (unntaket i GRACE-prosjektet er havner som har sluser i innseilingen). Vi finner det ikke naturlig å regne med los- og istbrytningstjenester til infrastrukturen. Vi velger på dette grunnlaget fortsatt å ikke regne med noen marginakostnader knyttet til infrastruktur-bruk i norske beregninger.

I UNITE-prosjektet ble det gjort noen foreløpige beregninger av marginale eksterne ulykkeskostnader knyttet til skipsfart, og konklusjonen ble at det var svært tvilsomt om det eksisterer en avgiftsrelevant ulykkes-komponent her. Econ gjorde ikke nye beregninger av marginale eksterne ulykkeskostnader for sjøfart, men bare prisjusterte TØIs beregninger. Det empiriske grunnlaget for dette er fortsatt særdeles tynt, men vi velger å beholde den lille komponenten som TØI i sin tid beregnet.

Alle de studiene vi har presentert konkluderer, eksplisitt eller implisitt, med at det er utslipp til luft som er den vesentlige komponenten i beregnede marginale eksterne kostnader ved sjøfart. GRACE-prosjektets foreløpige resultater inkluderer også et første forsøk på å inkludere en verdsetting av *utslipp til sjø*. I de fem case-studiene i Grace utgjør denne komponenten mellom 0 og ca. 20% av verdsatte utslipp til luft, men det poengteres at beregningene er svært grove og foreløpige. Vi finner derfor ikke at det empiriske grunnlaget er tilstede for å ta inn et slikt kostnadselement i norske beregninger ennå. I kapittel 3.6 gikk vi gjennom senere studier av skyggepriser på utslipp til luft, med hovedvekt på det europeiske HEATCO-prosjektet og det norske LEVE-prosjektet. HEATCO-prosjektet fokuserer i hovedsak på tall som er representative for de 25 EU-landene, og bare i liten grad beregninger som er direkte relevante for Norge. Om vi forsøker å gjøre omregninger av resultater for øvrige nordiske land - og tar hensyn til kjøpekraftspariteter viser det seg at de fleste estimatene ligger i nærheten av det som er anbefalt i LEVE-prosjektet (se avsnitt 3.8). Vi velger derfor å ta utgangspunkt i prisjusterte verdier fra LEVE-prosjektet for våre nye beregninger.

Det er Statistisk Sentralbyrå som gjør beregninger av trafikkarbeid og totale utslipp av ulike faktorer fra sjøfarten. Det er ikke gjort nye beregninger av dette siden 2001

(Holtskog 2001), og vi tar derfor utgangspunkt i de samme fysiske utslippstallene som de som ble benyttet av Econ i 2003.

Den tilnærmingmåten som ligger bak både TØIs og Econs tidligere beregninger representerer en blanding av det vi kan kalle en "top-down" og en "bottom-up" tilnærming til beregning av utslippene fra sjøfarten. En tradisjonell top-down tilnærming vil være tilsvarende den som tradisjonelt har vært brukt i Belgia (se avsnitt 3.4), hvor man kun tar utgangspunkt i salgsstatistikk for drivstoff, og så forsøker å allokere dette til relevante fartøystyper. Det nye belgiske beregningsapparatet (Gommers *et al.* 2006), Entec-studien (Whall *et al.* 2002) og de foreløpige GRACE-beregningene (Bickel *et al.* 2006b) representerer alle varianter av en "bottom-up"-tilnærming hvor man tar utgangspunkt i utslipp fra det enkelte fartøy/fartøysgruppe og aggregerer dette. De norske SSB-beregningene er dels basert på rapportering direkte fra redere og andre for de enkelte skip, og dels basert på generelle vurderinger av skipstyper. Man har likevel generelt ikke gått helt ned på det enkelte skip, men gjort beregninger for et antall fartøystyper. En grundig "bottom-up"-basert studie ville klart være å foretrekke fordi man da ville være mer sikker på relevansen av de dataene en benyttet, men det er krevende svært mye data å gjennomføre en slik tilnærming.

<i>Passasjerbåt</i>	CO ₂ -ekviv	SO ₂	NO _x	NMVOC	PM ₁₀	Ulykker	Sum marginalkostnad per vkm
TØI 99	4.03	0.32	16.25	0.91	0.00	0.54	22.05
Econ 03	1.25	0.30	7.93	0.10	0.00	0.59	10.17
MFM 06	5.77	0.35	13.70	0.00	0.00	0.62	20.43

Tabell 7-1 Sammenligning av estimerte marginalkostnader for passasjerbåter, 2006 NOK per fartøykilometer⁵³

I Tabell 7-1, Tabell 7-2 og Figur 7-2 har vi presentert nye estimer av marginalkostnader for henholdsvis passasjer- og godsbåter, basert på de samme

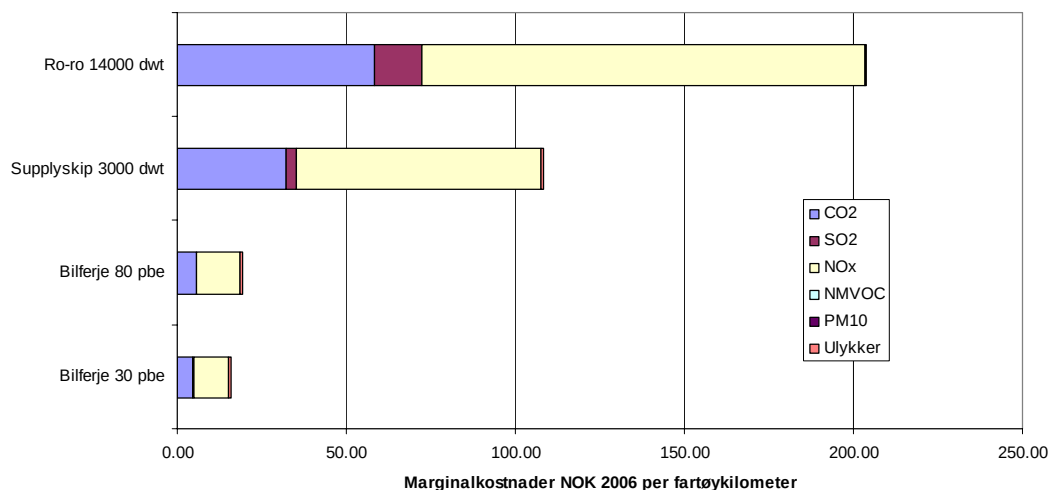
⁵³ TØI 99 - basert på Eriksen *et al.* (1999) - alternativ med lav CO₂-verdsetting, justert med KPI til 2006-priser. Econ 03 - basert på Econ (2003), justert til 2006-priser med KPI. MFM 06 - egne beregninger basert på skyggepriser fra LEVE-prosjektet

definisjoner som i Econs og TØIs studier, men oppdatert med skyggepriser fra LEVE-prosjektet (våre beregninger er kalt MFM 06). For å kunne sammenligne de nye tallene med studiene fra 1999 (TØI) og 2003 (Econ) har vi regnet om disse ved hjelp av konsumprisindeksen⁵⁴.

Godsbåt	CO2-ekviv	SO2	NOx	NMVOC	PM10	Ulykker	Sum marginalkostnad per vkm
TØI 99	4.24	1.51	20.40	0.78	0.00	0.54	27.47
Econ 03	1.26	0.52	8.94	0.08	0.00	0.59	11.38
MFM 06	5.80	0.59	15.43	0.00	0.00	0.62	22.44

Tabell 7-2 Sammenligning av estimerte marginalkostnader for godsbåter, 2006 NOK per fartøykilometer

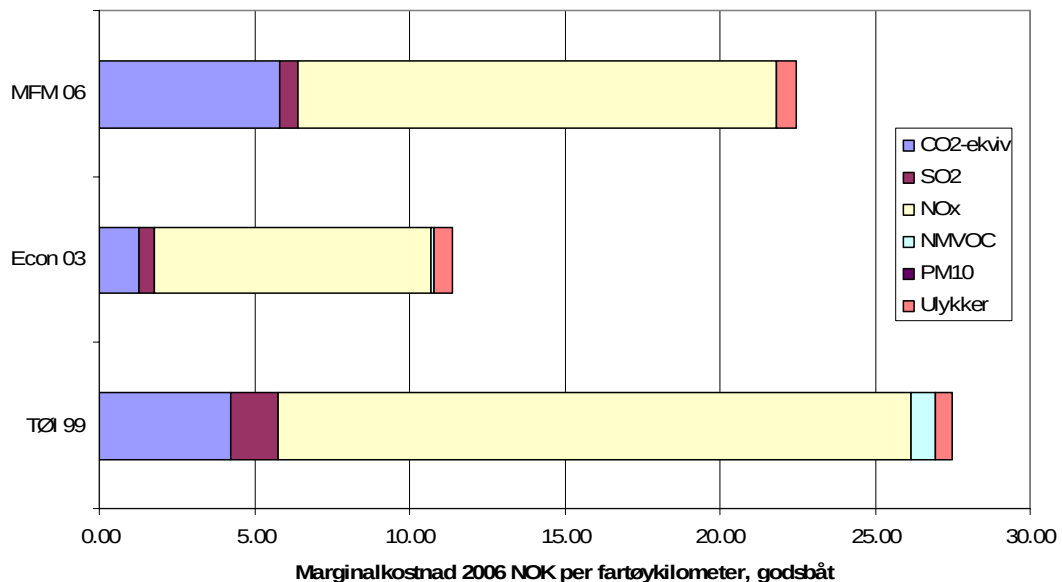
Forskjellene mellom TØIs studie og Econs studie skyldes dels endringer i de estimerte fysiske utslippene sett i forhold til estimert trafikkarbeid, og dels endringer i anvendte skyggepriser (mest det siste), mens endringer fra Econs studie til våre tall (MFM 06) kun skyldes endrede skyggepriser. Naturlig nok vil forskjeller mellom våre tall og TØIs tall da også utgjøres av en kombinasjon av endrede utslipps-estimer og skyggepriser.



Figur 7-1 Sammenligning av estimerte marginalkostnader for passasjerbåter, 2006 NOK per fartøykilometer

⁵⁴ Konsumprisindeksen for juli 2006 er benyttet som representativ for 2006 da gjennomsnittlig KPI for 2006 ikke er klar når rapporten skrives.

Det generelle bildet er at de totale estimerte marginalkostnadene var høyest i TØIs anslag fra 1999. Econs anslag utgjorde totalt sett kun en tredel av TØIs estimater. Våre nye beregninger ligger atskillig nærmere TØIs enn Econs tall. I alle studiene er det klimagassutslipp og lokale luftforurensinger som utgjør hovedkomponentene, både for gods- og passasjerbåter. NO_x-utslipp er den største kostnadskomponenten, fulgt av klimagassutslipp. Endringen i skyggeprisen er relativt sett størst for klimagassutslippene, hvor verdien fra LEVE-studien (og den europeiske HEATCO-studien) ligger høyere enn TØIs lave anslag som er gjengitt her, og vesentlig høyere enn Econs anslag. I tillegg til denne hovedeffekten er det også tilsvarende relative forhold mellom skyggeprisene på NO_x-utslipp som gir hovedutslaget i figurene.



Figur 7-2 Sammenligning av estimerte marginalkostnader for godsbåter, 2006 NOK per fartøykilometer

Illustrasjon av "bottom-up" estimer

De tallene som er presentert ovenfor representerer altså en oppdatering av beregninger gjort etter en modell utviklet av TØI, i samarbeid med SSB. Denne beregningen gir en veldig generell gjennomsnittsberegning av eksterne marginale kostnader ved sjøfart. Alternativt kunne man forsøke å komme nærmere estimer på marginale utslippskostnader for mer spesifikke skip eller skipstyper ved å anvende en

”bottom-up” tilnærming, mer lik de som er benyttet i noen senere europeiske studier omtalt ovenfor. Det ligger utenfor denne studien å gå særlig langt i en slik retning, da det vil kreve atskillig innsats i form av datainnsamling og kartlegging av konkrete forhold knyttet til norsk skipsfart (hvilke fartøyer som seiler i norske farvann, karakteristika ved disse fartøyene, samt informasjon om deres aktivitet). Nytt datatilfang kan gjøre en slik studie mulig, noe vi skal komme tilbake til under forslag til videre studier nedenfor.

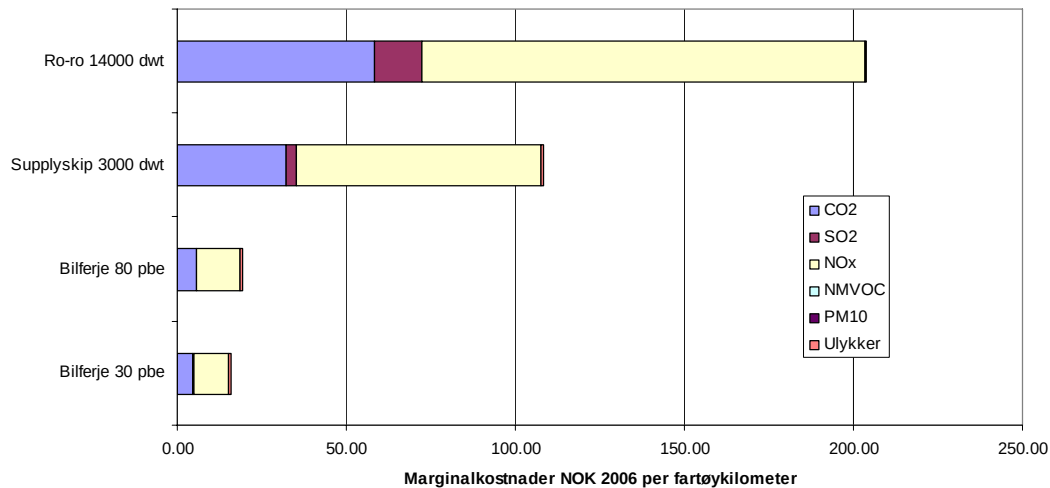
Illustrasjonsmessig har vi lagt inn fire eksempler på tenkte fartøyer som kan være aktuelle i en slik studie. Her er det tatt forutsetninger om motorens størrelse og forbruksegenskaper, marsjfart etc. som ikke nødvendigvis er representative for den flåten som trafikkerer kysten, men som likevel kan tjene som en illustrasjon på hvordan en slik studie kan gjøres.

Vi har her tatt utgangspunkt i spesifikt drivstoff-forbruk for motoren til skipet. Denne er skjønnsmessig justert opp med 10% for å reflektere reelle driftsforhold (jf. Buhaug (2006) og Whall *et. al.* (2002)). Det spesifikke drivstofforbruket multipliseres så med motorens effekt, nedjustert med typisk utnyttelsesgrad under marsjfart. Basert på forutsatt marsjfart beregnes så et drivstoff-forbruk per km. Dernest er relevante utslippsfaktorer hentet fra SSB/Marinteks rapporter. Disse, kombinert med det estimerte drivstofforbruket gir estimerte utslipp per fartøyskilometer⁵⁵. Endelig multipliseres dette med skyggeprisene hentet fra LEVE-undersøkelsen (justert til 2006 prisnivå).

⁵⁵ Vi har innhentet kommentarer fra relevante rederier på disse beregnede tallene. Representativiteten vil avhenge sterkt av alder på ferjene, da maskineriets drivstoff-effektivitet har forbedret seg betraktelig over tid. For ferja på 80 pbe vil en ny ferje typisk ha dobbelt så stor motoreffekt som det angitte fordi den har flermotoranlegg for å kunne opprettholde driften selv om man må vedlikeholde deler av maskineriet. Typisk vil to av fire generatorer benyttes under normal drift, derfor har vi lagt inn halve maskinkapasiteten her.

Skipstype	Bilferje 30 pbe	Bilferje 80 pbe	Supplyskip 3000 dwt	Ro-ro 14000 dwt
Spesifikt drivstoff-forbruk g per kWt	195	180	195	195
Justert drivstoff-forbruk, g per kWt	214.5	198	214.5	214.5
Typisk motoreffekt, kW	900	1280	11000	18000
Typisk motorbelastning, åpen sjø, marsjfart	75 %	70 %	50 %	85 %
Estimert drivstofforbruk kg per time	145	177	1180	3282
Typisk hastighet (knop)	11	11	13	20
Typisk hastighet (km/time)	20	20	24	37
 Drivstoff-forbruk, kg per km	 7.11	 8.71	 49.00	 88.60
Forutsatt svovelprosent drivstoff	0.05	0.05	0.20	0.50
 Utslippsfaktorer (Marintek/SSB)				
- faktor CO2 tonn/tonn drivstoff	3.17	3.17	3.17	3.17
- faktor SO2 kg/tonn drivstoff	1	1	4	10
- faktor NOx kg/tonn drivstoff	57	57	57	57
- faktor NMVOC kg/tonn drivstoff	2.4	2.4	2.4	2.4
- faktor PM10 kg/tonn drivstoff	0.7	0.7	0.7	0.7
 Beregnet utslipp per km				
- tonn CO2	0.02253	0.02761	0.15533	0.28087
- kg SO2	0.00711	0.00871	0.19600	0.88603
- kg NOx	0.40511	0.49638	2.79306	5.05036
- kg NMVOC	0.01706	0.02090	0.11760	0.21265
- kg PM10	0.00498	0.00610	0.03430	0.06202
 Marginalkostnader med LEVE-priser				
CO2	4.67	5.72	32.19	58.21
SO2	0.11	0.14	3.15	14.23
NOx	10.49	12.86	72.35	130.83
NMVOC	0.00	0.00	0.00	0.00
PM10	0.00	0.00	0.00	0.00
Ulykker	0.62	0.62	0.62	0.62
<i>Sum marginalkostnad per fartøykm</i>	<i>15.90</i>	<i>19.34</i>	<i>108.31</i>	<i>203.89</i>
 Beregning av dagens marginale avgifter for innenriks skipsfart i Norge				
Svovelprosent drivstoff	0.05	0.05	0.20	0.50
Egenvekt drivstoff	0.855	0.855	0.855	0.855
CO2-avgift per fartøykm	4.41	5.40	30.37	54.92
Svovelavgift per fartøykm	0.00	0.00	4.01	14.51
NOx-avgift per fartøykm	6.08	7.45	41.90	75.76
Sum marginale avgifter per fartøykm	10.48	12.84	76.28	145.19
Kostnadsdekning marginalperspektiv	65.9 %	66.4 %	70.4 %	71.2 %

Tabell 7-3 Illustrasjon av "bottom-up"-studie av marginalkostnader for ulike skipstyper, 2006 NOK per fartøyskilometer



Figur 7-3 Illustrative estimater av eksterne marginalkostnader for noen skipstyper, 2006 NOK per fartøyskilometer

Det er verdt å merke seg at vi fortsatt har benyttet skyggepriser som prinsipielt sett representerer utslipp i spredtbygde strøk. I en reell "bottom-up"-studie bør man ta hensyn til det faktiske seilingsmønsteret til skipene, og i den grad dette gjør at man bør benytte skyggepriser som reflekterer virkninger i tettbygde strøk, bør slike anvendes. De illustrative tallene ovenfor bør derfor tolkes om marginalkostnader "i åpen sjø".

Estimatene for ferjene i Figur 7-3 ligger noe under de estimatene vi har kommet fram til for passasjer- og godsbåt tidligere⁵⁶. Den godsbåten som er tatt med i denne illustrasjonen (ro-ro skipet) er atskillig større enn typiske kystgodsbåter, og estimatet for supply-skipet representerer drivstoff-forbruk under fart. En stor del av tiden ligger slike båter "stand-by" ved plattformene, med atskillig lavere uttak av motorkraft. Dette kan være faktorer som bidrar til å forklare disse forskjellene. Skipstypene ovenfor er imidlertid ikke generelt representative for den norske flåten og det er derfor heller ingen grunn til å forvente samsvar mellom tallene fra "top-down" tilnærmingen og illustrasjonene av "bottom-up" beregninger.

⁵⁶ Nær 60% av den beregnede kostnaden for den største ferja er knyttet til NO_x-utslipp. Det kan være verdt å merke seg at gassferja "Glutra" har oppnådd 83% reduksjon (Kilde: Marintek/Fjord1) av NO_x-utslippene sett i forhold til tilsvarende dieselelektriske ferjer. Flere ferjer på Vestlandet får nå gassdrift.

Utslippskostnader knyttet til innseiling til havn er sannsynligvis vesentlig høyere enn i åpen sjø

Både ”top-down” og ”bottom-up”-eksemplene ovenfor representerer gjennomsnittstall for marginalkostnadene, og de er altså beregnet med skyggepriser som er ment å skulle representere aktivitet utenfor tettbygde strøk. For norske forhold er dette sannsynligvis dekkende for det alt vesentlige av virksomheten. Unntaket kan være utslipp til luft i enkelte havneområder med nære befolkningskonsentrasjoner, og spesielt sensitive områder (for eksempel utslipp fra cruiseskip i Geirangerfjorden).

	Ekstern marginalkostnad	Gjennomsnittlig lengde på innseiling og utseiling (km) ⁵⁷	Ekstern marginalkostnad per fartøykilometer
Antwerpen - 200 TEU	58 368	163	358
Antwerpen - 600 TEU	175 824	163	1 079
Antwerpen - 3000 TEU	302 808	163	1 858
Antwerpen - gods - 2500 dwt	77 528	181	427
Antwerpen - gods - 8000 dwt	168 016	181	926
Antwerpen - gods - 45000 dwt	189 360	181	1 043
Bordaux - 200 TEU	76 960	259	297
Bordaux - 600 TEU	43 216	74	583
Bordaux - 3000 TEU	115 832	74	1 564

Tabell 7-4 Beregning av ekstern marginalkostnad per fartøykilometer ved innseiling til Antwerpen og Bordaux, 2006 NOK per fartøykilometer. Basert på Bickel *et. al.* (2006b) og Meersman *et. al.* (2006).

Som en illustrasjon av hva eksterne kostnader i havner med tette befolkningskonsentrasjoner kan dreie seg om har vi bearbeidet foreløpige data fra GRACE-prosjektets case-studier, og beregnet gjennomsnittlig ekstern kostnad per fartøykilometer for innseilingene til Antwerpen og Bordaux for noen fartøystyper. Beregningene er basert på estimerte marginalkostnader per havneanløp fra GRACE-studien, dividert med lengden på innseilingen (hentet fra regnearkene med input-data i modellen). Marginalkostnadene inneholder også utslipp under buksering og utslipp fra hjelpemaskineri i havn. Dette gjør at omregning til utslipp per fartøyskilometer

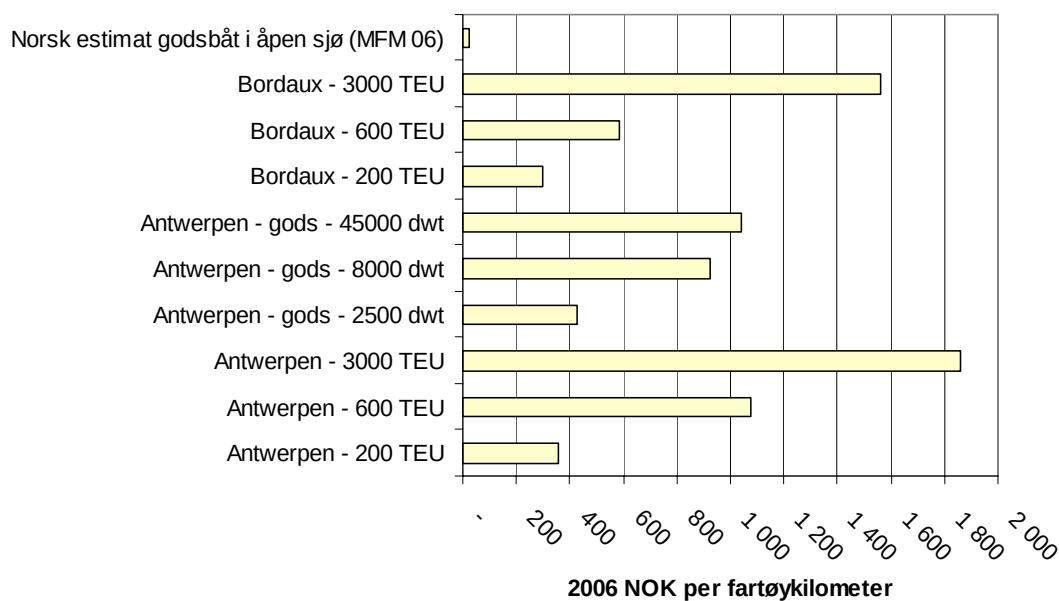
⁵⁷

Summen av inn- og utseiling slik de er definert i GRACE-prosjektets beregningsmodell

blir noe misvisende, men vi gjør det likevel for å kunne sammenligne estimatene med de norske beregningene for fartøy i åpent farvann.

Sammenlignet med de generelle tallene for fartøy i åpen sjø er det helt klart at disse marginalkostnadene for innseiling til sentrale europeiske havner ligger vesentlig høyere. Den norske "godsbåt"-kategorien er mest sammenlignbar med de minste fartøyene i Tabell 7-4. Vi har beregnet eksterne marginale kostnader for slike båter i åpen sjø til å ligge på NOK 22 per fartøykilometer, mens kostnaden for en 200 TEU containerbåt ligger på NOK 297 i Bordeaux og NOK 358 i Antwerpen. Det minste stykkgodsskipet har en beregnet marginalkostnad på NOK 427 i Antwerpen. Kostnadene ligger altså i størrelsesorden 15-20 ganger så høyt som estimerte kostnader i åpen sjø i Norge.

Både Antwerpen og Bordeaux er elvehavner med lang seilingsdistanse gjennom tett befolkede områder. Disse estimatene vil derfor antakelig representere "worst case" i forhold til virkningene av utslippene til luft. Det er derfor ikke grunn til å tolke disse tallene som representative for sentral-europeiske havner generelt, og spesielt ikke i forhold til norske havner. Tallene illustrer likevel at det kan være betydelige marginale eksterne kostnader knyttet lokal luftforurensing ved skipsfart.



Figur 7-4 Beregnet ekstern marginalkostnad for åpent farvann i Norge og havneanløp i europeiske havner

7.2 Dagens norske avgiftssystem i forhold til estimerte avgiftsrelevante kostnader

Det gjeldende norske avgiftssystemet er, som beskrevet i kapittel 4, i hovedsak utformet som et finansieringssystem for Kystverkets virksomhet, og for finansiering av havnevirksomheten. Samfunnsøkonomisk effektiv prising har ikke vært formålet. Heller ikke i Kystverkets pågående utredning av farledsavgiftene har man fokus på samfunnsøkonomisk effektivitet i mandatet.

Generelt er det et fåtall av avgiftselementene som er utformet på en slik måte at de kan kalles *marginale* avgifter, det vil si avgifter som henger sammen med utseilt distanse. Av Kystverkets avgifter og gebyrer, er det kun losberedskapsgebyret som er direkte distanseavhengig. For fartøy som ofte anløper norske havner vil imidlertid dette gebyret bli erstattet av en årsavgift, som da ikke lenger vil være *marginal* i vår definisjon av begrepet. Losningsgebyret er avhengig av timeforbruk, og slik sett indirekte avhengig av distanse (og hastighet), men dette gebyret er tett knyttet til faktisk bruk av en tjeneste (som riktignok er lovpålagt), og kan slik sett ikke regnes som en avgift. Vi har valgt å ikke ta med marginalkostnader knyttet til losvirksomheten i våre beregninger, og velger da også å holde losgebyrene utenfor denne vurderingen.

Drivstoffavgiftene (CO₂ og svovel) er avgifter som er nær knyttet til utseilt distanse, og som faktisk har som uttalt formål å være internaliserende. Disse avgiftene gjelder imidlertid kun for skip i innenriks fart.

De marginale eksterne kostnadene vil, som vi har sett, variere sterkt både med skipstype og aktivitetsmønster. Det er helt klart at dagens avgiftsregime i svært liten grad er egnet til å reflektere slike variasjoner. Om vi holder losgebyrene utenfor, er det kun CO₂- og svovelavgiftene som kan sies å være egnet som en potensielt effektivitetsfremmende avgifter.

Dagens CO_2 -avgift (tilsvarende en pris per tonn på 1378 NOK) er imidlertid vesentlig høyere enn den anbefalte skyggeprisen på CO_2 -utslipp (207 NOK), og gjelder heller ikke generelt, siden utenlandstrafikken er unntatt.

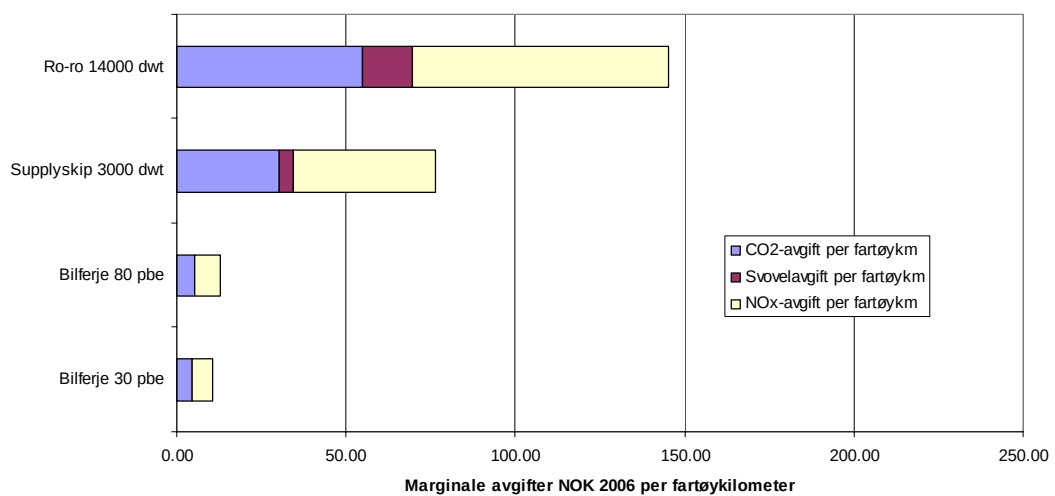
Svovelavgiften er differensiert etter svovelinnholdet i drivstoffet, og siden effekten av svovelutslippet ikke er spesielt varierende med utslippssted vil det kunne være hensiktsmessig med en drivstoffavgift for å internalisere disse effektene. Om vi tar utgangspunkt i den skyggeprisen på svovelutslipp som LEVE-prosjektet anbefaler (juster for prisvekst) og beregner skyggepris per liter drivstoff etter relativt svovelinnhold, kan denne sammenholdes med dagens avgiftssatser (se Tabell 7-5). Vi ser av tabellen at et lav-svovel drivstoff med 0.05 vektprosent svovel vil få en skyggepris på NOK 0.01 per liter, og ingen avgift. I Tornsjø (2001) er gjennomsnittlig svovelinnhold for marin gassolje oppgitt til 0.09 vektprosent. Et slikt drivstoffprodukt får en beregnet skyggepris på NOK 0.02 per liter, og en avgift på NOK 0.07. I Whall *et. al.* (2002) oppgis gjennomsnittlig svovelprosent for marin gassolje i Nord-Europeisk sjøfart å være 0.23. En slik drivstoffkvalitet gir marginalkostnader på NOK 0.06 og en avgift på NOK 0.07. I samme kilde oppgis gjennomsnittlig svovelinnhold i tungolje til å være 1.91. Bruk av slik olje gir en skyggepris på svovelutslippet på NOK 0.58 per liter, og en avgift på NOK 0.59. Siden avgiftssatsen er gitt i intervaller på 0.25 prosentenheter blir utslaget naturlig nok noe tilfeldig med slike eksempelverdier, men det kan synes som om dagens avgiftsnivå er forholdsvis rimelig, spesielt når en ser på drivstoff med relativt høyt svovelinnhold.

Svovelprosent	0.05	0.09	0.23	1.91
Utslipp av SO_2 kg/tonn	1.00	1.80	4.60	38.20
Egenvekt kg/liter	0.855	0.855	0.855	0.95
Utslipp kg/liter	0.0009	0.0016	0.0039	0.0363
Skyggepris NOK/kg	16.06	16.06	16.06	16.06
Skyggepris NOK/liter	0.01	0.02	0.06	0.58
Dagens svovelavgift NOK/liter	0.00	0.07	0.07	0.49

Tabell 7-5 Beregning av skyggepris på svovelutslipp per liter drivstoff avhengig av svovelinnhold, sammenlignet med dagens svovelavgift

Regjeringen har altså foreslått innføringen av en NO_x -avgift på 15 kroner per kg fra 2007. Sammenlignet med skyggeprisen beregnet i LEVE-prosjektet på NOK 25.90 per kg NO_x (prisjustert til 2006-nivå) kan dette synes lavt. Man har imidlertid indikert en opptrapping av avgiften etter hvert. Skadevirkningene av NO_x -utslippene vil imidlertid være svært stedsavhengige, og ideelt sett skulle man hatt en differensiert avgift på NO_x -utslipp.

Siden begge de nåværende marginale avgiftselementene er knyttet til drivstoff-forbruket, vil faktisk avgiftsbelastning bli veldig avhengig av drivstoff-forbruket til fartøyet, og i noen grad type drivstoff man benytter. Vi har sett at dagens CO_2 -avgift er svært høy sett i forhold til anbefalte skyggepriser, at svovelavgiften sannsynligvis gir et rimelig uttrykk for skyggeprisen på svovelutslipp, og at den foreslåtte NO_x -avgiften sannsynligvis er for lav. Utenriks skipsfart er unntatt fra disse avgiftselementene, og betaler følgelig ingen marginale avgifter (unntatt for lostjenester og havneanløp).



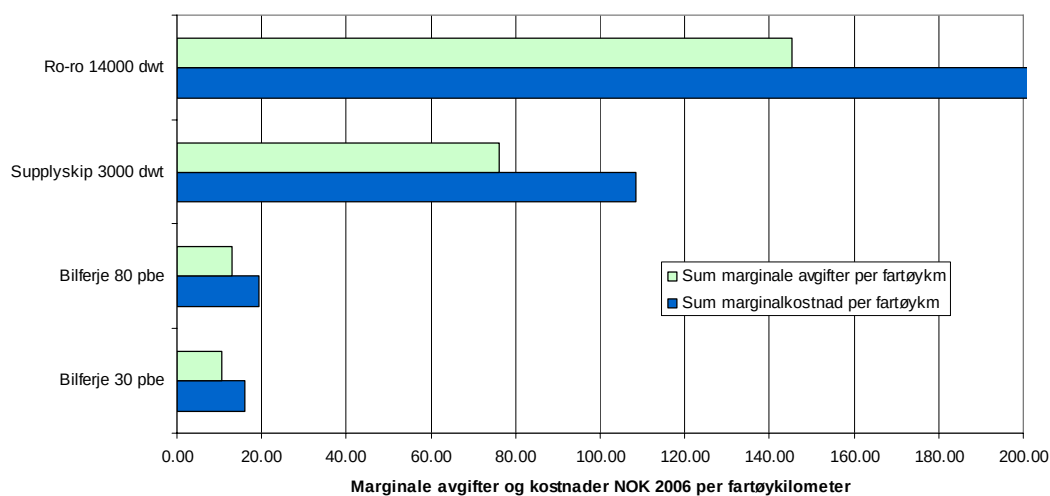
Figur 7-5 Eksempel på beregning av marginale avgifter for ulike skipstyper, 2006 NOK per fartøykm

Om vi bruker regneeksemplet fra "bottom-up" analysen ovenfor til å illustrere hvordan forholdet mellom marginale eksterne kostnader og marginale avgifter kan være for ulike skipstyper får vi tall som gjengitt i Figur 7-5 og Figur 7-6. Vi har her forutsatt de samme karakteristika for skipene og drivstoffet som gjengitt i Tabell 7-3. I dette regneeksempelet utgjør dagens marginale avgifter ca. 70% av de beregnede

eksterne marginalkostnadene i åpen sjø, om vi også regner inn den bebudede NO_x-avgiften. Uten denne avgiften blir dekningsgraden ca. 30%⁵⁸.

Regneeksempelet bør verifiseres med mer grundige og representative analyser dersom man skal trekke generelle konklusjoner om avgiftsnivået, men det kan indikere at den for lave NO_x-avgiften delvis oppveies av en for høy CO₂-avgift. Det generelle marginale avgiftsnivået for innenlandske båttransporter i åpen sjø synes likevel på denne bakgrunn å være noe for lavt. En eventuell opptrapping av NO_x-avgiften vil kunne rette på dette.

Vi har altså, først og fremst gjennom GRACE-prosjektet, fått illustrert at de lokale miljøeffektene av operasjoner nær befolkningskonsentrasjoner kan være svært betydelige. Om en skulle reflektere dette i avgiftssystemet må man over på et mer geografisk spesifikt avgiftssystem.



Figur 7-6 Sammenligning av marginale eksterne kostnader og marginale avgifter for ulike skipstyper (eksempel), 2006 NOK per fartøykm

⁵⁸

I regneeksempelet blir dekningsgraden omtrent den samme for alle skipstypene fordi nesten alle kostnadselementene er beregnet som en funksjon av drivstoff-forbruket (unntatt den lille ulykkeskomponenten), og det samme gjelder alle tre avgiftstypene. I realiteten vil ulike skip ha ulike relative NO_x-utslipp, og ulike drivstoff-typer som gjør at bildet kan bli ulikt.

7.3 *Hvor effektivt er dagens avgiftssystem?*

Dagens avgiftssystem for skipsfarten består av hovedkomponentene havneavgifter, farledsavgifter/gebyrer og drivstoff/miljøavgifter. Havneavgiftene fastsettes av havnene selv (innenfor rammene av Havne- og farvannsloven), de øvrige avgiftene fastsettes av sentrale myndigheter.

Marginalkostnader knyttet til utslipp av *drivhusgasser* kan generelt internaliseres effektivt gjennom avgifter på drivstoff siden lokaliseringen av utslippet ikke har betydning for effekten. Det er heller ikke mulig å rense CO₂. Hovedproblemet er knyttet til internasjonal skipsfart hvor man er avhengig av internasjonale ordninger for å få til et effektivt regime. Om man skulle pålegge internasjonal sjøfart CO₂-avgifter for drivstoff solgt i Norge, vil de fleste kunne tanke utenlands og dermed unngå avgiftene. Vi har imidlertid sett at nivået på dagens CO₂-avgift harmonerer dårlig med beregnede skyggepriser på slike utslipp. Det er imidlertid ting som tyder på at denne skyggeprisen vil øke betydelig i årene som kommer (Bickel & Droste-Franke 2006).

Marginalkostnader knyttet til *svovelutslipp* er et regionalt miljøproblem, og slik sett vil de reelle marginalkostnadene variere noe med utslippssted. Virkningene er likevel spredt over et såpass stort område (se Figur 3-9) at det sannsynligvis vil være mest effektivt å fortsatt knytte denne avgiften til drivstoffet, avhengig av svovelinnhold. Igjen er man avhengig av internasjonale avtaler for å få til et regime som er effektivt for internasjonal skipsfart.

Marginalkostnader knyttet til *NO_x-utslipp* er i større grad knyttet til lokaliseringen av utslippet siden en vesentlig del av skadene er knyttet til helseeffekter for befolkningen. Dette illustreres tydelig gjennom de høye estimatene på lokale luftforurensinger knyttet til havneanløp i Europa presentert i GRACE-prosjektet (Meersman *et al.* 2006). Regjeringens foreslåtte generelle NO_x-avgift vil ikke kunne reflektere slike geografiske forskjeller i skadekostnadene. Skadekostnader knyttet til forsurening kan i større grad reflekteres gjennom en slik generell avgift, mens skadekostnader knyttet til helseeffekter ideelt sett burde reflekteres gjennom geografisk differensierte avgifter. Den skyggeprisen som LEVE-prosjektet anbefaler

er atskillig høyere enn dagens avgift. På den andre siden er det mye som tyder på at denne skyggeprisen er alt for høy for utslipp utenfor sensitive områder (Selvig 2005). Prosjekter gjennomført innenfor LEVE-programmet har gjort beregninger av lokale skadekostnader av NO_x-utslipp som går fra nesten null og helt opp til 120 NOK/kg, og SFT poengterer at usikkerheten både med hensyn til skadekostnader og tiltakskostnader er spesielt stor når det gjelder NO_x-utslipp.

Vi har ikke beregnet noe kostnadselement knyttet til *utslipp av partikler* fordi dette ikke anses som vesentlig i ”åpen sjø”. Utslipp av partikler nær befolkningskonsentrasjoner kan likevel ha et betydelig kostnadselement knyttet til seg. Denne utslippsfaktoren bør derfor søkes dekket gjennom lokale avgifter. Også her er usikkerheten stor når det gjelder beregning av skadeeffektene.

Eksisterende kunnskap om eksterne ulykkeskostnader for skipsfart stiller spørsmålsteget om det eksisterer en slik komponent, evt. om den er av særlig betydning (Lindberg 2002). De opprinnelige beregningene fra TØI legger inn en liten slik komponent, mens foreløpige estimater gjort i UNTIE- og GRACE-prosjektene tyder på at denne komponenten enten er svært liten eller fraværende.

Det eksisterende norske avgiftsregimet for innenriks skipsfart, knyttet til CO₂, svovel og (fra 2007) NO_x er sannsynligvis relativt effektivt vurdert opp mot estimerte marginale kostnader i åpen sjø, med det unntak at nivået på CO₂-avgiften synes for høyt (på kort sikt), og at nivået på NO_x-avgiften kan virke noe lavt dersom man skal vurdere dette ut fra gjennomsnittlige skyggepriser for slike utslipp. For å fange opp de lokale skadevirkningene av NO_x og partikler må man imidlertid over på et mer *geografisk differensiert avgiftssystem*. Et slikt system kan tenkes innført med ulik grad av detaljering. Den enkleste formen for differensiering etter slike kriterier ville sannsynligvis være å legge slike ”lokale avgifter” inn i havneavgiftene, og beregnet på basis av et typisk seilingsmønster, kombinert med skipets utslippskarakteristika. Et mer detaljert og treffsikkert system ville være å basere dette på AIS-type informasjon om faktisk seilingsmønster (distanse og lokalisering). Et slikt system er sannsynligvis teknisk mulig å gjennomføre i dag, men det må selvfølgelig vurderes om gevinstene ved detaljeringsgraden er tilstrekkelig store til å forsvare implementeringskostnadene. I tillegg kommer de juridiske og politiske sidene ved

saken. Sannsynligvis må man konkludere (som de svenske utredningene gjør) med at det p.t. ikke er dekning i internasjonal sjørett for å ilegge miljøavgifter utenfor territorialfarvann, med mindre man kommer til internasjonale avtaler om det.

Det største effektivitetsmessige problemet med dagens avgiftsstruktur er det faktum at det kun dekker innenlandsk trafikk. Det betyr at det kun er IMOs romslige standarder for svovelinhold og NO_x-utslipp som virker begrensende i dag. Selv om det er drøftinger på gang i IMO-regi med hensyn til klimagassutslipp har ikke aktørene særlige incentiver til å redusere slike utslipp under det nåværende regimet. Å utforme et effektivt internasjonalt system møter også mange utfordringer (jf. gjennomgangen av NERA-rapportene i kapittel 3.3). Et system for kvotehandel som omfatter både utslipp fra skip og landbaserte utslippskilder vil generelt sett være å foretrekke, i alle fall når det gjelder klimautslipp. Når det gjelder mer regionale miljøproblemer ville en måtte kombinere et evt. kvotehandel-system med en form for regioninndeling og evt. regionale vekslingskurser på kvotene. NERA-rapportene vurderer et internasjonalt (europeisk) system av miljøavgifter på drivstoff-forbruk (slik vi har for innenlandsk trafikk i Norge) som vanskelig gjennomførbart og lite effektivt - i alle fall i forhold til interkontinental trafikk, hvor man vil få det samme problemet med at man bunkrer utenfor Europa. Det eneste virkelig effektive ville derfor være globale reguleringer i regi av IMO, men for intrakontinental trafikk innen Europa vil regionale (EU) reguleringer kunne være relativt effektive.

Vi har også sett, blant annet via forløpige konklusjoner fra GRACE-prosjektet, at lokale eksterne kostnader kan være av en helt annen størrelsesorden enn de som oppstår i "åpen sjø". Slike kostnader må reflekteres gjennom lokale avgifter, enten knyttet til havneanløpet eller knyttet til et AIS-basert distanse- og lokaliseringsbasert avgiftssystem.

Ren marginalkostnadsprising vil gi betydelige finansielle underskudd

Fra et myndighetssynspunkt har også avgiftene et finansieringsformål, og må som sådan vurderes opp mot kostnadene ved alternative finansieringsformer. Det generelle bildet er at det er betydelige stordriftsfordeler ved de fleste elementene av

sjøfartens infrastruktur. Dette betyr at man har fallende gjennomsnittskostnader og at marginalkostnadene ligger - til dels betydelig - under gjennomsnittskostnadene, noe som fører til et finansielt underskudd. Farledsavgiftene og losgebyrene finansierer i dag store deler av Kystverkets budsjett, og havneavgiftene finansierer alle kostnader havnene har. Marginalkostnadene knyttet til bruken av farleden er sannsynligvis tilnærmet lik null. Om de svenske beregningene er overførbare til norske forhold, vil et marginalkostnadsbasert prissystem for lostjenester kun finansiere om lag 1/3 av kostnadene til losvirksomhet. De foreløpige resultatene fra case-studiene i GRACE-prosjektet tyder på at marginalkostnadene til havners kjerneaktivitet er svært små - følgelig vil en også her få et stort finansielt underskudd om en skulle følge en ren marginalkostnadsprising.

Økonomisk teori gir også såkalte "second-best" løsninger dersom man skal kombinere en effektiv prising under et finansieringskrav. En av disse er såkalt Ramsey-prising. Teoretisk sett er dette altså løsbart, men en slik policy krever mye informasjon og kunnskap, blant annet om priselastisiteter for ulike tjenester, siden fordelingen av "finansieringsbyrden" skal være omvendt proporsjonal med priselastisiteten om man skal følge denne regelen.

Econ (2003b) har i større bredde behandlet problemstillinger knyttet til finansieringen av de offentlige transporttjenestene. Her vises det til at sjøfarten i større grad enn landbaserte alternativer (godsbil og jernbane) er tillagt en finansieringsbyrde for de offentlige transporttjenestene, og at dette generelt sett kan være et effektivitetsproblem, spesielt for de deler av sjøfarten som er mest prissensitive, og som konkurrerer tett med landbaserte transportere.

7.4 Sjøfartens dekning av marginale kostnader sett i forhold til konkurrerende næringer - konkurransevilkår

I vurderinger av konkurransevilkårene for de ulike transportformene kan det være interessant å vurdere hvor stor andel av det marginale kostnadsansvaret som dekkes av de ulike transportgrenene gjennom marginale særavgifter. Som det går fram av vår gjennomgang ovenfor er det kun CO₂-avgiften, eventuell svovelavgift og den nye

NO_x-avgiften som virkelig representerer marginale særavgifter for sjøfarten, i den forstand at de varierer med utseilt distanse. Det ligger utenfor rammen av denne studien å gjøre grundige beregninger av marginalkostnader og marginale avgifter for godstransport med bil, men for sammenligningens skyld har vi ”framskrevet” tallene for de to største godsbilkategoriene i Econ (2003a) (Tabell 7-6). Vi har her tatt utgangspunkt i tall for transport utenfor tettbygde strøk, og benyttet den samme ”godsbat”-kategorien som i TØI og Econs rapporter. Det betyr at marginalkostnadene for godsbil er vesentlig lavere enn de som ville gjelde for transport i tettbygde strøk eller i storbyer, hvor de lokale luftforurensingene vil spille en vesentlig større rolle. De tallene vi har beregnet for skip er også beregnet for ”åpen sjø” forhold slik at dette skulle være sammenlignbart.

	Godsbåt	Godsbil 16-23t	Godsbil >23t
Drivstoff-forbruk (kg/år)	123 mill	132 mill	190 mill
Avstand (kjøretøykm/år)	14 mill	499 mill	542 mill
Drivstoff-forbruk (kg/km)	8.79	0.26	0.35
Drivstoff-forbruk (liter/km)	10.28	0.31	0.41
Utslipp CO ₂ (kg/km)	27.85	0.84	1.11
Utslipp NO _x (kg/km)	0.60		
Avgiftssats CO ₂ (NOK per liter)	0.53	0.53	0.53
Avgiftssats NO _x (NOK per kg)	15		
Avgiftssats autodiesel (NOK per liter)		2.97	2.97
Forutsatt svovelinhold marint drivstoff	0.50 %		
Avgiftssats svovel marint drivstoff med angitt svovelinhold (NOK per liter)	0.14		
CO ₂ -avgift	5.45	0.16	0.22
Drivstoffavgift autodiesel		0.92	1.22
Svovelavgift marint drivstoff	1.44		
NO _x -avgift	8.94		
Sum marginale avgifter per kjøretøykm	15.82	1.08	1.44
Beregnete marginale kostnader per kjøretøykm	22.44	1.14	1.72
Avgifts/kostnadsforhold	70%	95%	83%

Tabell 7-6 Beregning av marginale avgifter per kjøretøy (fartøy-) kilometer

Vi har benyttet tallene for drivstoff-forbruk og utkjørt distanse fra Econ-rapporten for å beregne de fysiske utslippstallene. Så har vi anvendt de samme skyggeprisene på utslipp av CO₂, SO₂, NO_x, NMVOC og PM₁₀ som vi har anvendt for skip ovenfor

(basert på LEVE-prosjektet), og for ulykker og infrastrukturslitasje har vi brukt konsumprisindeksen for å omgjøre tallene fra 2003 til 2006-priser⁵⁹.

For å beregne de marginale avgiftene har vi anvendt satsene fra 2006, men også inkludert den bebudede NO_x-avgiften på NOK 15/kg, siden denne vil være et vesentlig element fra og med 2007. Vi har skjønnsmessig forutsatt at marint drivstoff har et svovelinnhold på 0.50% som da bestemmer avgiftsbelastningen på svovelkomponenten til NOK 0.14 per liter. Som vi ser av beregningene er det NO_x-avgiften som blir den tyngste marginale avgiftskomponenten for skip, fulgt av CO₂-avgiften. For bilene er det drivstoff-avgiften som er den vesentligste komponenten.

Om vi da sammenligner marginale kostnader og marginale avgifter under disse forutsetningene får vi et bilde der godsbilene dekker henholdsvis 95% og 83% av sitt marginale kostnadsansvar, og godsbåten 70%.

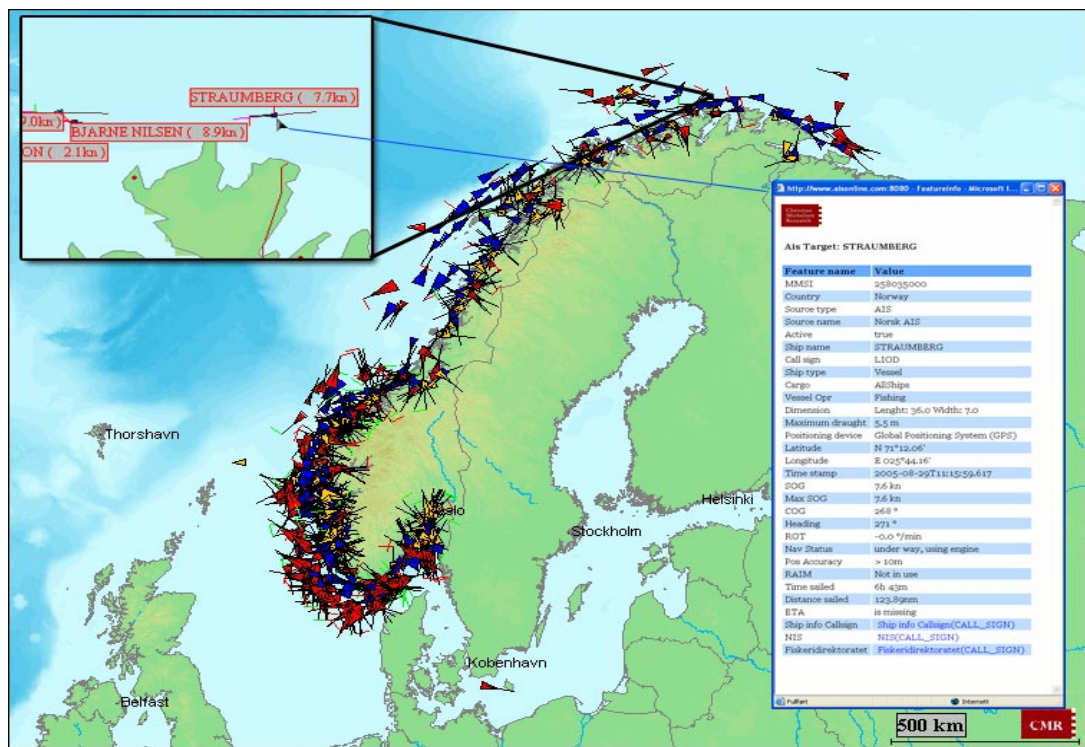
Den *totale* avgiftsbelastningen for godsbåtene, inklusive ikke-marginale avgifter til losning, kystgebyr og betaling for havne-tjenester er imidlertid betydelig høyere enn tilsvarende for tunge godsbiler (Econ 2003b).

7.5 Vegen videre: Nytt kunnskapstilfang og muligheter for bedre beregninger

En mer treffsikker og effektiv avgiftspolitik overfor sjøfarten er avhengig av mer avanserte innkrevings- og beregningssystemer enn de man i dag har knyttet til drivstoff (CO₂ og svovel) og motorsertifisering (NO_x). Vi har sett at marginalkostnadene knyttet til skipsfart kan være meget betydelige når virksomheten foregår nær tettbebygde strøk (jf. Grace-prosjektets case-studier). Om man skal kunne ta hensyn til slike eksterne effekter må man ha et system som holder kontroll på lokaliseringen av utslippene. Generelle systemer som de vi har i dag vil da ikke være egnet.

⁵⁹ Econs beregninger inneholder også generelt kostnadselementer knyttet til kø og støy, men siden vi kun benytter tall for "utenfor tettbygde strøk" er ikke disse relevante her.

De nye systemene for automatisk identifikasjon av skip (AIS) gir spennende nye muligheter både når det gjelder beregning av eksterne kostnadskomponenter og overvåkning av aktiviteten - og dermed også muligheter når det gjelder håndhevingen av et evt. framtidig avgiftsregime som tar hensyn til slike lokale effekter (Figur 7-7).

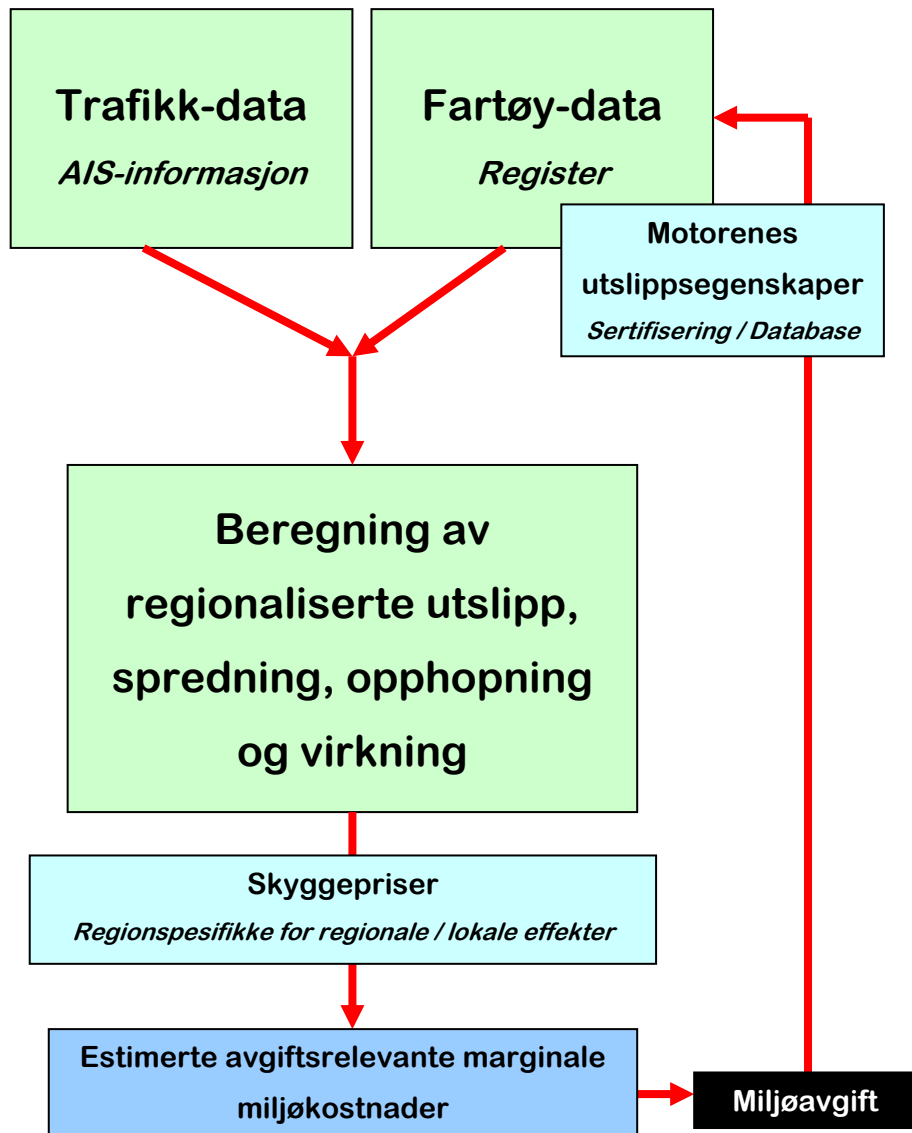


Figur 7-7 Illustrasjon av informasjon fra AIS-systemet (Kilde: Kystverket)

I Figur 7-8 har vi illustrert hvordan et slikt framtidig avgiftsregime kan tenkes å fungere. Sentrale elementer her er AIS-informasjonen som gir regionaliserte trafikkdata. Kombinert med et register for skipene, basert på IMO-nummeret som kjennetegn, og som inneholder teknisk og juridisk informasjon om skipet - og en sertifiseringsordning for motorer og evt. renseanlegg, vil en kunne beregne utslipp fra det enkelte skip. Dette må så sammenholdes med studier av skadevirkningene av utslippene. Dette reflekteres så i en regionspesifikk skyggpris som gir avgiftsrelevante marginalkostnader, og beregning av en riktig avgiftssats for miljøavgiften. Denne miljøavgiften vil så kunne innkreves via det samme fartøy-registerets opplysninger om eierskap til skipet.

I tillegg til å ta i bruk slike mer avanserte systemer for beregning av marginalkostnader, og for avgiftsinnkreving er man altså avhengig av betydelige framskritt i forhold til internasjonale avtaler og regelverk for at dette skal bli effektivt også for utenlandstrafikken. Juridiske avklaringer med hensyn til nasjoners rett til å kreve inn avgifter som ikke er direkte relaterte til tjenester, også utenfor territorialfarvannene er en del av dette, en annen del er knyttet til internasjonal harmonisering av prinsipper og beregningsmetoder for avgiftslegging av skipsfart. Om en skal oppnå effektivitet i prisingen av utslipp til luft bør en også over på systemer som sikrer tverrsektoriell effektivitet, for eksempel med handel av kvoter som omfatter både landbaserte og sjøbaserte utslipp.

Slike initiativer bør primært komme på globalt nivå via IMO-reguleringer. Et steg på vegen kan være intra-europeiske tiltak initiert av EU, men dette vil ikke være effektivt for interkontinentale transporter. EU har likevel vist seg som en pådriver for IMO-reformer i de senere år, og et ensidig regionalt initiativ fra Europa kan være med å drive fram globale IMO-reguleringer. Om det ikke oppnås enighet om tiltak for å begrense utslippene til luft fra sjøfarten står næringen i fare for å miste sin status som det mest miljøvennlige transportmiddelet, ettersom det stadig gjøres framskritt med hensyn til drivstoff-effektivitet og avgassrensing for landbaserte transportalternativer.



Figur 7-8 Prinsippskisse for beregning av miljøavgifter for sjøfarten basert på AIS-informasjon

Referanser

Berg, E, E Heirung, et al. (2001). *Innspill til Nasjonal transportplan for å ivareta sjøtransportens plass i denne, samt få belyst Nærskipsfartens potensiale overfor politikerne*. Trondheim, Marintek, SINTEF.

Berglund, CM and R Ericsson (2003). *På väg mot marginalkostnads-prissättning inom sjötransportsektorn*. Linköping, VTI.

Bickel, P and B Droste-Franke (2006). *Derivation of fall-back values for impact and cost factors for airborne pollutants*. Stuttgart, IER, University of Stuttgart.

Bickel, P, R Friedrich, et al. (2006a). *Proposal for Harmonised Guidelines*. Stuttgart, IER.

Bickel, P, M Jordans, et al. (2006b). *Marginal cost case studies for air and water transport*. Leeds, ITS, University of Leeds.

Bickel, P and S Schmid (2002). *Costs due to air pollution from maritime shipping*. Leeds, University of Leeds.

Bohm, P (1987). *Social Efficiency. A concise introduction to welfare economics*. London, MacMillan.

Buhaug, Ø (2006). *NOx Emission Factors - 2006 estimate - Rev. 2*. Trondheim, Marintek Sintef.

De Vlieger, I, H Joul, et al. (2005). *Sustainability assessment of technologies and modes in the transport sector in Belgium (SUSATRANS)*. Brüssel, Federaal Wetenschapsbeleid, Brüssel.

EC-DG7 (1995). *Towards Fair and Efficient Pricing in Transport. Policy options for internalising the external costs of transport in the European Union*. Brussels, EC.

EC-DG7 (1998). *Fair Payment for Infrastructure Use: A phased approach to a common transport infrastructure charging framework in the EU*. Brussels, EC.

EC, DV (2001). *European Transport Policy 2010: Time to decide*. D. VII. Brussels, European Commission.

Econ (2003a). *Eksterne marginale kostnader ved transport*. Oslo, Econ Analyse.

Econ (2003b). *Er finansieringen av offentlige transporttjenester optimal?* Oslo, ECON Analyse AS.

Eidhammer, O (2004). *Hva koster et skipsanløp?* Oslo, Transportøkonomisk Institutt.

- Elvik, R (1993). *Økonomisk verdsetting av velferdstap ved trafikkulykker. Dokumentasjonsrapport*. Oslo, TØI.
- Ericsson, R and JO Jansson (2002). *Swedish seaport case study - Price relevant marginal cost of swedish seaport services*. Brussels, European Commission.
- Eriksen, KS, TE Markussen, et al. (1999). *Marginale kostnader ved transportvirksomhet*. Oslo, Transportøkonomisk Institutt.
- Fiskeridepartementet (1984). *Lov om havner og farvann*, Fiskeridepartementet.
- Fiskeridepartementet (1994a). *Forskrift om havneavgifter, beregning og beregningsgrunnlag, oppbygging, oppkreving, kostnadsregistrering m.v.*, Fiskeridepartementet. **Forskrift 1994-12-02 nr 1077**.
- Fiskeridepartementet (1994b). *Forskrift om losberedskapsgebyrer og losingsgebyrer*, Fiskeridepartementet **Forskrift av 23. desember 1994 nr 1128**.
- Fiskeridepartementet (1995). *Forskrift om Kystgebyr*, Fiskeridepartementet.
- Fiskeridepartementet (1997). *Lov om lostjenesten m.v.*, Fiskeridepartementet.
- Flugsrud, K and K Rypdal (1996). *Utslipp til luft fra innenriks sjøfart, fiske og annen sjøtrafikk mellom norske havner*. Oslo, Statistisk Sentralbyrå.
- Gommers, A, L Verbeek, et al. (2006). *MOPSEA - Monitoring programme on air pollution from sea-going vessels. Draft Final Report*. Brussels, Belgian Science Policy.
- Harrison, Dj, D Radov, et al. (2004). *Evaluation of the Feasibility of Alternative Market-Based Mechanisms To Promote Low-Emission Shipping In European Union Sea Areas*. London, NERA Economic Consulting.
- Harrison, Dj, D Radov, et al. (2005). *Economic Instruments for Reducing Ship Emissions in the European Union*. London, NERA Economic Consulting.
- Heirung, E (2001). "Sjøtransportens avgifter og gebyrer må sidestilles med landtransportens." *Samferdsel* **2001**(2).
- Hesselborn, P-O (2006). *Trafikens externa effekter 2005*. Stockholm, SIKa.
- Holtskog, S (2001). *Direkte energibruk og utslipp til luft fra transport i Norge, 1994 og 1998*. Oslo - Kongsvinger, Statistics Norway.
- Hulskotte, J (2003). *Inventories for shipping emissions. Overview of results and methods used*. Apeldoorn.
- Hunt, A (2006). *General Issues in Costing Analysis: Units of account, Base years, and Currency conversion*. Bath, UK, University of Bath.

Jansson, JO and G Lindberg (1997). *Transport Pricing Principles in Detail. PETS Programme deliverable 2 - appendix*. Brussels, European Commission, PETS programme.

Jansson, JO and I Rydén (1979). *Samhällsekonomisk analys för hamnar*. Stockholm, EFI.

Jansson, JO and D Schneerson (1982). *Port Economics*. Cambridge, Mass., MIT Press.

Lindberg, G (2002). *UNITE Deliverable 9: Accident Cost Case Studies. Case Study 8d: External Accident Cost of Heavy Goods Vehicles. Preliminary Draft*. Leeds, UK, University of Leeds, ITS, UK / VTI Sweden.

Meersman, H, T Monteiro, et al. (2006). *Marginal cost case studies for air and water transport*. Leeds, UK, ITS, University of Leeds.

Nash, CA and B Matthews (2005). Transport pricing policy and the research agenda. *Measuring the marginal social cost of transport*. C. A. Nash and B. Matthews. Amsterdam, Elsevier. **14**.

Nerhagen, L, B Forsberg, et al. (2005). *Externa kostnader av luftföroreningar från trafiken. Förslag på beräkningmetod utifrån gransking av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige*. Borlänge, VTI.

Näringsdepartementet (2003). *Nya farledsavgifter*. Näringsdepartementet, Regeringskansliet, Sverige.

Prud'homme, R (2005). "L'experience du peage de Londres." *Transports* **3**(4): 73-81.

Quinet, E (2005). Alternative pricing doctrines. *Measuring the marginal social cost of transport*. C. A. Nash and B. Matthews. Amsterdam, Elsevier. **14**.

Rothengatter, W (2003). "How good is first best? Marginal cost and other pricing principles for user charging in transport." *Transport Policy* **10**: 121-130.

Selvig, E (2005). *Marginale miljøkostnader ved luftforurensning. Skadekostnader og tiltakskostnader*. Oslo, Statens Forurensningstilsyn.

Sikow-Magny, C (2005). Foreword. *Measuring the marginal social cost of transport*. C. A. Nash and B. Matthews. Amsterdam, Elsevier. **14**.

Swahn, H (2002). *Environmentally differentiated fairway charges in practice - the Swedish experience. 2nd seminar of the IMPRINT-EUROPE Thematic Network*. Brussels.

The Institute of Shipping Analysis, BMT Transport Solutions, et al. (2006). *Baltic Maritime Outlook 2006*. Göteborg, Sjöfartens Analys Institut (SAI).

Tornsjø, B (2001). *Utslipp til luft fra innenriks sjøfart, fiske og annen sjøtrafikk mellom norske havner*. Oslo, Statistisk Sentralbyrå.

Walters, AA (1976). "Marginal Cost Pricing in Ports." *The Logistic and Transportation Review* **12**(3).

Whall, C, D Cooper, et al. (2002). *Quantification of emissions from ships associated with ship movements between ports in the European Community*. Northwich, UK, Entec UK Limited.

Årland, E, T Ski, et al. (2006). *Gjennomgang av gebyrstrukturen for norsk kystfart*. Ålesund, Kystverket.

Aasestad, K (2004). *Utslipp til luft 1973-2003*. Oslo-Kongsvinger, Statistisk Sentralbyrå.