



JAN LARSSON  
Forsker i Statistisk sentralbyrå

KJETIL TELLE  
Forsker i Statistisk sentralbyrå

## EU-tilpasning av norsk miljølovgivning: Konsekvenser for utslipp og renskostnader\*

Økonomisk effektivitet har lenge vært et viktig moment i norsk miljøpolitikk. I de senere år ser det imidlertid ut som vi har fått en vri mot mindre økonomisk effektivitet i de direkte miljøreguleringene. Dette er en følge av harmonisering av den norske miljølovgivningen med EUs miljødirektiv. EU har i det såkalte IPPC-direktivet satt opp felles regler for fastsettelsen av utslippstillatelser til industrianlegg. Tillatelsene må fastsettes ut fra best tilgjengelig teknikk innefor hver industrinæring. I denne artikkelen søker vi å illustrere effektene av den pågående implementeringen av dette direktivet på utslipp og renskostnader ved hjelp av såkalt Data Envelopment Analysis (DEA).

### 1 INNLEDNING

EUs IPPC-direktiv (*Integrated Pollution Prevention and Control*) fra 1996 har i korthet som mål å redusere utslipp fra forskjellige punktkilder. Ifølge direktivet må alle industrianlegg ha tillatelse for å bedrive virksomhet. Utslippsgrensene i tillatelsen må settes i henhold til *best tilgjengelig teknikk*, også kalt BAT (*Best Available Technique*). Det første trinnet av implementeringen av direktivet gjelder alle nye installasjoner og eksisterende som gjennomgår signifikante forandringer. Fra og med 2007 må alle anlegg som omfattes av direktivet ha tillatelser basert på BAT-prinsippet. Gjennom EØS-avtalen gjelder direktivet også for Norge.

I forarbeidene som ledet fram til Forurensningsloven av 1981 ble et BAT-prinsipp eksplisitt forkastet til fordel for

en mer kostnadseffektiv tilnærming (Bugge 1999 kap. 8.2, Asdal 1998, Ot prp. 11 1979-1980). I motsetning til Forurensningsloven angir IPPC-direktivet eksplisitt at nivået på utslipp fastsatt i utslippstillatelser skal reflektere «beste tilgjengelige teknikker». IPPC-direktivet ble i 2002 implementert i norsk rett gjennom en forskrift; se Miljøverndepartementet 2004. Denne EU-tilpassningen med vekt på BAT ser dermed ut til å innebære en vri bort fra økonomisk effektivitet i de direkte miljøreguleringene.

Hensikten med denne artikkelen er å illustrere konsekvensene for utslipp og renskostnadene ved implementeringen av IPPC-direktivets BAT-krav for de mest forurensende norske industrinæringene. Vi gjennomfører en Data Envelopment Analysis (DEA) for å konstruere en

\* Takk til Annegrete Bruvoll, Torstein Bye og en konsulent for kommentarer til tidligere utkast. Se Larsson og Telle (2005) for en noe mer utførlig beskrivelse av denne analysen.

front med alle de mest effektive bedrifter. Bedriftene som er på fronten definerer vi som bedrifter som bruker den *beste praktiserte teknikken* (BPT) innenfor hver næring. For det første beregner vi *teknisk effektivitet* som forholdet mellom mengden av alle innsatsvarer inkludert miljøutslipp som en bedrift faktisk benytter og det som trengs for å produsere på fronten. I en alternativ beregning av det vi kaller *miljøeffektivitet* ser vi bare i miljødimensjonen, dvs. hvor mye mindre utslipp bedriften hadde kunnet hatt med frontteknologien, gitt samme mengde vanlige innsatsvarer. På bakgrunn av hver av disse to effektivitetsmålene beregner vi de utslippene hver bedrift hadde hatt dersom den hadde vært på fronten. Dette utslippet definerer vi som det maksimalt tillatte utslippet for en bedrift gitt i en utslippstillatelse som er i henhold til IPPC-direktivets BAT-bestemmelse. Vi argumenterer for at ingen av de to alternative beregningene (teknisk effektivitet og miljøeffektivitet) er urimelige presiseringer av IPPC-direktivets BAT-bestemmelse.

Økonomer hevder gjerne at uniforme, teknologibaserte utslippsgrenser ikke er kostnadseffektive og at optimale utslipp kan være lavere enn det om følger av ulike varianter av BAT (se for eksempel Førsum 1992). Det er derfor videre interessant å si noe om kostnadene for bedriftene og samfunnet av implementeringen av disse BAT-bestemmelsene. Imidlertid er det vanskelig å gi gode anslag på slike kostnader. Vi foretar følgende forutsetning for å illustrere de kortsiktige kostnadene for bedriften og samfunnet av reduksjonene i utslippene som følger av disse utslippskravene: Myndighetene fastsetter utslippsgrensene i henhold til vår presisering av BAT-kravet. For bedriftene antar vi faste kortsiktige innsatskoeffisienter (jf. putty clay-teknologi). Denne forutsetningen medfører at strengere reguleringer kun kan oppfylles med reduksjon av bedriftens *produksjon*. Siden bedrifter normalt også vil ha noe rom for utslippsreduksjoner ved å endre sammensetningen av inputs, er det grunn til å tro at denne måten å beregne kostnadene på angir en øvre grense for renskostnadene. Hvis vi videre antar at den fristilte arbeidsstyrken straks får nytt arbeid, kan bedriftenes reduksjon av bruttogeinsten benyttes som en tilnærming til samfunnets kostnader.

Vi baserer vår analyse på bedriftsspesifikke data for fire av Norges mest forurensende industrinæringer: treforedling,

uorganisk kjemi, ferrolegering og primæraluminium. Disse næringene står for mer enn 50% av utslippene av forsurende stoffer innenfor norsk industri og omtrent 50% av utslippene av CO<sub>2</sub>. Disse næringene er derfor også av spesiell inntresse for Statens forurensingstilsyn.

## 2 METODE: TEKNISK EFFEKTIVITET OG MILJØEFFEKTIVITET

For å beregne referanseteknologien bruker vi *Data Envelopment Analysis* (DEA). DEA er et analyseverktøy for å evaluere effektiviteten hos produksjonsenheter med hjelp av matematisk lineærprogrammering (Charnes et al., 1978). Programmet danner en front av de produksjonsenheter som er relativt effektive i forhold til alle andre produksjonsenheter. Den teknologien som disse produksjonsenheter bruker definerer vi som *best praktisert teknikk* (BPT). Vi kan illustrere prinsippet i Figur 1. Vi antar at vi trenger to forskjellige innsatsfaktorer, vanlige innsatsfaktorer (X) og utslipp (E)<sup>1</sup>, for å produsere outputen (Y). Fronten (Y\*) dannes av lineære segmenter mellom de bedrifter, markert med (■), som ikke har noen andre bedrifter sør-vest for seg. For bedrifter som ikke er på fronten, markert med (●), beregnes avstanden til fronten. Verdien på distansefunksjonene til en bedrift som definerer produksjonspunktet (●) og som bruker X<sub>●</sub> av vanlige innsatsfaktorer og E<sub>●</sub> av miljøgoder for å produsere Y, kan settes lik B og A. Ut fra disse avstandene kan bedriftens innsatsbaserte effektivitet beregnes (Farrell, 1957). Vi definerer *teknisk effektivitet* som

$$TE(Y,X,E) = A/B. \quad (1)$$

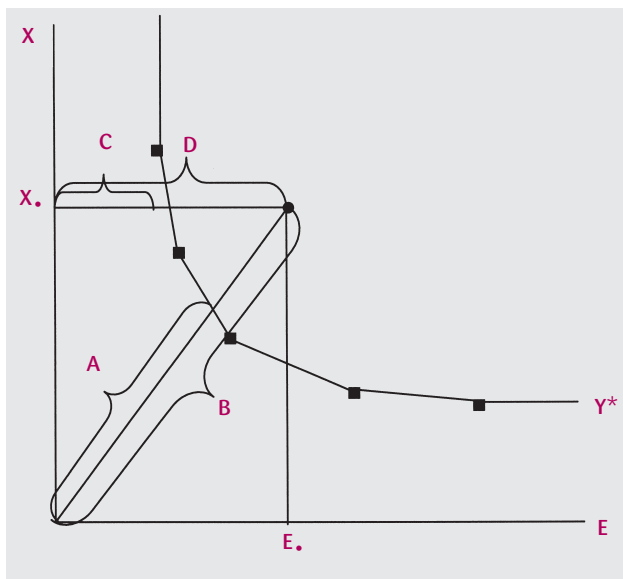
Hvis vi bare ser i miljøretningen, kan vi tilsvarende definere *miljøeffektivitet* som raten mellom avstanden D og C:

$$EE(Y,X,E) = C/D. \quad (2)$$

Hvis bedriften er på fronten er effisiensen lik 1. Jo lengre unna fronten bedriften er, jo nærmere null er TE og EE. TE representerer en proporsjonal minskning av alle innsatsfaktorene inklusive utslipp, mens EE kun ser på en slik minskning i utslipp. Det er også slik at EE ikke kan være høyere enn TE.

<sup>1</sup> Det er vanlig å betrakte utslipp som output, men Pittman (1983) og Copper og Oates (1992) argumenterer for at å betrakte utslipp som input kan være vel så relevant. Se også Reinhard et al. (1999), Hailu og Veeman (2000) og Landski og Silva (2003) for empiriske arbeider som betrakter utslipp som input.

Figur 1 DEA i innsatsrommet.



I henhold til IPPC-direktivet kan BAT i prinsippet inkludere teknikker som ennå ikke er i kommersiell bruk. Dette innebærer at BPT som presisering av BAT-kravet vil kunne angi for høye utslippsgrenser. På den annen side inneholder direktivet også henvisninger til at utslippskravene ikke må pålegge bedriftene urimelige kostnader. Dette synes å innebære at BPT som presisering av BAT-kravet vil kunne angi for lave utslippsgrenser. Videre vil vårt mål på miljøeffektivitet innebære strengere utslippskrav enn målet for teknisk effektivitet. Så selv om begge de to alternative BPT-beregningene (teknisk effektivitet og miljøeffektivitet) ikke kan antas å være korrekte presiseringer av IPPC-direktivets BAT-bestemmelse i *juridisk forstand*, så synes det ikke å være grunnlag for å hevde at de to effektivitetsmålene innebærer altfor høye eller altfor lave utslippsgrenser. Se Førsund (1992) eller Pearce og Brisson (1993) for diskusjoner rundt ulike presiseringer av BAT og konsekvenser for bl.a. kostnadseffektivitet og samfunnsøkonomisk optimale utslipp.

### 3 METODE: KOSTNADER VED Å REDUSERE UTSLIPP

For å illustrere bedriftenes kostnader ved å oppfylle vilkårene bestemt ved BAT-kriteriet, benytter vi en modifikasjon av en metode introdusert av Pasurka (2001). Vi antar en såkalt *putty-clay* teknologi med konstant skalavkastning, dvs. alle innsatskoeffisienter er faste på kort sikt. Denne forutsetningen innebærer at ingen investeringer gjøres, og bedriften kan kun redusere utslippene til et angitt utslippsnivå ved å redusere produksjonen.

Gitt antagelsene ovenfor, beregnes bedriftens kostnader for å nå utslippsrestriksjonen som det faktiske tap bedriften har ved produksjonsreduksjonen. Hvis vi antar et fullt fleksibelt arbeidsmarked og ignorerer overgangskostnader for de som mister jobben, innebærer de aggregerte bedriftskostnadene en tilnærming til de samfunnsøkonomiske kostnadene.

Antagelsen om at å redusere produksjonen er den eneste måten å nå miljørestriksjonen på, er ikke realistisk for utslipp som lett kan renses med *end-of-pipe* investeringer, som  $\text{SO}_2$ . Men, hvis vi antar at bedriften må rense alle utslippene inklusive  $\text{CO}_2$ , er *end-of-pipe* rensing umulig eller svært kostbart. Fordi bedrifter normalt vil ha mulighet til å tilpasse investeringer til forventede reguleringer og til å redusere utslippene ved å endre sammensetningen av innsatsfaktorene, er det grunn til å hevde at denne fremgangsmåten resulterer i et øvre tak på de kostnadene bedriften må ta for å komme på fronten. For samfunnets kostnader er det ikke klart at metoden angir et øvre tak på kostnadene fordi kostnadene vil kunne bli høyere enn beregnet siden forutsetningen om at de som mister jobben kostnadsfritt kan gå rett over i annet arbeid neppe holder. Totalt sett taler de relativt strenge forutsetninger denne fremgangsmåten fordrer for en viss varsomhet i tolkningen av resultatene. Hvis vi hadde hatt tilgang til et rikt paneldatasett, kunne vi bruke translog kostnads- eller distansefunksjoner for å få estimere marginale renseskostnader (se Färe et al., 1993). Men DEA fordrer homogene produksjonseenheter og krever derfor at vi gjør analysen på hvert næring separat. Dette medfører at vi har for få observasjoner til å gjennomføre slike økonometriske analyser.

### 4 DATA

Vi baserer vår studie på utslippsdata fra Statens forurensingstilsyn og industridata fra Statistisk sentralbyrå for 2000. Vi studerer fire av de mest forurensende industri-næringene i Norge, nemlig treforedling (NACE 211), uorganisk kjemi (NACE 2415), ferrolegeringer (NACE 2735) og primæraluminium (NACE 27241).

Variablene som brukes i analysen er produksjon, innsatsvarer og kapital, alle målt i 2000-priser, samt timeverk. Kapital er estimert ved hjelp av brannforsikringsverdi i 1992 og akkumulerte årlige nettoinvesteringer. I tillegg er to forskjellige utslipp inkludert: Klimagasser som er et

Tabell 1 Gjennomsnittlig teknisk og miljøeffektivitet (i prosent).

	Totalt	Treforedling	Uorganisk kjemi	Ferrolegeringer	Primæraluminium
Teknisk effektivitet	88	88	90	81	99
Miljøeffektivitet	60	58	62	61	92

Tabell 2 Gjennomsnittlig utslippsreduksjon hvis alle bedrifter var teknisk resp. miljøeffektive. I prosent av totale utslipp.

		Totalt	Treforedling	Uorganisk kjemi	Ferrolegeringer	Primæraluminium
Teknisk effektivitet	Klimagasser	11	12	12	20	2
	Syreekvivalenter	16	6	11	25	1
Miljøeffektivitet	Klimagasser	36	37	42	64	10
	Syreekvivalenter	54	20	39	83	5

aggregat av karbonoksid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O), målt i 1000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter; og forsurende stoffer, som er et aggregat av svoveldioksid (SO<sub>2</sub>), nitrogensoksid (NO<sub>x</sub>) og ammoniakk (NH<sub>4</sub>), målt som tonn syre-ekvivalenter (H<sup>+</sup>). Vi har til sammen 45 ulike bedrifter i utvalget, og disse står for 84 prosent av den samlede produksjonen i våre fire næringer. DEA er gjennomført med bruk av OnFrontier 2.2 (Färe og Grosskopf, 2000).

## 5 RESULTATER: POTENSIELL REDUKSJON I USLIPPENE

For å få mest mulig homogenitet i materialet, har vi gjort DEA-analysen for hver enkelte næring separat. I tabell 1 presenterer vi både et veid gjennomsnitt for hele datamaterialet og næringene hvert for seg. Resultatene av DEA-analysen gir en gjennomsnittlig *teknisk effektivitet* for hele utvalget på 88 prosent. Effektiviteten avviker mellom næringene, der nesten alle bedrifter innenfor aluminium-industrien er effektive, mens ferrolegeringer har lavest gjennomsnittlig effektivitet med 81 prosent. Hvis alle bedrifter var på fronten, ville utslippene av klimagasser og forsurede stoffer reduseres med henholdsvis elleve og 16 prosent (se tabell 2). Det høyeste reduksjonspotensialet er for forsurende stoffer innen ferrolegering.

*Miljøeffektiviteten*, som måler avstanden til fronten i miljøretningen, røper større forskjeller i ineffektivitet mellom bedriftene og næringene. I gjennomsnitt for hele utvalget er effektiviteten 60 prosent. Dette viser store tekniske

potensialer for å redusere utslippene. Hvis alle bedrifter brukte den beste teknikken i miljøsammenheng, kunne utslippene av klimagasser og forsurende stoffer reduseres med henholdsvis 36 og 54 prosent. For å oppsummere analysen kan vi si at det finnes vesentlige reduksjonspotensialer ved å foreskrive bedrifter å bruke BPT miljøteknologi. I neste avsnitt forsøker vi å si noe om hva det kan koste å innføre et slikt krav.

## 6 RESULTATER: KOSTNADER VED SLIKE UTSLIPPSREDUKSJONER

Å beregne kostnadene ved utslippsreduksjoner er i utgangspunktet komplisert. For i det hele tatt å kunne si noe om dette, gjør vi som nevnt den grove forutsetningen at utslippsreduksjoner bare kan skje gjennom redusert produksjon. Ved tolkningen av resultatene er det, som nevnt over, grunn til å anta at metoden angir et øvre tak på bedriftens kostnaden ved en forflytning til fronten.

### *Teknisk effektivitet*

Hvis utslippstillatelsene settes med hensyn til teknisk effektivitet, finner vi at den gjennomsnittlige kostnaden for å redusere klimagasser er 138 kr/tonn (se tabell 3). Men forskjellen mellom næringene er store. Den gjennomsnittlige kostnaden for ferrolegering er 65 kr/tonn, mens for primæraluminium er den 730 kr/tonn. For forsurende stoffer er forskjellene mellom næringene større. For primæraluminium er nesten alle bedrifter på fronten og det

Tabell 3 Gjennomsnittlig reduksjonskostnad per enhet utslipp (i kroner).

		Totalt	Treforedling	Uorganisk kjemi	Ferrolegeringer	Primæraluminium
Teknisk effektivitet	Klimagasser kr/tonn	138	568	97	65	730
	Syreekvivalenter kr/tonn	803	5353	470	365	46551
Miljøeffektivitet	Klimagasser kr/tonn	187	981	114	73	730
	Syreekvivalenter kr/tonn	1135	9667	535	397	47225

finnes lite potensiale for reduksjoner, og derfor blir reduksjonskostnadene pr. tonn for denne næringen store.

Reduksjonskostnadene atskiller seg ikke bare mellom næringer, men også mellom bedrifter. I Figur 2-5 har vi konstruert reduksjonskostnadene per enhet utslipp, de heltrukne linjene, og de akkumulerte kostnadene for bedriftene, søylene.<sup>2</sup> Kostnadene er beregnet som reduksjonen av bedriftens kortsiktige nettooverskudd eksklusive kapitalkostnaden, når de må redusere produksjonen ned til utslippstillatelsene. Med de forutsetningene vi har gjort betegner den heltrukne linja i figurene kostnaden for en bedrift ved å redusere utslippene fra dagens nivå og ned til BPT-nivået (reduksjonskostnaden). Tilsvarende betegner søylene de samfunnsøkonomiske kostnadene ved utslippsreduksjonene (akkumulerte reduksjonskostnader).

Vi ser at noen bedrifter går med underskudd og dermed vil kunne tjene på å redusere produksjonen (og følgelig også utslippene). Fordi noen bedrifter går med tap vil de samfunnsøkonomiske kostnadene først bli positive når utslippene er redusert så mye at arealet under førsteaksen og over den heltrukne linja er lik arealet over førsteaksen og under den heltrukne linja.

Når vi summerer opp i den aggregerte kostnadskurven, kan vi oppnå en reduksjon i utslippene på om lag 54 prosent av den potensielle reduksjonen av klimagasser, eller seks prosent av disse næringenes totale utslipp, før det påløper positive samfunnsøkonomiske kostnader. Å redusere de siste prosentene av reduksjonspotensialet er kostbart.

Lignende kostnadsprofil gjelder for forsurende stoffer, med stor forskjell mellom bedriftene med laveste og høy-

este reduksjonskostnader. En reduksjon på ni prosent kan oppnås hvis bedrifter med tap legges ned. 70 prosent av reduksjonspotensialet eller elleve prosent av de totale utlippene innenfor disse næringene skulle kunne nås før det påløper positive samfunnsøkonomiske kostnader.

#### Miljøeffektivitet

Hvis vi bruker miljøeffektivitet som vår målestokk, er potensiell reduksjon omkring 36 prosent av de totale utslippene av klimagasser i disse næringene. Igjen på grunn av bedrifter som går med tap, viser beregningene at klimagassutslippene kan reduseres med 45 prosent av potensialet, eller 16 prosent av de totale utslippene i næringene, før det påløper positive samfunnsøkonomiske kostnader. For forsurende stoffer er tilsvarende tall 44 prosent, hvor halvparten av reduksjonen skulle kunne gjøres uten positive samfunnsøkonomiske kostnader.

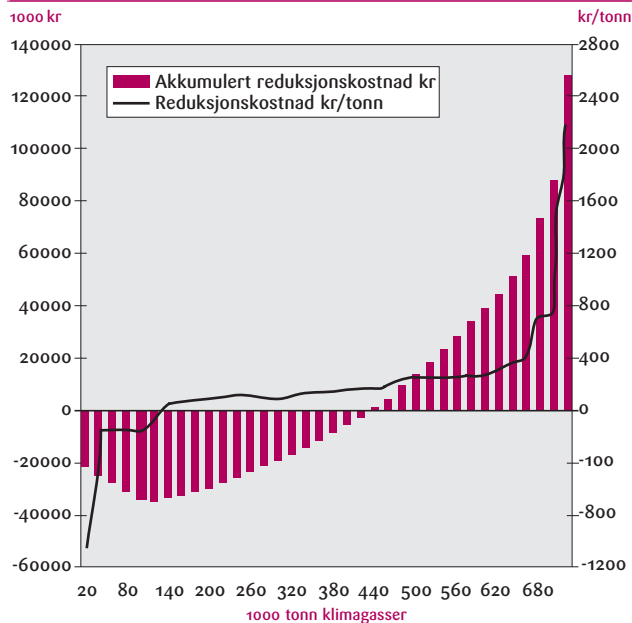
## 7 KONKLUSJONER

Siden 1999 har norske miljømyndigheter implementert det såkalt IPPC-direktivet. Direktivet foreskriver at utslippstillatelser skal være i tråd med BAT innenfor hver enkelt næring. Nå gjelder direktivet kun nye bedrifter, men fra 2007 må også eksisterende bedrifter ha slike utslippstillatelser.

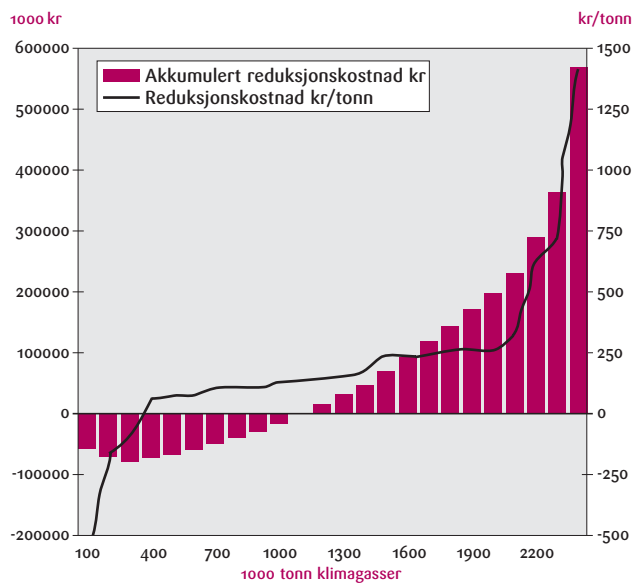
Vi har argumentert for at den beste praktiserte teknikken (BPT) innenfor hver bransje kan være en rimelig presisering av IPPC-direktivets BAT-krav. Når vi bruker DEA til å beregne BPT, viser resultatene at implementeringen av BAT-prinsippet i IPPC vil redusere utslippene av klimagasser og forsurende stoffer. De mest forsiktige estimater gir

<sup>2</sup> For å unngå å rope bedriftsspesifikk informasjon har søylene mv. i figurene konstant bredde - så en søyle kan omfatte flere eller deler av bedrifter.

Figur 2 Reduksjonskostnader for klimagasser, akkumulert og per tonn utslipp. Målt med teknisk effektivitet.

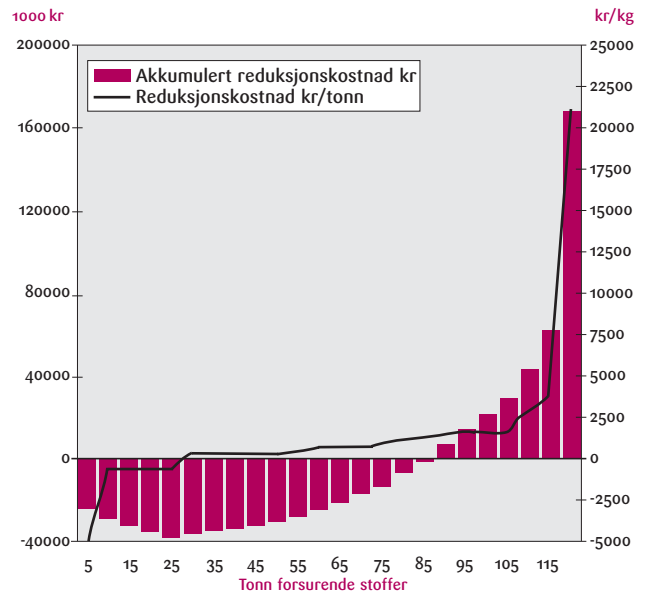


Figur 3 Reduksjonskostnader for klimagasser, akkumulert og per tonn utslipp. Målt med miljøeffektivitet.

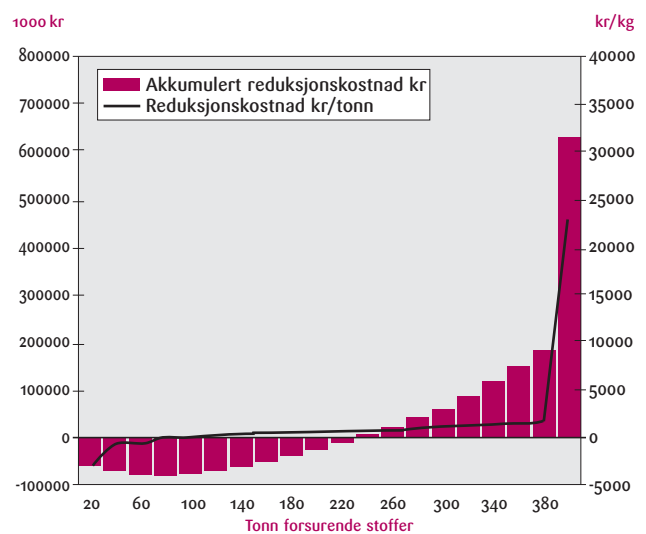


en reduksjon på 11-16 prosent av utslippene i 2000 innenfor de studerte industrinæringene. Men hvis vi bruker de miljøeffektive bedriftene som vår referanseteknologi, er reduksjonspotensialet så høyt som 54 prosent for forurende stoffer. Det er små muligheter for reduksjoner innenfor aluminium, mens for ferrolegeringer er det store muligheter for å redusere utslippene.

Figur 4 Reduksjonskostnader for forurende stoffer, akkumulert og per kg utslipp. Målt med teknisk effektivitet.



Figur 5 Reduksjonskostnader for forurende stoffer, akkumulert og per kg utslipp. Målt med miljøeffektivitet.



For å kunne gi en illustrasjon på hva slike utslippsreduksjoner vil koste på kort sikt, gjør vi den forutsetningen at bedriftene bare kan foreta utslippsreduksjoner ved å redusere produksjonen. Fordi bedriftene i realiteten normalt også vil kunne utnytte substitusjonsmuligheter for å redusere sine utslipp, synes denne metoden å angi en øvre grense for disse kostnadene. Den beregnede reduksjonskostnadskurven

viser store forskjeller mellom bedriftene. Noen bedrifter har lave reduksjonskostnader, for noen kan det til og med være lønnsomt å redusere produksjonen da disse bedriftene gikk med tap i 2000. På den andre siden av reduksjonskurven finnes bedrifter der en reduksjon av utslippene er svært kostbar. Å implementere BAT-prinsippene på alle bedrifter ved et gitt tidspunkt kan påføre store kostnader.

Som alltid forutsetter konklusjonene at forutsetningene for analysen ikke er urimelige. Dersom det er større heterogenitet i produksjonen innen en næring enn en annen, så kan det medføre at vårt mål på miljøeffektivitet overvurderer ineffektiviteten i den heterogene relativt til den homogene næringen. Videre er det langt fra opplagt hvordan man skal presisere en juridisk tekst i en analytisk modell. Så selv om vi mener den tolkningen vi har gjort av IPPCs BAT-bestemmelse omslutter relevante utslippsnivåer, er naturligvis konklusjonene basert på at vår tolkning ikke ligger for langt unna de utslippskrav som juridisk sett følger av direktivet (og ei heller av den tolkningen av direktivet som vil bli praktisert). Når det gjelder kostnadsberegningene har vi presisert at de bygger på strenge forutsetninger, og spesielt krever beregningen av de samfunnsøkonomiske kostnadene at arbeidere som opplever nedleggelse kostnadsfritt kan gå over i annet arbeid. I den grad denne forutsetningen ikke holder, vil kostnadene knyttet til utslippsreduksjoner være høyere enn beregnet.

For utslipp der plasseringen av utslippskilden spiller liten rolle for miljøskaden, tilsier økonomisk teori gjerne at tilatte utslipp skal fastsettes slik at den marginale rensekostnaden er lik for alle bedrifter. Normalt vil vilkår som BAT-prinsippet i IPPC-direktivet kreve at alle bedrifter oppfyller samme utslippskrav uavhengig av bedriftens kostnader. Dermed vil ikke et slikt BAT-prinsipp være kostandseffektivt. Dette var hovedgrunnen til at et BAT-prinsipp ble eksplisitt forkastet i forarbeidene til Forurensingsloven i 1981 (Bugge, 1999; Asdal 1998). Vi har i denne artikkelen illustrert at et BAT-prinsipp kan medføre store forskjeller i rensekostnader mellom bedriftene. Når direktivet implementeres, skal det bli interessant å følge opp, i hvilken grad SFT vektlegger forskjellen mellom bedriftens rensekostnader.

#### REFERANSER:

- Asdal K. (1998): *Knappe ressurser? Økonomenes grep om miljøfeltet*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Banker R. D., Charnes A. og Cooper W. W. (1984): «Some models for estimating technical change and scale inefficiency in data envelopment analysis», *Management Science* 30(9), pp1078-1092.
- Bugge H. C. (1999): *Forurensningsansvaret*, Oslo, Tano Aschenhoug.
- Charnes A., Cooper W. W. og Rhodes E. (1978): «Measuring efficiency of decision making units», *European Journal of Operational Research* 98, pp 250-260.
- Copper M. L. og Oates W. E. (1993): «Environmental Economics: A Survey», *Journal of Economic Literature*, 30, 675-740.
- Farrell M. J. (1957): «The measurement of productivity efficiency», *Journal of Royal Statistical Society Series A* 120 (III), pp 253-281.
- Fåre R. og Grosskopf S. (2000):, *Reference Guide to OnFront*, Lund, EMQ AB.
- Fåre R. Grosskopf S, Lovell C. A. Knox and Yaisawarng S. (1993): «Derivation of Shadow Prices for Undesirable Outputs: A Distance Function Approach», *Review of Economics and Statistics* 13, pp 90-98.
- Førsund, F. (1992): BAT and BATNEEC: an Analytic Interpretation. Memorandum No. 28/1992, Økonomisk Institutt, Universitetet i Oslo.
- Hailu A. og Veeman T. S. (2000): «Environmental Sensitive productivity analysis of the Canadian Pulp and paper industry 1959-1994: An input distance approach» *Journal of Environmental Economics and Management* 40, 251-274.
- IPPC (1996): *European Integrated Pollution Prevention and Control Directive*, 96/61/EC.
- Landski A. O. og Silva E. (2003): «CO<sub>2</sub> and energy efficiency of different heating technologies in the Dutch glasshouse industry.», *Environmental and resource Economics* 24, 395-407.
- Larsson J. og Telle K. (2005): «Consequences of the IPPC-directive's BAT requirements for abatement costs and emission», Discussion paper No. 411, Statistisk sentralbyrå.
- Miljøverndepartementet, (2004): «Foreskrifter om begrenning av forurensning (Forurensingsforeskriften)», FOR 2004-06-01 nr 931.
- Ot.prp 11 (1979-1980): *Om lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensingsloven)*.
- Pasurka C. A. (2001): «Technical change and measuring pollution abatement costs: an activity analysis framework», *Environment and Resource Economics* 18, pp 61-85.
- Pearce, D. og Brisson I. (1993): «BATNEEC: The Economics of Technology-Based Environmental Standards, with a UK Case Illustration», *Oxford Review of Economic Policy*, Col. 9 (4), 24-40.
- Reinhard S., Lovell C. A. K. og Thijssen G. (1999): «Econometric estimation of technical change and environmental efficiency», *American Journal of Agricultural Economics* 81, 44-60.
- Pittman R. W. (1983): «Issues in pollution Control: Interplant cost differences and economics of scale», *Land Economics* 57, 1-17.