

Notat 2006-047

**Foreløpig evaluering
av utslippsavgiften for
forbrenning av avfall**

Foreløpig evaluering av utslippsavgiften for forbrenning av avfall

Utarbeidet for
Statens forurensningstilsyn

Innhold:

1	INNLEDNING	1
1.1	Bakgrunn.....	1
1.2	Problemstilling.....	2
2	USIKKERHET	2
3	KLIMAGASSER.....	3
3.1	Forventede kvotepriser	3
3.2	Nasjonale tiltakskostnader	4
3.3	CO ₂ -avgiften	4
3.4	Anbefaling	5
4	NOX	5
5	SO ₂ OG NMVOC	6
6	PARTIKLER	7
7	HYDROGENKLORID OG HYDROGENFLUORID	7
8	MILJØGIFTER OG TUNGMETALLER	8
8.1	Dioksiner.....	10
8.2	Verdsetting av krom.....	10
9	KONKLUSJON.....	11

1 Innledning

SFT har fått i oppdrag fra Miljøverndepartementet å evaluere avgiftssatsene i utslippsavgiften som pålegges forbrenning av avfall. Dagens avgiftssatser stammer fra beregninger gjennomført i 2000, se ECON (2000), justert for prisveksten, se også Tabell 1.1.

Tabell 1.1 Miljøkostnader fra ECON (2000) og avgiftssatser i 2006

Stoffer	Utslippskoeffisient enhet/tonn avfall	Miljøkostnad, tall fra 2000 omregnet til 2006-priser kr/enhet	Avgift, 2006 kr/enhet
Klimagasser, tonn avfall			
CO ₂	0,295	41,89	41,28
Andre gasser, kg			
SO ₂	417	19	18,00
NO _x	1.683	16	15,90
nmVOC	700	4	0
HF	1,27	21.920	21.600
HCl	488	110	108,00
Svevestøv	76	619	611,00
Helse- og miljøskadelige kjemikalier, g			
Dioksiner	0,00001	2.520.800	2.487.700
Kvikksølv (Hg)	0,0839	29,59	29,22
Kadmium (Cd)	0,0488	56,99	56,21
Bly (Pb)	0,23	67,95	67,12
Krom (Cr)	0,115	612,66	604,46
Kobber (Cu)	0,23	0,33	0,325
Mangan (Mn)	0,575	101,93	100,57
Nikkel (Ni)	1,539	9,97	9,85
Arsen (As)	0,171	10,41	10,28

1.1 Bakgrunn

Anslagene for miljøkostnader vil alltid ha en grad av usikkerhet, og denne usikkerheten skyldes flere forhold. Generelt kan man tale om usikkerhet i følgende tre dimensjoner/sammenhenger:

- Usikkerhet om sammenhengene mellom utslipp og miljøbelastningen (utslipp, spredning, deponering/konsentrasjoner)
- Usikkerhet om den fysiske kvantifiseringen av helse- og miljøvirkningene (dvs. dose-respons og skadefunksjonene)
- Usikkerhet ved de ulike verdsettings- og prisberegningsmetodene.

Gjennom økt kunnskap om disse forholdene vil noe av usikkerheten reduseres over tid. Derfor anbefales det generelt å gjennomgå anslag på miljøkostnader med

jevne mellomrom. I SFT (2005a) foreslås det at anslagene gjennomgås for eksempel hvert 3. år eller når det foreligger vesentlig ny kunnskap om dose-responssammenhengene, verdsetting av helse- og miljøgoder, endrede miljøpolitiske målsetninger og/eller nye tekniske løsninger eller industristrukturelle endringer.

Gitt at anslagene for de miljøkostnadene som ligger til grunn for avgiftssatsene i utslippsavgiften ble beregnet for snart 6 år siden er det på tide å vurdere anslagene. Det er videre stilt spørsmål ved noen av satsene fra flere aktører, for eksempel satsene for krom og hydrogenfluorid (HF). Hva gjelder utslipp av gasser som CO₂, NO_x og SO₂, ble oppdaterte anslag på marginale miljøkostnader publisert i SFT (2005a), og avgiftssatsene for utslippsavgiften bør vurderes i forhold til disse anslagene.

1.2 Problemstilling

Dette notatet er en foreløpig evaluering av avgiftssatsene for utslippsavgiften, hvor vi for hvert enkelt stoff har vurdert hvorvidt det finnes nyere anslag på miljøkostnaden eller ny kunnskap/forskning som tilsier en ny beregning av miljøkostnadene. I de tilfeller det finnes nye anslag på miljøkostnaden har vi vurdert om det gamle anslaget bør oppdateres med det nye. I de tilfeller det finnes nyere kunnskap som tilsier endrede anslag har vi kun vurdert om det er behov for å grundigere gjennomgang av denne nye kunnskap med sikte på en oppdatering av anslaget for miljøkostnad.

Prinsipper for beregning av miljøkostnader og ulike typer av kostnader drøftes ikke nærmere i dette notatet, for en gjennomgang av dette henvises til for eksempel ECON (2000) eller SFT (2005a). Det kan imidlertid nevnes at de to hovedprinsippene som brukes i de nevnte rapportene er beregnede direkte skadekostnader, for eksempel ved bruk av en effektkjedetilnærming, eller beregnede tiltakskostnader for å nå en gitt politisk målsetning. I SFT (2005a) anbefales det å bruke tiltakskostnader som en nedre grense for miljøkostnaden og skadekostnaden som en øvre grense – i de tilfeller dette anslaget er høyere enn tiltakskostnaden.

2 Usikkerhet

I ECON (2000) pekes det på at ”anslagene for miljøkostnader er usikre. Dette gjelder spesielt anslagene for skadene av helse- og miljøskadelige kjemikalier, hvor skadevirkningene er verdsatt ut fra antatte effekter på menneskelig helse.” I verdsettingen av disse effektene står verdien av framskyndet dødelighet som følge av utslippene sentralt.

I ECON (2001) pekes det på at en utslippsavgift krever noenlunde sikre anslag på skadeeffekter av forskjellige utslipp og hvordan en skal verdsette skadene, men at disse anslagene alltid vil ha større eller mindre usikkerhet både i forhold til skadeeffekter og verdsettingen. Hvis en ser på flere stoffer samtidig vil denne usikkerheten tendere til å bli jevnet ut, dvs. at usikkerheten i det samlede anslaget er mindre enn for hvert enkelt stoff. Den tidligere sluttbehandlingsavgiften hadde i

dette henseende en fordel fremfor dagens utslippsavgift som er basert på skadeanslag for hvert enkelt stoff for seg.

Generelt kan en si at usikkerheten sannsynligvis er lavest for de anslag som er basert på beregnede tiltakskostnader for å nå et gitt politisk mål for reduksjon i utslipp, i vårt tilfelle gjelder dette CO₂, NO_x og SO₂. Anslåtte kostnader for de helse- og miljøfarlige stoffene er som regel mer usikre.

Usikkerhet knyttet til sammenhenger mellom utslipp, spredning og deponering/konsentrasjoner, dvs. det første kulepunktet i listen ovenfor er for mange stoffer forholdsvis liten. Som det påpekes i SFT (2005a) er metodene for å se på disse sammenhengene blitt utviklet over lang tid og er godt verifisert ved empiri (målinger av utslipp og belastning) og også etterprøvbare.

Når det gjelder sammenhengene utslipp-spredning-belastning (kulepunkt 2 i listen ovenfor) kan ny kunnskap vise at utslippene enten er mer eller mindre skadelige enn antatt, dvs. at kostnadene enten øker eller reduseres. Det er ikke grunnlag for å antyde noen systematikk eller generell tendens i denne usikkerheten. Det er samtidig viktig å være klar over at denne usikkerheten kan være vesentlig. I SFT (2005a) vises denne usikkerheten gjennom et stort spenn mellom øvre eller nedre verdi for noen stoffer, da spesielt partikler/støv.

Usikkerhet om verdsetting/prising av miljøgodene og helseskadene (kulepunkt 3 i listen ovenfor) som ikke kan leses ut av markedspriser er stor. Det har vært betydelig metodeutvikling knyttet til betalingsvillighetsundersøkelser, men fortsatt gir ulike undersøkelser svært forskjellige resultater og det kan være vanskelig å reproducere resultatene.

3 Klimagasser

Generelt så anbefales det å bruke tiltakskostnaden ved beregning av miljøkostnaden for klimagasser ettersom skadekostnadene er meget vanskelige å beregne og det hefter så pass stor usikkerhet ved de beregninger som er gjort at disse ikke anbefales brukt. Tiltakskostnadene kan enten baseres på dagens CO₂-avgifter, på beregnet framtidig kvotepris for å nå målsetningene i Kyoto-protokollen eller på beregnede tiltakskostnader for å nå de samme målsetningene. Alle metodene har sine fordeler og ulemper. For eksempel varierer CO₂-avgiften på tvers av og innen ulike sektorer, mens anslagene på kvoteprisen for å oppfylle Kyoto-avtalen også varierer, og samtidig er det langt fra sikkert at den beregnede kvoteprisen vil bli den faktiske når avtalen trer i kraft.

Verdsettingen av utslipp av klimagasser ble i ECON (2000) basert på Klimameldingens anslag for kvotepris for å oppfylle Kyoto-protokollen, som var 130 kr pr. tonn CO₂, hvilket omregnet til dagens priser blir 142 kr/tonn.

3.1 Forventede kvotepriser

I 2001 trakk USA seg fra Kyoto-avtalen, og dermed ble anslagene på kvoteprisen kraftig redusert. For eksempel har Hagem og Holtsmark (2001) anslått at kvoteprisen som følge av at USA ikke ratifiserer protokollen kan reduseres fra 15 til 5

USD/tonn CO₂, dvs. fra de ca. 135 kr/tonn som ble brukt i ECON (2000) til 45 kr/tonn.

I den siste hovedrapporten (TAR) anslo IPCC de gjennomsnittlige marginale tiltakskostnader for å oppfylle Kyotoprotokollen for industriland til 20-600 US\$ pr tonn C uten kvotehandel og 15-150 US\$ pr tonn C med full kvotehandel, tilsvarende henholdsvis 50-1500 og 37-370 kr pr. tonn CO₂. Det er også gjennomført flere andre studier for å anslå kvotepris for CO₂ ved en oppfyllelse av Kyotoavtalen. Disse anslagene er imidlertid svært usikre, og varierer fra 50 til 400 kr pr. tonn CO₂, se Klimameldingen (St.meld. nr. 54, 2000-2001).

Det europeiske systemet for handel med utslippskvoter for CO₂ (EU ETS) ble etablert 01.01.2005, som et første steg i implementeringen av Kyoto-protokollen i EU. Prisen på kvotene i dette systemet har lenge ligget langt over forventet pris, og var hele €30 pr. tonn CO₂, tilsvarende omtrent 235 kr, i slutten av april 2006. Prisen sank imidlertid kraftig i begynnelsen av mai etter at flere land rapporterte lavere CO₂-utslipp enn forventet, og prisen er nå på omtrent €11/tonn (ca 85 kr), mens forward-prisen for 2008-kvoter i dag er på ca €20 (ca 155 kr).

I ECONs kraftmodeller brukes et basisanslag for Kyoto-perioden på €13 pr. tonn (100 kr/tonn), men med en usikkerhetsmargin på €5 - €30 pr. tonn.

3.2 Nasjonale tiltakskostnader

De norske forpliktelsene i Kyoto-protokollen kan oppfylles enten ved hjelp av nasjonale tiltak eller ved kvotekjøp. Kyoto-protokollen har ikke noe konkret krav på hvor mye som skal reduseres nasjonalt. På Klimakonvensjonen syvende partsmøte (COP 7) i Marrakech i 2001 ble det besluttet at *"domestic action shall constitute a significant element of the effort made by each Party"*. Samtidig er det opp til myndighetene i de enkelte land å definere hva som menes med *"significant element"*. I Soria Moria-erklæringen oppgir regjeringen at man vil "sikre at betydelige deler av Norges klimaforpliktelser fra Kyoto-avtalen skjer nasjonalt." Ut fra en betraktning av kostnadseffektivitet bør 1/5 av utslippsreduksjonen gjøres nasjonalt (dvs. 2,4 millioner tonn av i alt 12 millioner), mens resten bør importeres i form av kvotekjøp. Men ut fra en politisk betraktning er det mer realistisk å regne med at omtrent halvparten av "gapet" mellom prognose og mål blir realisert innenlands, dvs. om lag 5-7 millioner tonn. De sist publiserte tiltakskostnadene for klimagasser viser at disse vil komme opp mot 400 kr/tonn CO₂ i 2010 for å nå "i overkant av 50 prosent av de reduksjoner som må til for å innfri Kyoto-forpliktelsen", se SFT (2005b).

3.3 CO₂-avgiften

CO₂-avgiften varierer i dag fra 86 kr per tonn (tunge fyringsoljer) til høyeste verdi på 341 kr per tonn (bensin) CO₂. Flere kilder er også fritatt for CO₂-avgift. Avgiften dekker nær 2/3-deler av CO₂-utslippene og nesten 50 prosent av alle klimagassutslippene. Gjennomsnittlig avgift for de som betaler avgift er mellom 250 – 300kr per tonn CO₂. Den store variasjon i avgiftsnivå skyldes trolig at CO₂-avgiften ikke er begrunnet ut fra klimaproblemet alene. Fritakene eller de reduserte avgiftssatsene er ofte begrunnet ut fra ønsket om å ta hensyn til enkelte fordelingsvirkninger av CO₂-avgiften.

3.4 **Anbefaling**

De varierende anslagene og ikke minst utviklingen i EU ETS viser på vanskelighetene med å fastslå en forventet kvotepris. Men dette betyr ikke at man heller bør bruke dagens CO₂-avgifter som et anslag på tiltakskostnader, ettersom det hefter mange spørsmål/problemer til dette. Å velge CO₂-avgiften fremfor kvoteprisen er lite konsistent, og er egentlig et argument for at Norge burde påtatt seg strengere forpliktelser i Kyoto-protokollen enn man faktisk har gjort.

I SFT (2005a) anbefales imidlertid å bruke tiltakskostnaden gitt at Norge gjennomfører omtrent halvparten av sine utslippsreduksjoner nasjonalt, som da var beregnet til 200 kr/tonn CO₂. Som nevnt ovenfor er de sist beregnede tiltakskostnadene 400 kr/tonn for samme utslippsreduksjon, dvs. en vesentlig økning i tiltakskostnaden.

Hvis en skal bibeholde prinsippet for CO₂-delen av utslippsavgiften som ble brukt når avgiften ble innført, bør avgiften justeres i forhold til dagens antatte kvotepris. Dette betyr at avgiften reduseres fra omtrent 42 til 30 kr/tonn avfall, som tilsvarer en kvotepris på 100 kr/tonn CO₂.

Som påpekt er det stor usikkerhet knyttet til dette tallet, og tatt i betraktning at SFT (2005a) anbefaler bruk av en tiltakskostnad på 200 kr/tonn CO₂, kan det argumenteres for at avgiftssatsen for CO₂ bør beholdes på nåværende nivå eller endog økes.

4 **NO_x**

Norges forpliktelser i Gøteborg-protokollen er en reduksjon i utslippene av NO_x med omtrent 27 prosent fra 2004 til 2010. En så kraftig utslippsreduksjon vil være krevende. Et mulig tiltak for å nå dette målet er å innføre en avgift på utslipp av NO_x, og ifølge revidert nasjonalbudsjett 2006 vil en slik avgift bli innført fra 1. januar 2007. Avfallsforbrenning vil ikke bli omfattet av denne avgiften ettersom utslippsavgiften for disse anleggene allerede omfatter NO_x. I forbindelse med arbeidet med denne avgiften er det gjennomført nye beregninger av tiltakskostnader for å nå målsetningene i Gøteborg-protokollen. Disse beregningene viser at kostnadene kan bli til dels vesentlig høyere enn antatt da Gøteborg-protokollen ble ratifisert i 2002. Tidligere tiltakskostnader var beregnet til mellom 10 og 20 kroner pr kg NO_x som ble redusert, mens de nye beregningene indikerer kostnader opp mot 50-60 kr pr. kg NO_x.

I SFT (2005a) ble det presentert direkte skadekostnader for NO_x-utslipp, men bare for Oslo-regionen. Disse kostnadene ble i denne rapporten anslått til 47 kr/kg. Tiltakskostnaden for reduksjon av utslippene i forhold til Gøteborg-protokollen ble i denne rapporten anslått til 26 kr/kg, men som nevnt ovenfor er disse kostnadene etterpå blitt justert opp.

For NO_x anbefaler vi at avgiftssatsen enten settes lik tiltakskostnaden i SFT (2005a), dvs. 26 kr/kg, eller at den harmoniseres med den kommende avgiften på utslipp av NO_x.

5 SO₂ og nmVOC

For gassene SO₂ og nmVOC bør de oppdaterte skadekostnadene fra SFT (2005a) brukes. SFT (2005a) oppgir både tiltakskostnader for å nå målene i Gøteborg-protokollen og beregnede skadekostnader for disse utslippene, se tabell 2.

Kravene om reduserte utslipp av nmVOC vil ifølge SFT (2005a) kunne nås til en kostnad på $1 \pm 0,2$ kr (2003-kr), og vil i all hovedsak bestå av gjenvinning av VOC-damp under bøyelastning av råolje i Nordsjøen. For nmVOC finnes det ikke noen beregnede direkte skadekostnader. Vi følger her anbefalingen fra SFT (2005a) og setter miljøkostnaden, og dermed foreslått avgiftssats, for nmVOC til 0 kr/kg.

Tabell 5.1 Miljøkostnader for SO₂ og nmVOC. kr/kg utslipp (NOK 2006)

Stoff	Nedre anslag (tiltakskostnad)	Øvre anslag (direkte skadekostnad)
SO ₂	16	31 (1-130) ¹
nmVOC	0	0

Kilde: SFT (2005a)

¹ Geografisk differensiering, med et vektet snitt på 31 kr/kg, basert på antall innbyggere og at alle steder som ikke har et øvre anslag på miljøkostnaden antas å ha en skadekostnad lik 1 kr/kg.

SO₂ gir først og fremst forsurings- og materialskader, mens helseskader sannsynligvis kun vil kunne oppstå på svært få steder i Norge. De marginale skadekostnadene geografisk avhengige, og for forsuringskader (dvs. skader på fisk) er disse beregnet å være størst på Sør-Vestlandet, mens materialskadene er størst i større byer, og hvor kostnadene er høyest i Bergen.

Norge har i prinsippet allerede nådd målsettingen for reduksjon av utslipp av SO₂ i Gøteborg-protokollen, men utslippene er forventet å øke noe innen 2010 slik at hvis ikke tiltak settes inn vil ikke målene nås i målåret 2010. SFTs tiltaksanalyse fra 2001 (SFT, 2001) viser at den nødvendige utslippsreduksjonen vil kunne nås til en kostnad på 15 ± 3 kr pr. kg SO₂ (2003-kr).

Grunnet usikre, og til dels kraftig varierende, skadekostnader anbefaler vi at man bruker tiltakskostnaden ved beregning av avgiftssatsen for SO₂. Dette betyr at avgiften reduseres noe i forhold til dagens nivå.

Samtidig er det viktig å være klar over at anbefalingen fra SFT (2005a) er basert på til dels eldre data og at man i denne sammenstillingen anbefaler at det foretas gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget og at det foretas revisjoner og oppdateringer av estimatene for marginale miljøkostnader med jevne mellomrom. Det nevnes også her at revisjoner bør foretas når de miljøpolitiske målsetningene om utslippsreduksjoner oppnås, ettersom grunnlaget for å opprettholde en marginal miljøkostnad basert på marginal tiltakskostnad da til dels bortfaller. Samtidig argumenteres det i SFT (2005a) for at den marginale tiltakskostnaden opprettholdes for å sikre at utslippsnivået holdes innenfor målsetningen.

6 Partikler

I SFT (2005a) presenteres anslag for marginale helsekostnadsskader fra PM_{10} fra forskjellige kilder og i forskjellige byer. Disse anslagene er i prinsippet de samme som er brukt i ECON (2000), som i sin tur bygger på SFT (2000). Det er imidlertid viktig å være klar over at verdsettingen gjelder utslipp av PM_{10} , mens forbrenningsutslipp som regel består av partikler som er mindre enn $PM_{2,5}$. De mindre partiklene har større helsemessig betydning blant annet fordi de trenger dypere ned i lungene enn de større partiklene. I tillegg peker SFT (2005a) på at forbrenningspartikler kan bære med seg andre stoffer, og at dette kan bety at de er betydelig mer skadelige enn PM_{10} , men at det ikke finnes tilstrekkelig dokumentasjon av denne effekten.

Skadene fra partikler er svært avhengige av lokaliseringen av forbrenningsanlegget, og vil variere fra 0 kr utenfor tettbygget strøk til mellom 1.200-5.300 kr pr. kg i Oslo (laveste anslag basert på 7 tapte leveår og høyeste på et statistisk liv uansett antall år som går tapt, begge basert på at et statistisk liv verdsettes til 12 mill. kr). Det bør derfor vurderes om avgiften skal differensieres geografisk. En kunne for eksempel tenke seg at anlegg lokalisert utenfor tettbygget strøk ikke har noen avgift for utslipp av partikler, anlegg i tettsteder over 15.000 innbyggere har en avgift på 300 kr/kg, anlegg i byer mellom 50.000 og 200.000 innbyggere har en avgift på 1.200 kr/kg, mens anlegg i større byer (i praksis Oslo) har en avgift på 3.250 kr/kg.¹ Hvis en ikke velger geografisk differensiering bør avgiften beholdes på nåværende nivå. Dette anslaget er sannsynligvis litt lavt i forhold til antatt skadelighet av mindre partikler, men foreløpig mangler dokumentasjon for å beregne nye skadekostnader.

7 Hydrogenklorid og hydrogenfluorid

Anslagene for hydrogenklorid/saltsyre (HCl) og hydrogenfluorid/Flussyre (HF) i ECON (2000) baserer seg på beregninger fra Vennemo (1995). Disse tallene er beregnet basert på en kostnad for NOx på 49 kr/kg, og med en justering av kostnaden for NOx til 25 kr/kg, som foreslått ovenfor, vil kostnadene for HCl og HF halveres.

Det kan argumenteres for at samlede utslipp av HF og HCl i dag er lave og at utslippene fra forbrenningsanlegg er så marginale at de ikke representerer noen risiko for skade, verken på vegetasjon, dyreliv eller mennesker. Det finnes ikke noen tilgjengelig statistikk over utviklingen i utslipp av HCl og HF, hvilket kan indikere at disse utslippene er mer eller mindre uproblematisk. Ifølge Folkehelseinstituttet er "utslippene av fluorider til uteluft ... i dag så lave at de antakelig gir liten eller ingen skade verken på miljøet eller på befolkningen i nærområdene", se Refsnes (2005).

¹ Disse anslagene er basert på gjennomsnitt av anslag for hhv. tapte leveår og statistisk liv i SFT (2005a). Dette prinsippet ble også brukt i ECON (2000).

Begge stoffene er etsende, og HF klassifiseres som meget giftig, mens HCl ikke er like giftig. En grunn til at HCl klassifiseres som mindre giftig er at dette er en meget reaktiv gass og derfor sjelden når miljøet. HCl kan imidlertid bidra til forsurening gjennom surt regn. Utslipp av HF til luft vil etter hvert havne på bakken, men her vil stoffet nøytraliseres i form av inorganiske fluorsalter.

Det anbefalte luftkvalitetskriteriet for fluorider er ifølge SFT-rapport 92/16 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (gjennomsnittet over 6 måneder) og $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som gjennomsnittsverdi over et døgn. Grenseverdien for utslipp til luft fra avfallsforbrenningsanlegg er $1 \text{ mg}/\text{Nm}^3$. Sannsynlig fortynningsgrad for utslippet før det når bakken er konservativt anslått over 10.000 for timemiddelverdiene (basert på diverse spredningsberegninger av utslipp til luft fra avfallsforbrenningsanlegg). Bakkekonsentrasjonsbidrag for HF vil derfor være mindre enn $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dvs. mindre enn 0,5 prosent av luftkvalitetskriteriet. I WHO-rapporten "Air quality guidelines" (fra år 2000) er det ikke noen grenseverdier for fluorider i uteluft, men det sies at fluoridkonsentrasjonene bør være mindre enn $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (årgjennomsnitt) for å hindre skade på vegetasjon og vilt/buskap og at slike konsentrasjoner også vil beskytte menneskers helse.

Avgiftssatsene for HCl og HF bør reduseres med minst 50 prosent, slik at avgiften er i tråd med verdsettingen av NO_x. Det bør videre overveies å fjerne disse avgiftselementene helt, da utslippene fra forbrenningsanlegg med stor sannsynlighet ikke representerer noen skade for mennesker i dag.

8 Miljøgifter og tungmetaller

I ECON (2000) er verdsettingen av miljøgifter og tungmetaller basert på indekser over stoffers skadeeffekter, i form av Eco-indicator99 og CML/RIVM-indeksen.

Siden 2000 har flere indekser for karakterisering og monetarisering av ulike stoffers skadelighet blitt utarbeidet og publisert, til bruk i Life Cycle Impact Assessments (LCIA). LCIA inngår som en del av en fullstendig livsløps-analyse, og er den del hvor de miljømessige effektene av det produktet eller tjenesten som analyseres blir vurdert. Nedenfor følger en kort omtale av et utvalg av indekser/metoder som kan brukes i en LCIA:

- *EDIP2003* (Environmental Design of Industrial Products)²: Dette er en oppdatert versjon av EDIP97, som er en metode som dekker de aller fleste utslippsrelaterte effektene, ressursbruk og arbeidsmiljø, se for eksempel Wenzel m.fl. (1997). Metoden er utviklet i Danmark, og markedsføres av LCA Center. I metoden brukes såkalt "midpoint" kategorier, dvs. at den beregner selve "dosen" (for eksempel giftighet for mennesker eller global oppvarmingspotensial), men ikke "endpoint", dvs. responsen (i form av skade på mennesker målt i DALY³ eller tilsvarende, eller CO₂-ekvivalenter). Den oppdaterte versjonen dekker blant annet flere miljø-

² (<http://www.dk-teknik.dk/cms/site.asp?p=1378>).

³ Disability Adjusted Life Years.

messige mekanismer og er mer skadeorientert enn EDIP97, se for eksempel Hauschild og Potting (2003) og Potting og Hauschild (2003).

- *EcoTax02*: Dette er en svensk monetariseringsmetode, basert på svenske skatter og avgifter, se for eksempel Eldh (2003).
- *Impact 2002*: Dette er en metode som er utarbeidet ved Swiss Federal Institute of technology, se Jolliet m.fl. (2003). Denne metoden kombinerer midpoint (14 kategorier) og endpoint (4 skadekategorier, bl.a. DALY). Estimaten som brukes er delvis basert på Eco-indicator99 og CML 2002.⁴
- *CML Guideline 2002*: Dette er en oppdatering og videreutvikling av det indekset som ble brukt i ECON (2000), se bl.a. Guinée m.fl. (2002). I denne metoden brukes midpoint-kategorier.⁵
- *EPS2000d*: denne metoden brukes i EPS-systemet, et system som er utviklet for å velge mellom to ulike produkter eller produktkonsept. I EPS2000d kategoriseres indikatorene etter faktisk skade på menneskers helse, økosystemer, biodiversitet, abiotiske ressurser og/eller rekreasjons- og kulturelle verdier. Basert på disse indikatorene beregnes karakteriseringsfaktorer. Vekting av indikatorene er basert på folks betalingsvilje for å unngå en endring i disse indikatorene. Metoden er dokumentert i Steen (1999a, b).⁶
- *JEPIX* og *LIME* er to japanske metoder, hvor JEPIX er en vektningsmetode som utgår fra avstand til miljøpolitisk målsetting og LIME inkluderer både midpoint, endpoint/skade (for eksempel DALY) og vekting, se Miyazaki m.fl (2003) og Itsubo m.fl. (2004).⁷

Det kan også nevnes at det er tatt flere internasjonale initiativer for å ”samordne” arbeidet med livsløpsanalyser, for eksempel det nordiske initiativet NorLCA⁸, og ”The life cycle initiative” som er etablert av UNEP og SETAC (Society for toxicology and chemistry)⁹. I Heijungs m.fl. (2003) rapporteres første fasen i et prosjekt som har til hensikt å kombinere Eco-indicator99 og en LCA guide fra 2001. Status i dette arbeidet, dvs. hvorvidt man har publisert nye kategoriseringsfaktorer (som er den andre fasen i prosjektet) kjenner vi ikke til.

Som listen ovenfor viser finnes det en lang rekke indekser som kan brukes for verdsetting av miljøskader. Hvor store forskjeller i miljøkostnader som disse vil gi har vi ikke hatt mulighet for å vurdere. I det så kalte OMNITOX-prosjektet er det bl.a. blitt gjort en sammenligning av flere indekser/metoder (Impact 20002, CalTOX, USES-LCA og EDIP) for bl.a. å se hvorvidt de utvalgte stoffene (organiske kjemikalier) rangeres likt, se Rosenbaum og Margni (2004). Man finner her at rangeringen stort sett er konsistent, men at det kan være store

⁴ <http://www.epfl.ch/impact>

⁵ <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>

⁶ <http://eps.esa.chalmers.se>

⁷ <http://www.jepix.org> og <http://www.jemai.or.jp/lcaforum/index.cfm>

⁸ <http://www.norlca.org>

⁹ <http://lcinitiative.unep.fr>

forskjeller for enkelte stoffer, hvilket kan gi problemer når man skal normalisere verdiene i forhold til et stoff (se også omtalen av krom nedenfor).

Vi har heller ikke vurdert nærmere hvilket eller hvilke indekser som er mest hensiktsmessige for bruk på norske forhold, men det er grunn til å forutsette at de europeiske indeksene er mest relevante. Gitt den metodeutvikling som har vært på dette området i de senere år er det grunn til å foreta en grundig analyse av disse metodene, bl.a. for å oppdatere de miljøkostnadene som ligger til grunn for avgiftssatsene i utslippsavgiften.

Vi kan ikke på nåværende tidspunkt gi noen nye anslag på miljøkostnader for tungmetaller og helse- og miljøskadelige kjemikalier, men heller anbefale at det gjøres en grundig gjennomgang av nye indekser og metoder. Nedenfor redegjør vi imidlertid for en dansk verdsetting av dioksiner samt verdsettingen av krom i ECON (2000) ettersom det fra flere hold er stilt spørsmålstegn ved disse avgiftssatsene.

8.1 Dioksiner

Når det gjelder dioksiner ble det i 2003 gjennomført en grundig gjennomgang av dioksiners skadelige effekt og samfunnsøkonomiske kostnader knyttet til dette i Danmark, se Bjerrum og Dengsøe (2004). Her beregner man at kostnaden for dioksinutslipp fra avfallsforbrenning er 13 DKK/tonn avfall. Til sammenligning var den beregnede dioksinkostnaden 24 kr/tonn avfall i ECON (2000). Grunnet stor usikkerhet i tallene, at Bjerrum og Dengsøe (2004) bruker en vesentlig lavere verdi på et statistisk liv (5,3 mill. DKK, mot 12 mill. kr i ECON (2000)) og at utslippene av dioksiner pr. tonn avfall antas å være lavere i Danmark enn hva som ble forutsatt i ECON (2000) er det ikke noen vesentlig forskjell på anslagene i de to analysene. Bjerrum og Dengsøe (2004) peker imidlertid på at det er stor usikkerhet, ikke minst i forhold til dose-respons, og at disse forhold bør undersøkes nærmere.

8.2 Verdsetting av krom

Krom verdsettes i ECON (2000) til 559 kr/gr. Anslaget er basert på at utslippene av krom består av treverdig krom (Cr(III)) og seksverdig krom (Cr(VI)) i forholdet 50/1. I Eco-indicator99 er skadene knyttet til utslipp av Cr(VI) verdsatt til 677 kr/g (2000-priser), mens skader knyttet til utslipp av Cr(III) ikke er verdsatt i dette indekset. I CML/RIVM er forskjellige stoffer rangert etter skadelighet, og her er Cr(VI) rangert som å være over 7.000 ganger så skadelig som Cr(III), hvilket indikerer at Cr(III) kan verdsettes til 0,1 kr/gr. Krom totalt ville med denne verdsettingen ha en kostnad på 13,64 2000-kr/gr, hvilket tilsvarer omtrent 15 kr/gr i 2006-kr.

Hvis man imidlertid baserer verdsettingen av Cr(III) på noen av de andre stoffene som både er verdsatt i Eco-indicator99 og CML/RIVM får man helt annerledes resultater. Hvis man for eksempel bruker alle 20 stoffene som er med i begge indeksene vil man få en verdi på Cr(III) som er lik 723 kr/gr, varierende fra 0,07 kr til 6.840 kr/gr. Dette tilsvarer en verdi på krom total i intervallet 13,6-6.717 kr/gr, med et vektet snitt på 722 kr.

I ECON (2000) er kostnaden for Cr(III) beregnet som gjennomsnittet for en verdsetting basert på Cr(VI), dvs. 0,1 kr/gr, og på kadmium. Sistnevnte er verdsatt til 52,3 kr/gr i Eco-indicator99, mens CML/RIVM rangerer Cr(III) som 21 ganger farligere enn kadmium, og følgelig får Cr(III) en verdi på drøyt 1.000 kr/gr. Gjennomsnittet av disse to beregningene er lik 557 kr/gr.

Hvilken vektning som er den mest korrekte har det ikke vært mulig å fastslå i denne vurderingen. Det kan imidlertid synes som at Cr(VI) er noe lavt verdsatt i Eco-indicator99 sammenlignet med rangeringen av andre stoffer i CML/RIVM.¹⁰ Samtidig kan det stilles spørsmålstegn ved rangeringen av Cr(III) i CLM/RIVM i forhold til stoffer som kadmium og kvikksølv, ettersom de sistnevnte stoffene regnes som betydelig mer skadelige enn Cr(III) i veldig mange andre tilfeller (for eksempel inngår kadmium og kvikksølv i både Norge og EUs lister over prioriterte miljøgifter, mens dette ikke gjelder for treverdige krom). Den sprikende verdsettingen og rangeringen i henholdsvis Eco-indicator99 og CLM/RIVM taler for at en bør se på hvordan krom rangeres i andre indekser.

Eksponering for seksverdig krom Cr(VI) er vesentlig mer skadelig enn treverdig krom Cr(III), og slik som disse er verdsatt i ECON (2000) fremkommer ikke denne forskjellen. Som nevnt bør verdsettingen av tungmetallutslippene på sikt gåes igjennom grundig, men som en foreløpig løsning for å få verdsettingen av Cr mer i tråd med andre vurderinger anbefales følgende metode:

- Cr(VI)-utslipp verdsettes til 677 kr/g (dvs. beholdes på dagens nivå)
- Cr(III) utslipp verdsettes til 1/25 av verdien for Cr(VI) utslipp, dvs. til 27,08 kr/g. denne vurderingen av Cr(III) skadelighet i forhold til Cr(VI) er i tråd med anbefalinger i arbeidsmiljøsammenheng
- De totale utslippene av krom forutsettes å bestå til 98 prosent av Cr(III), dvs. at forholdet i ECON (2000) beholdes.
- Total verdsetting blir da 40,07 kr/g.

9 Konklusjon

Vår gjennomgang viser at det er meget stor usikkerhet knyttet til beregningen av miljøkostnader. Siden miljøkostnadene knyttet til avfallshåndtering ble utarbeidet i 2000 har det skjedd en metodeutvikling, spesielt i form av indekser for ulike stoffers skadeeffekter. Dette taler for at det gjøres en grundigere gjennomgang av de mest sentrale indeksene, for å få nye anslag på miljøkostnadene for miljøgifter og tungmetaller.

For CO₂ bør avgiftsatsen reduseres noe, gitt at man ønsker å bruke samme prinsipp for fastsetting av kostnaden, dvs. forventet kvotepris, som i ECON (2000), se også tabell 3. Gitt at SFT for andre formål anbefaler å bruke tiltaks-kostnaden for å oppfylle halvparten av Norges forpliktelser i Kyoto-protokollen

¹⁰ Hvis en for eksempel baserer verdsettingen av Cr(VI) på verdsettingen av kadmium i Eco-indicator99 og rangeringen av Cr(VI) i forhold til kadmium i CML/RIVM ville Cr(VI) ha en skadekostnad på over 7 millioner kr/gr.

med nasjonale tiltak bør det vurderes om dette også skal gjelde for CO₂-satsen i utslippsavgiften.

For gassene SO₂ og NO_x ble tiltakskostnadene for å nå Norges internasjonale forpliktelser brukt i ECON (2000). Oppdaterte tiltakskostnader taler for en marginal endring i disse avgiftssatsene.

Avgiftssatsene for HF og HCl bør i det minste halveres, og det bør også overveies om disse satsene skal settes lik null.

For støv anbefaler vi at avgiftssatsen beholdes, men at en geografisk differensiering overveies. Sannsynligvis er dagens sats lav i forhold til antatte skadevirkninger ettersom satsen er beregnet for PM₁₀, mens partikkelstørrelsen fra forbrenning som regel er mindre og dermed mer skadelig.

For tungmetaller og helse- og miljøskadelige stoffer anbefaler vi at man foreløpig beholder dagens avgiftssatser, men at det gjøres en grundig gjennomgang av nye og oppdaterte indekser for skadekostnadene knyttet til disse stoffene.

Tabell 9.1 Anbefalte avgiftssatser, kr/enhet (2006)

Stoffer	Avgift, 2006 kr/gram	Anbefaling kr/gr
Klimagasser, tonn		
CO ₂	41,28	Reduseres til 30 kr/tonn avfall, eller beholdes foreløpig
Andre gasser, kg		
SO ₂	18,00	16,00
NO _x	15,90	25,00, alternativt harmonisering med kommende NO _x -avgift
nmVOC	0	0,00
HF	21.600	11.000 alternativt 0
HCl	108	50 alternativt 0
Partikler	611	611 alternativt geografisk differensiert 0-3.200 kr/kg
Helse- og miljøskadelige kjemikalier, g		
Dioksiner	2.487.700	Beholdes foreløpig
Kvikksølv (Hg)	29,22	Beholdes foreløpig
Kadmium (Cd)	56,21	Beholdes foreløpig
Bly (Pb)	67,12	Beholdes foreløpig
Krom (Cr)	604,46	Endres foreløpig til 40,00 kr/g
Kobber (Cu)	0,325	Beholdes foreløpig
Mangan (Mn)	100,57	Beholdes foreløpig
Nikkel (Ni)	9,85	Beholdes foreløpig
Arsen (As)	10,28	Beholdes foreløpig

Referanser

- Bjerrum Jensen, D. and Dengsøe, N. (2004): *Værdisætning af skadesomkostninger ved affaldsforbrænding, - en analyse af dioxiners skadelige effekter og et regneeksempel på disse effekters samfundsøkonomiske omkostninger*. TemaNord 2004:5.
- ECON (2000): *Miljøkostnader ved avfallsbehandling*. Rapport 85/00, ECON Analyse, Oslo.
- ECON (2001): *Utslippsavgift på forbrenning av avfall*. Rapport 28/01, ECON Analyse, Oslo.
- Eldh, P. (2003): Ecotax02 – an update of a life cycle assessment weighting method with a case study on waste management. Master of Science thesis TRITA-KET-IM 2003:12, Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Guinée, J.B. (ed.), M. Gorée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, W. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, J.A. de Briuijn, R. van Duin og M.A.J. Huijbregst (2002): *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Hagem, C. and B. Holtsmark (2001): “Liten miljøeffekt av Kyotoavtale uten USA”. *Cicerone*, 2001 (3), 16-18.
- Hauschild, M. og J. Potting (2004): *Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology*. Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Heijungs, R., M. Goedkoop, J. Struijs, S. Effting, M. Sevenster og G. Huppes (2003): *Towards a life cycle impact assessment method which comprises category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report of the first project phase. Design of the new method. ?*
- Itsubo, N., M. Sakagami, T. Washida, K. Kokubu og A. Inaba (2004): “Weighting across safeguard subjects for LCIA through the application of conjoint analysis”. *International Journal of LCA*, 9(3), 196-205.
- Jolliet, O. M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzes og R. Rosenbaum (2003): IMPACT 2002+: “A new life cycle impact assessment methodology”. *International Journal of LCA*, 10 (6), 324-330.
- Miyazaki, N., C. Siegenthaler, T. Schoenbaum og K. Azuma (2003): *Japan Environmental Policy Priorities Index 2003* (JEPIX). 21st Century COE Monograph Series 7, Social Science research Institute of International Christian University, Tokyo.

- Potting, J. og M. Hauschild (2004): *Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology*. Environmental project no. 004, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Refsnes, M. (2005): Fluorider. Folkehelseinstituttet, www.fhi.no/artikler/?id=52757
- Rosenbaum, R. og M. Margni (2004): *Analysis and comparison of prioritised methods IMPACT2002, CalTOX 4.0, USES-LCA and EDIP for generic organic chemicals. Review of current methods – comparison and recommendations Part A*. Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- SFT, 2001. *Reduksjon av SO₂–utsleppa i Norge. En tiltaksanalyse for 2010*. TA-1814/2001, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (2005a): *Marginale miljøkostnader ved luftforurensing, Skadekostnader og tiltakskostnader*. TA-2100/2005, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (2005b): *Reduksjon av klimagassutslipp i Norge, En tiltaksanalyse for 2010 og 2020*. TA-2121/2005, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- Steen, B. (1999a): *A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 – General System Characteristics*. Report 1999:4 Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM), Gothenburg.
- Steen, B. (1999b): *A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 – Models and Data*. Report 1999:5, Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM) Gothenburg.
- Vennemo, H. (1995): *Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall*. Rapport 338/95, ECON Analyse, Oslo
- Wenzel, H., M.Z. Hauschild og L. Alting (1997): *Environmental assessment of products. Vol. 1 - Methodology, tools, techniques and case studies*. Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA.