KAPITEL II

LUFTFORURENING

II.1 Indledning

Store helbredsomkostninger ved luftforurening

Det er det første, vi gør, når vi bliver født, og det sidste vi gør, når vi skal herfra. Vi trækker vejret. Det er derfor ikke uvæsentligt, hvilken kvalitet den luft, vi får ned i lungerne, har. Luftforurening påvirker vores helbred og fører bl.a. til hjerte-kar-sygdomme, astma og lungekræft. Helbredsomkostninger udgør formentlig den overvejende andel af de samlede omkostninger ved luftforurening. Men skaderne begrænser sig ikke kun til vores helbred. Luftforurening fører også til ødelagte bygninger, nedsat udbytte fra landbruget og skader på naturen. Disse skadelige påvirkninger fra luftforurening koster samlet set Danmark mange milliarder kroner hvert år.

Formål

Formålet med kapitlet er at undersøge, om reguleringen af luftforurening i Danmark er indrettet hensigtsmæssigt, og om der f.eks. er behov for yderligere regulering overfor nogle typer af luftforurening.

Stor forskel på reguleringen af sektorer

Der er i dag stor forskel på, hvordan de forskellige kilder til luftforurening reguleres. Biler skal leve op til en række forskellige standarder for udledning, og der er høje afgifter på transport. Omvendt er eksempelvis brændeovne kun omfattet af begrænset regulering.

Grundlag for yderligere regulering?

Luftforurening fra danske kilder kommer især fra brændeovne, landbrug og vejtransport. I kapitlet belyses de forskellige danske emissionssektorer med fokus på, om der i nogle sektorer er grundlag for at ændre reguleringen.

Analyse af regulering af brændeovne

Brændeovne står for en stor del af udledningerne af forurenende stoffer i Danmark og er kun i begrænset omfang reguleret. Derfor præsenteres i kapitlet en analyse af de sam-

Kapitlet er færdigredigeret den 8. februar 2016.

fundsøkonomiske omkostninger og gevinster ved forskellige typer af regulering af brændeovne. Analysen bygger på en opgørelse af gevinster i form af reducerede helbredsomkostninger og omkostninger for brændeovnsbrugerne som følge af regulering. Konkret ses på følgende typer af regulering:

- Afgifter på brugen af brændeovne
- Forbud mod ældre brændeovne
- Totalt forbud mod brændeovne
- Skrotningspræmie

Nye geografiske opgørelser af effekter af udledning fra brændeovne

Beregningerne af helbredsrelaterede omkostninger er udført i samarbejdet med DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. DCE har på baggrund af luftforureningsmodeller estimeret geografisk detaljerede opgørelser over helbredseffekter ved udledning fra brændeovne. Dele af disse helbredseffekter er værdisat med nye værdier af statistisk liv og tabte levelår beregnet i kapitel I i denne rapport.

Brugen af afgifter

I nærværende kapitel ses på brugen af afgifter i forhold til regulering af luftforurening, herunder en vurdering af de nuværende afgifter på udledning af kvælstofoxider (NO_X) og svovldioxid (SO_2).

Behov for international regulering

Luftforureningens grænseoverskridende effekter leder til et behov for international regulering. Der findes en række konventioner og EU-direktiver, som regulerer luftforureningen. Disse har bidraget til, at luftkvaliteten i mange europæiske lande er forbedret igennem de seneste årtier. I kapitlet gennemgås hovedlinjerne i den internationale såvel som den danske regulering.

Indhold i kapitlet

I det efterfølgende afsnit II.2 beskrives kilder til og effekter af luftforureningen i Danmark. I afsnit II.3 belyses den internationale ramme for regulering af luftforurening, mens regulering i Danmark er beskrevet i afsnit II.4. Afsnit II.5 beskriver, hvordan man beregner helbredsomkostninger ved luftforurening. I afsnit II.6 analyseres de tre største danske emissionssektorer (landbrug, vejtransport og brændeovne) for at identificere, om der er behov for yderligere regulering

i disse sektorer. Analysen af de samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved regulering af brændeovne præsenteres i afsnit II.7. Sammenfatning og anbefalinger følger i det sidste afsnit.

II.2 Luftforurening og dens effekter

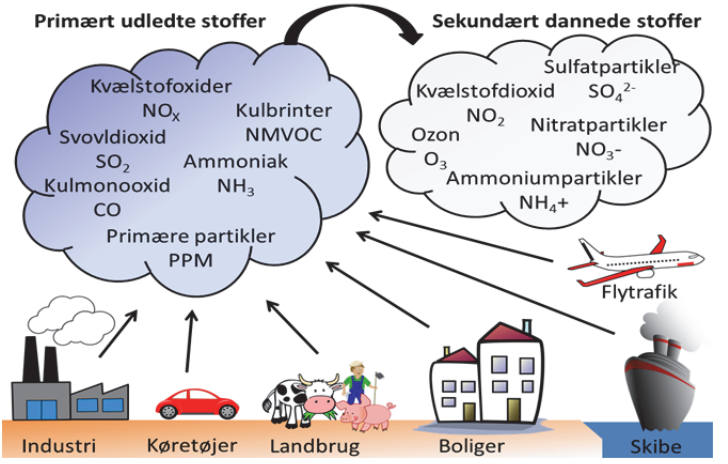
Luftforurening er grænseoverskridende …

Luftforurening er sammensat af stoffer og gasser, der kommer fra mange forskellige kilder. Det meste af luftforureningen er menneskeskabt og kommer fra afbrænding af kul, olie, gas og træ. Desuden kommer der en del forurening fra produktionsprocesser (f.eks. i landbrug og industri) og fra naturlige kilder såsom havsalt, vegetation og vulkanudbrud. Luftforurening kan transporteres over lange afstande og medføre effekter både tæt på kilden og op til flere tusinde kilometer væk fra kilden.

… og meget kompleks

Sammenhængen mellem udledninger og luftens indhold af forurenende stoffer er kompleks. Helt overordnet kan luftforureningen opdeles i primære (direkte) udledte stoffer og sekundært dannede stoffer, jf. figur II.1. Primære udledninger er de stoffer, der udledes direkte fra forureningskilden, f.eks. sodpartikler og ammoniak. Sekundære stoffer dannes, når primære stoffer reagerer kemisk med andre stoffer i luften, og nye stoffer dermed opstår. For eksempel består partikelforureningen af både primært udledte partikler (f.eks. fra brændeovne) og sekundære partikler dannet ud fra f.eks. udledt ammoniak, kvælstofoxider og svovldioxid, jf. tabel II.1.

Figur II.1 Eksempler på primært udledte og sekundært dannede forureningskomponenter



Anm.: Figuren er en forsimplet oversigt over kilder til luftforurening og sammenhængen mellem primære og sekundære stoffer.

Luftforureningens effekter på menneskers helbred

Luftforurening har store negative helbredseffekter

Luftforurening påvirker menneskers helbred negativt og gør skade på naturen. Helbredseffekter kan f.eks. være sygdom og dødsfald relateret til hjerte-kar-sygdomme, luftvejssygdomme og lungekræft, jf. tabel II.1. For samfundet som helhed kan man opgøre antallet af tilfælde af de forskellige helbredseffekter som følge af luftforureningen. Disse effekter kan herefter prissættes, så man kan opgøre helbredseffekternes omkostninger. De samfundsøkonomiske omkostninger er knyttet til f.eks. dødsfald, sygdom, produktivitetstab og behandlingsomkostninger, jf. Brandt mfl. (2015) og Andersen mfl. (2004). Dødsfald som følge af luftforurening udgør langt den største andel (knap 90 pct.) af de samlede helbredsomkostninger, jf. Brandt mfl. (2016). De væsentligste af de negative helbredseffekter skyldes partikelforurening (både primære og sekundære), selvom jordnær ozon, tungmetaller, forskellige organiske forurenende stoffer og kvælstofoxider også spiller en rolle, jf. Hertel mfl. (2015).

Tabel II.1 Væsentlige luftforurenende stoffer, deres primære effekter og kilder

Stof	Helbreds- og miljøeffekter	Primære kilder
Primære partikler (PPM)[a)]	Forværring af hjerte-kar- og luftvejslidelser	Boligopvarmning (brændeovne) og vejtransport
Ammoniak (NH_3)	Danner sekundære partikler[b)] Sur nedbør og eutrofiering	Landbrug
Kvælstofoxider ($NO+NO_2= NO_X$)	Danner sekundære partikler[b)] Nedsat lungefunktion Indgår i dannelse af ozon Sur nedbør og eutrofiering	Vejtransport, andre mobile kilder og kraftværker
Kulbrinter (NMVOC)[c)]	Kræftfremkaldende Indgår i dannelse af ozon	Landbrug, opløsningsmidler, boligopvarmning (brændeovne) og vejtransport
Ozon (O_3)	Nedsat lungefunktion Hæmmer plantevækst	Dannes ud fra NO_X og VOC[d)]
Svovldioxid (SO_2)	Danner sekundære partikler[b)] Nedsat lungefunktion Sur nedbør	Kraftværker
Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)	Kræftfremkaldende	Boligopvarmning (brændeovne)

a) Primære og sekundære partikler inddeles efter størrelse: Grove partikler (PM_{10}) er partikler under 10 mikrometer, fine partikler ($PM_{2.5}$) er partikler under 2,5 mikrometer og ultrafine partikler ($PM_{0,1}$) er partikler under 0,1 mikrometer. Det internationale vidensgrundlag viser en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer ($PM_{2.5}$) og f.eks. dødsfald, jf. Brandt mfl. (2013a).

b) Sekundært dannede partikler antages at have samme helbredseffekter som primære partikler, jf. bl.a. Brandt mfl. (2015).

c) NMVOC = Non Methane Volatile Organic Compounds, dvs. flygtige organiske forbindelser fraregnet metan.

d) Der er også positive effekter af omdannelserne, hvor f.eks. lokale emissioner af kvælstofoxider (NO_x) i byer bidrager til en reduktion af ozon (NO går sammen med O_3 og danner NO_2).

Anm.: Tabellen omfatter de vigtigste luftforurenende stoffer. Andre luftforurenende stoffer med skadelige effekter er f.eks. kulilte (CO) og forskellige tungmetaller (As, Cd, Ni, Pb).

Kilde: På baggrund af oplysninger fra Miljøstyrelsen, Brandt mfl. (2015) og www.dce.au.dk.

Luftforureningens effekter på natur og miljø

Nedfald af kvælstof skader naturen

Luftforurening har også negative konsekvenser for natur og miljø. En af de store udfordringer for dansk natur og miljø er relateret til nedfald af atmosfærisk kvælstof (ammoniak, ammonium, nitrat og andre kvælstofforbindelser), der bl.a. medfører eutrofiering, som kan føre til fald i biodiversitet.[1] Det vurderes, at over 50 pct. af de danske naturområder modtager mere kvælstof, end de kan tåle, ligesom nedfaldet af kvælstof forårsager betydelig skade for havområder (bl.a. i kraft af iltsvind). Størstedelen af dette nedfald skyldes udenlandske kilder, men på lokal skala kan den danske andel være væsentligt større som følge af kvælstofnedfald fra f.eks. store lokale landbrug, jf. Ellermann mfl. (2015a). På europæisk plan er godt 70 pct. af Natura 2000 områderne i Europa udsat for eutrofiering, jf. Europa-Kommissionen (2013a).

Ozon hæmmer plantevækst

Udover kvælstof er jordnær ozon et af de stoffer, der har skadelige effekter på natur og miljø. Ozon er især skadelig for plantevækst og medfører udbyttetab i landbrugets afgrøder.

Forsuring er reduceret

Forsuring har tidligere været et stort problem i Europa. Forsuring skyldes hovedsageligt emissioner af svovldioxid (SO_2), kvælstofoxider (NO_X) og ammoniak (NH_3).[2] Forsuring medfører bl.a. skovdød, udvaskning af næringsstoffer og skader på dyre- og planteliv i søer og vandløb. I 1970'erne og 1980'erne var forsuring f.eks. årsag til en omfattende skovdød i det centrale Europa, jf. Hertel mfl. (2015). Endvidere har sur nedbør medført omfattende skader på bygninger og kunstværker. Der er på europæisk plan gjort en betydelig indsats for at reducere de skadelige effekter, og særligt SO_2-udledningerne er nedbragt betragteligt. Det høje indhold af kalk (som er basisk) i de fleste danske

1) Eutrofiering (overgødskning) er tilførsel af flere næringsstoffer end i en situation uden menneskelig påvirkning. Eutrofiering resulterer i øget vækst hos de forholdsvis få arter, der kan udnytte den øgede adgang til gødningsstoffer på bekostning af de mange arter, som trives bedst i forholdsvis næringsfattige omgivelser.

2) Forsuring opstår, når jord, vand eller luft udsættes for syreregn, som dannes, når de forskellige forurenende stoffer bliver opløst i skyernes vanddråber.

jorde betyder, at forsuringen aldrig har været helt så alvorligt et problem for den danske natur.

Ozonlaget påvirkes mindre

Et andet problem, som er blevet betydeligt reduceret, er den store anvendelse af CFC-gasser (freon), som er medvirkende til at nedbryde ozonlaget. De fleste af disse gasser er i dag blevet erstattet med alternativer, som imidlertid ofte er potente klimagasser.

Sodpartiklers betydning

Af andre stoffer med effekter på natur og miljø kan nævnes sodpartikler, der kommer fra ufuldstændig forbrænding f.eks. fra brændeovne eller dieselmotorer. Sodpartikler i atmosfæren bidrager til den globale opvarmning ved at absorbere solens stråler/varme samt påvirke skydannelsen. Nogle forskere peger på, at sodpartikler kan være den næstvigtigste bidragsyder til den globale opvarmning efter CO_2, jf. European Environment Agency (2013) og Bond mfl. (2013). Sodpartikler kan endvidere transporteres til Arktis og deponeres på isen. Det medfører, at isen ikke længere kan reflektere så meget af sollyset, som i stedet absorberes, hvilket giver en opvarmning og afsmeltning af isen.

Fokus på helbredsomkostninger

Effekterne på natur og miljø opgøres oftest som andele af naturarealer udsat for f.eks. forsuring eller eutrofiering, mens værdien heraf (i monetære enheder) ikke er opgjort, jf. Europa-Kommissionen (2013a).[3] Det drejer sig bl.a. om værdier af forskellige økosystemydelser, herunder f.eks. naturområders rekreative værdier. Modsat værdien af natureffekter er der foretaget en del opgørelser af luftforureningens helbredseffekter, som er nemmere at værdisætte. Ved analyser af forskellige tiltag, der reducerer luftforureningen, er det vigtigt at kunne opgøre gevinsterne ved en bedre luftkvalitet. I dette kapitel er der derfor fokus på helbredsomkostningerne ved opgørelser af de eksterne omkostninger ved luftforurening.

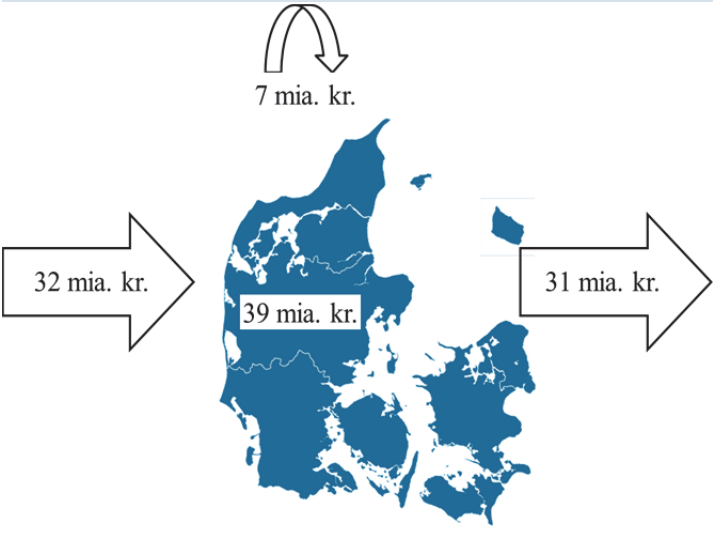
3) Nogle få miljøeffekter er forsøgt værdisat, og for Europa er det f.eks. estimeret, at luftforurening medfører et produktionstab i landbruget på 3 mia. euro pr. år og bygningsskader for 1 mia. euro pr. år (i 2010), jf. Europa-Kommissionen (2013a). Helbredsomkostningerne for Europa er estimeret til minimum 330 mia. euro pr. år.

Kilder til luftforurening

Udenlandske kilder udgør hovedparten af luftforurening i Danmark

De primære kilder til menneskeskabt luftforurening er landbrug, vejtransport, skibstrafik, energiproduktion og boligopvarmning (brændeovne og -kedler). Et væsentligt karakteristikum ved luftforurening er dets grænseoverskridende effekter. Udenlandske kilder udgør således hovedparten af de samlede (helbredsmæssige) skadesomkostninger fra luftforurening i Danmark, jf. Brandt mfl. (2016). På baggrund af beregninger fra DCE og nye opgørelser af værdien af statistisk liv og tabte leveår fra kapitel I, kan de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark i 2013 opgøres til omkring 39 mia. kr. pr. år, jf. figur II.2. Dette svarer til ca. 2 pct. af BNP. Heraf skyldes 32 mia. kr. forurening fra udlandet.

Figur II.2 Eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter fra luftforurening til og fra Danmark



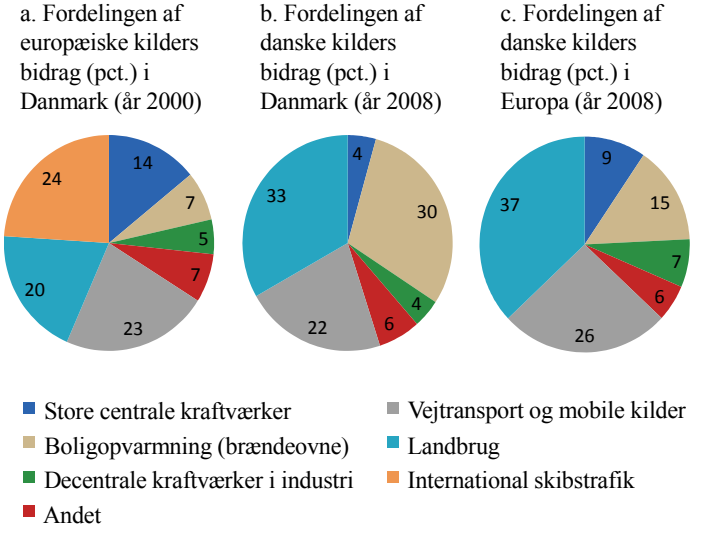
Anm.: Værdierne er beregnet på baggrund af emissioner for Europa i 2008 og for Danmark i 2013. Opgjort i 2013-priser.

Kilde: Egen figur på baggrund af Brandt mfl. (2016) og egne beregninger for nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. kapitel I.

Danske kilder bidrager med 7 mia. kr.

Udenlandsk luftforurening kommer fra landene omkring os, og de væsentligste bidrag kommer fra vejtransport, international skibstrafik (i Nordsøen og Østersøen) og landbrug, jf. figur II.3a. De danske udledningers bidrag til helbredsomkostninger i Danmark er på godt 7 mia. kr. om året, mens danske udledninger medfører helbredsomkostninger i udlandet på 31 mia. kr.

Figur II.3 Danske og udenlandske kilders bidrag til helbredsomkostninger



Anm.: Kategorien "Andet" består af kategorierne "produktionsprocesser", "ekstraktion og distribution af fossile brændstoffer", "brug af opløsningsmidler" og "affaldshåndtering og forbrænding". Bemærk, at figur a er for år 2000, og at der kan være sket relativt store ændringer siden.

Kilde: Brandt mfl. (2015) og Brandt mfl. (2016).

Brændeovne, landbrug og vejtransport bidrager mest

De væsentligste danske kilder, der medfører helbredsomkostninger i Danmark, er boligopvarmning (primært brændeovne), landbrug og vejtransport, jf. figur II.3b og tabel II.2. For alle sektorer i Danmark gælder, at størstedelen af deres udledninger (og dermed helbredseffekter) eksporteres til udlandet. Boligopvarmning er dog den sektor, der medfører de mest lokale helbredsomkostninger, da sektoren

eksporterer relativt mindre til udlandet i forhold til de andre sektorer. Sektorerne landbrug, vejtransport og boligopvarmning bidrager med de største andele af de samlede helbredsomkostninger i udlandet forårsaget af udledninger fra Danmark, jf. figur II.3c og tabel II.2.

Tabel II.2 Helbredsomkostninger i hhv. Danmark og udlandet forårsaget af udledninger fra danske sektorer, samt andel i Danmark

Sektorer	**I Danmark**	**I udland**	**Andel i Danmark**
	---------- Mia. kr.	----------	--- Pct. ---
Store centrale kraftværker	0,4	3,5	10
Boligopvarmning (brændeovne)	2,5	5,4	32
Decentrale kraftværker i industri	0,4	2,7	12
Produktionsprocesser	0,2	0,7	24
Håndtering af fossile brændstoffer	0,2	0,5	23
Brug af opløsningsmidler	0,2	0,8	17
Vejtransport	1,2	6,5	16
Andre mobile kilder	0,4	3,1	12
Affaldshåndtering og forbrænding	0,03	0,2	14
Landbrug	2,8	13,4	17
Alle sektorer	**7,1**	**32,9**	**18**

Anm.: Tabellen viser helbredsomkostningerne (i 2013-priser) i hhv. Danmark og udlandet fra luftforureningen fra danske sektorer, samt den andel af de samlede helbredsomkostninger, der falder i Danmark. De enkelte sektorer summerer ikke til værdierne for 'Alle sektorer', som følge af ikke-lineære forhold i beregningsmetoden, jf. Brandt mfl. (2016). Værdierne er beregnet på baggrund af emissioner i 2008 og er derfor lidt forskellige fra figur II.2, som er på baggrund af emissioner i 2013. Boligopvarmning (brændeovne) udgør sandsynligvis en større andel af de danske kilders bidrag i Danmark end angivet, hvis lokale effekter fra brændeovne indregnes, jf. afsnit II.7.

Kilde: På baggrund af Brandt mfl. (2016) og egne beregninger for nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. kapitel I.

II.3 Den internationale ramme

Internationale aftaler om regulering er nødvendige

Luftforureningen er karakteriseret ved at forårsage grænseoverskridende negative eksterne effekter, jf. afsnit II.2. Det vil derfor være optimalt, hvis hvert land tager hensyn til de skader, der påføres borgerne også i andre lande, når der tages beslutning om indsatsen mod luftforurening. Dette kan dog i praksis ikke forventes at ske uden et forpligtende internationalt samarbejde.

Udledningslofter afviger lidt fra det optimale

I dag foregår der en stor indsats i forbindelse med internationale protokoller, hvor bl.a. udledningslofter for de enkelte lande aftales. Der er dog tegn på, at de aftalte reduktioner er mindre end skadesomkostningerne tilsiger, og at de aftalte reduktioner ikke er optimalt fordelt mellem landene.

Afsnittets indhold

I det følgende beskrives kort de internationale rammer og overordnede målsætninger. Endvidere beskrives kort gevinster og omkostninger opgjort i forbindelse med den seneste internationale aftale om begrænsning af luftforurening, og der ses på, hvordan disse er fordelt landene imellem.

Internationalt samarbejde og regulering

Internationalt samarbejde begyndte i FN

I 1972 afholdt FN sin første miljøkonference, som blev begyndelsen på et internationalt samarbejde om at bekæmpe især forsuring fra luftforurening. I dag er de internationale forpligtelser overfor FN på luftområdet indeholdt i protokoller under Geneve-konventionen fra 1979 om langtrækkende grænseoverskridende luftforurening, Long Range Transboundary Air Pollutants (LRTAP). En af disse er Gøteborgprotokollen, som primært er rettet mod forsuring, eutrofiering (overgødskning) og ozondannelse og gælder for Europa, USA, Canada og den europæiske del af Rusland.

Gøteborgprotokol fastsætter nationale udledningslofter

I Gøteborg-protokollen er der sat bindende grænser for, hvor meget de enkelte lande må udlede af svovldioxid (SO_2), kvælstofoxider (NO_X), ammoniak (NH_3), kulbrinter (NMVOC) og primære partikler ($PPM_{2.5}$).[4] I den oprindelige protokol fra 1999 skulle udledningslofterne opfyldes i 2010, men efter revision af Gøteborgprotokollen i 2012 er der vedtaget nye reduktionsforpligtelser for 2020.

EU-politik

EU har reguleret luftforurening siden 1970'erne, bl.a. som følge af FN's Geneve-konvention. EU-reguleringen kan opdeles i tre kategorier:

- Regulering af den totale nationale udledning
- Regulering af luftkvaliteten
- Regulering af enkelte kilder

Overfor lande der ikke overholder reguleringen, kan Europa-Kommissionen (efterfølgende benævnt Kommissionen) rejse en traktatkrænkelsessag ved EU-domstolen, og der kan gives bøder for den manglende overholdelse.

NEC-direktiv regulerer nationale udslip

Regulering af den totale udledning af luftforurening foretages i NEC-direktivet (National Emission Ceilings Directive) fra 2001, der fastsætter emissionslofter for de enkelte medlemslande. NEC-direktivet implementerer Gøteborg-protokollen og er under revidering for at fastsætte nye udledningslofter for 2030.

Luftkvalitets-direktivet regulerer koncentrationer

Regulering af luftkvaliteten foregår i luftkvalitetsdirektivet (og datterdirektiver).[5] Luftkvalitetsdirektivet fastlægger grænse- og målværdier for koncentrationen af NO_2, SO_2, partikler, bly, benzen, CO og ozon. Direktivet har bl.a. med-

4) Udledningslofter for primært udledte partikler ($PPM_{2.5}$) blev dog først indført i 2012 med den reviderede Gøteborgprotokol. Her blev der også henstillet til, at tiltag, der også reducerer sodpartikler, skulle prioriteres. Udledningen af andre skadelige stoffer er reguleret i andre protokoller under LRTAP-konventionen.

5) Det første luftkvalitetsdirektiv kom i 1996, og de vigtigste grænseværdier blev vedtaget i 1999 som led i det første datterdirektiv. I 2008 blev hoveddirektivet og de tre første datterdirektiver samlet i et direktiv.

ført, at der i mange europæiske byer er indført miljøzoner med særlige miljøkrav til køretøjer.

EU regulerer emissioner fra specifikke kilder

Regulering af de enkelte kilder til luftforurening sker i en omfattende kildespecifik EU-lovgivning, der skal medvirke til, at grænseværdier og lofter i de ovennævnte direktiver opnås. Denne regulering er karakteriseret ved at fastsætte udledningskrav til specifikke kilder (f.eks. bilmotorer, store og mellemstore fyringsanlæg og andre forurenende industrianlæg).

Regulering af den internationale skibstrafik

Regulering af luftforurening fra den internationale skibstrafik sker også i internationalt regi, bl.a. med "miljøzoner til søs".[6] I Østersøen og Nordsøen har alle skibe siden 1. januar 2015 skullet overholde skærpede krav til svovludledning, enten ved at bruge brændstof med lavt svovlindhold eller ved at rense for svovl i røggassen. Der har i flere år været forhandlinger i gang om etablering af særlige NO_X-krav til nye skibe i Østersøen og Nordsøen, men der er endnu ikke truffet beslutning herom.

Langsigtet målsætning

Den ovenfor beskrevne regulering, der fastsætter mål for 2020 og 2030, skal være medvirkende til at opnå en langsigtet målsætning i 2050 om at opnå en luftkvalitet, der ikke har signifikante negative effekter på menneskers sundhed og miljøet, jf. Europa-Kommissionen (2013a).

Indikative reduktioner for det langsigtede mål

Der er endnu ikke fastsat udledningslofter for det langsigtede mål i 2050, men Kommissionen har estimeret de nødvendige reduktioner for EU som helhed og beregnet nogle indikative reduktionsmål for de enkelte lande. Set i forhold til udledningerne i 2005 skal Danmark i 2050 have reduceret mere end EU-gennemsnittet med hensyn til ammoniak (NH_3), kulbrinter (NMVOC) og primære partikler ($PPM_{2.5}$), jf. tabel II.3.

6) Den internationale regulering foregår dels via FN's organisation for søfart (IMO – International Maritime Organisation) og dels via EU-regulering, der sikrer, at visse af IMO's regler overholdes i alle EU-lande.

Tabel II.3 Reduktionskrav for at nå udledningslofter og 2050-mål

	NO_X	NH_3	SO_2	NMVOC	$PPM_{2.5}$
			Pct.		
Danmark					
2020-loft	56	24	35	35	33
2030-loft	69	37	58	59	64
2050-mål	83	62	73	80	81
EU-gns.					
2020-loft	42	6	59	28	22
2030-loft	69	27	81	50	51
2050-mål	83	50	90	71	68

Anm.: Tabellen viser for Danmark og EU-gennemsnit de procentuelle reduktionskrav i forhold til 2005-udledningerne for at opfylde emissionslofter i hhv. 2020 og 2030 (2030-lofter er foreløbige forslag fra Kommissionen). Reduktionerne for 2050 er indikative reduktionskrav for at opnå den langsigtede målsætning for helbredseffekter (WHO's målsætninger).

Kilde: Egne beregninger på baggrund af www.eea.europa.eu og Europa-Kommissionen (2013a).

Omkostninger og gevinster ved europæisk målsætning

Målsætninger medfører omkostninger og gevinster

De ovenfor beskrevne krav i forhold til reduktionslofter, luftkvalitet og kilderegulering medfører omkostninger, der vil være forskellige for de enkelte lande. Til gengæld vil de enkelte lande også opnå helbredsgevinster både fra egne udledningsreduktioner og især fra nabolandenes reduktioner. I det følgende beskrives forholdet mellem omkostninger og gevinster nærmere.

Store helbredsrelaterede omkostninger

Kommissionen har beregnet de samlede årlige helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening i EU(28) i 2010 til at ligge i intervallet 330 – 940 mia. euro, jf. Europa-Kommissionen (2013a). Beregninger foretaget af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet med EVA-modelsystemet angiver de samlede helbredsomkostninger i EU til knap 650 mia. euro i 2013, jf. Brandt mfl. (2016).[7] WHO har tilsvarende estimeret helbredsom-

7) En opdatering af beregningerne i Brandt mfl. (2016), med nye værdier af statistisk liv og tabte leveår fra kapitel I, giver samlede helbredsomkostninger i Europa på ca. 920 mia. euro, jf. forklaringer i afsnit II.5.

kostninger for EU i 2010 og opgør disse til omkring 1.000 mia. euro, jf. WHO (2015). Ifølge disse opgørelser er der således betydelige potentielle gevinster ved at regulere luftforureningen. Hvorvidt yderligere regulering er hensigtsmæssig afhænger naturligvis af omkostningerne ved at regulere. I forbindelse med den igangværende revision af NEC-direktivet er der udført beregninger af IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) af omkostninger og gevinster ved forskellige scenarier for reduktion af udledningerne frem mod 2030.[8] Beregningerne er udført med den såkaldte GAINS-model.[9]

Kommissionens forslag til nye 2030-mål tæt på optimale

På baggrund af disse beregninger har IIASA fremført et forslag til en optimal fordeling af emissionslofter for de enkelte lande. Beregningerne er foretaget under hensyn til at opnå de størst mulige helbredsgevinster i Europa givet omkostningerne ved at anvende tekniske tiltag til at reducere luftforureningen i de enkelte lande. Det optimale scenarie beregnet med GAINS ville, i forhold til et basisscenarie med gældende regulering overfor luftforurening, have øget gevinsten med 43 mia. euro og omkostningen med 5 mia. euro. Kommissionen valgte i sit forslag til et nyt NEC-direktiv et lidt mindre ambitiøst scenarie, da Kommissionen ville lette omkostningerne for de mest belastede sektorer, jf. Amann mfl. (2015b). De samlede gevinster og omkostninger ved Kommissionens scenarie blev opgjort til henholdsvis 40 og 3 mia. euro årligt, jf. tabel II.4. Da GAINS-modellen ikke indeholder alle virkemidler, kan de konkrete reduktionsomkostninger ses som et overkantsskøn, jf. Amann mfl. (2015b). Det er derfor formodentligt billigere at opnå et

8) IIASA udfører videnskabelige analyser af globale problemstillinger. Organisationen sponsoreres af dens 23 medlemslandes organisationer.

9) GAINS-modellen (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies) bygger på en integreret modellering af effekten af de enkelte landes udslip på natur og helbred samt omkostningerne ved emissionsbegrænsende foranstaltninger. Modellen giver et forslag til omkostningseffektive reduktionslofter for de enkelte lande givet det ønskede ambitionsniveau for målopfyldelse og omkostningerne ved at implementere teknologiske tiltag overfor luftforurening.

givent reduktionsmål beregnet i GAINS, og den optimale reduktion er formodentlig større end beregnet i GAINS.

Tabel II.4 Årlige reduktionsomkostninger og helbredsgevinster for EU ved forskellige scenarier

	EU (28)
	Mia. euro pr. år
Gældende aftaler og regulering	
Omkostninger	88
Helbredsgevinster	121
Kommissionens forslag udover gældende regulering	
Omkostninger	3
Helbredsgevinster	40
IIASA's forslag udover gældende regulering	
Omkostninger	5
Helbredsgevinster	43

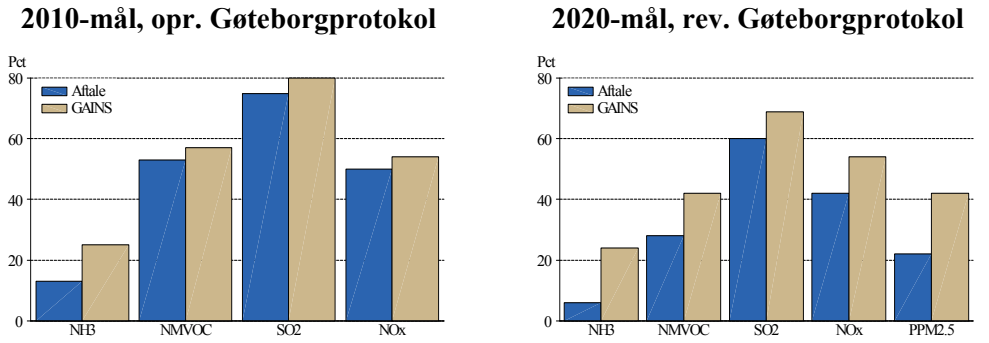
Anm.: Tabellen beskriver reduktionsomkostninger og helbredsgevinster ved implementering af gældende regulering og efterfølgende ved at gå fra gældende regulering til hhv. Kommissionens forslag og IIASA's forslag. Opgørelserne er opgjort af IIASA forud for Kommissionens forslag til et nyt NEC-direktiv med mål for 2030. IIASA har efterfølgende genberegnet omkostningerne med nye antagelser og forudsætninger for de enkelte lande, hvilket har medført lidt lavere omkostningsestimater, jf. Amann mfl. (2015a).

Kilde: Amann mfl. (2015b), Holland (2014) og Europa-Kommissionen (2013a).

Aftalte udledningslofter afviger fra de modelberegnede

I forlængelse af Kommissionens forslag til et nyt NEC-direktiv med emissionsreduktioner for 2030 har Ministerrådet i de pågående forhandlinger foreslået mere lempelige reduktionsniveauer end i Kommissionens oprindelige forslag. En sådan forskel på foreslåede emissionslofter beregnet med GAINS og de efterfølgende politisk forhandlede lofter gjorde sig også gældende i forbindelse med vedtagelsen af Gøteborgprotokollen, jf. figur II.4.

Figur II.4 Optimale reduktioner (GAINS-model) og aftalte reduktioner



Anm.: Figuren angiver de samlede reduktionsmål i pct. for perioden 1990-2010 og 2005-2020 i hhv. oprindelig Gøteborgprotokol for EU(15) og revideret Gøteborgprotokol for EU(27). Reduktionsmålene er angivet dels, som de er beregnet i GAINS ud fra en optimal fordeling af reduktionskrav og dels, som de fremgår af de endelige aftaler.

Kilde: Amann mfl. (2012) og Amann mfl. (2015a).

Forskelle kan bunde i flere forhold

Der kan være flere grunde til, at de aftalte emissionslofter er mindre end de optimale reduktioner, som de er beregnet med GAINS-modellen. For eksempel kan der være uenighed, om GAINS-modellen afspejler de rette forhold i de enkelte lande, jf. Amann mfl. (2012). Endvidere kan der være taget fordelingspolitiske hensyn ved den aftalte fordeling af reduktioner mellem landene.

Omkostninger er forskellige, …

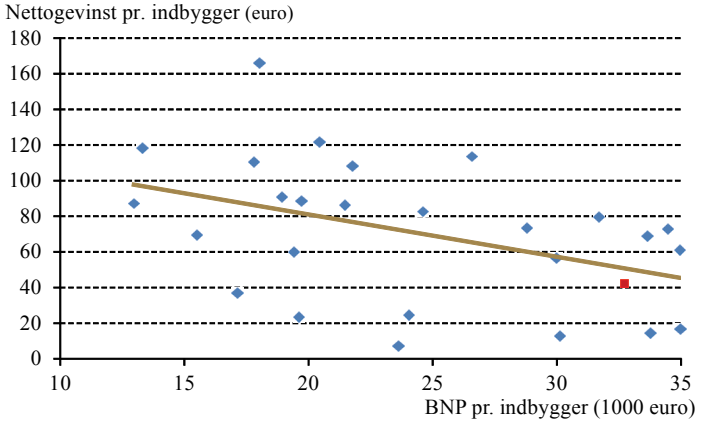
Optimalt fordelte emissionslofter vil medføre, at der stilles forskellige krav til reduktioner i de enkelte lande, og dermed vil der også være forskel på de enkelte landes reduktionsomkostninger. Set i forhold til BNP er det især lavindkomstlande, hvor reduktionsomkostningerne udgør den største andel af BNP i Kommissionens forslag til et nyt NEC-direktiv, jf. Europa-Kommissionen (2013a).[10]

10) Dette skyldes flere forhold, bl.a. at der i udgangspunktet er forskelle på udledningsniveau og skadeseffekter mellem landene, og at en given reduktionsomkostning pr. kg udledning alt andet lige udgør en større andel af BNP i lavindkomstlande.

… men alle lande opnår netto-gevinst

Det er imidlertid også relevant at se på gevinsterne ved reduktionerne i landene, hvis man ønsker at sammenligne konsekvenserne landene imellem. Her er det især lande med de laveste BNP pr. indbygger, som opnår de største netto-gevinster pr. indbygger, jf. figur II.5. Alle EU(28)-lande opnår en netto-gevinst af Kommissionens forslag til et nyt NEC-direktiv, dvs. at helbredsgevinsterne overstiger deres omkostninger.

Figur II.5 EU-landenes nettogevinst pr. indbygger ved forslag til nyt NEC-direktiv for 2030



Anm.: Figuren viser de 28 EU-landes nettogevinst pr. indbygger fordelt efter BNP pr. indbygger. Nettogevinst er opgjort som helbredsgevinster fratrukket omkostninger som følge af Kommissionens forslag til et nyt NEC-direktiv med mål for 2030. Danmark er markeret med rød data-etiket. BNP pr. indbygger er i købekraftsparitet (PPP). Luxembourg er taget ud af figuren, da landet har et meget højt BNP pr. indbygger.

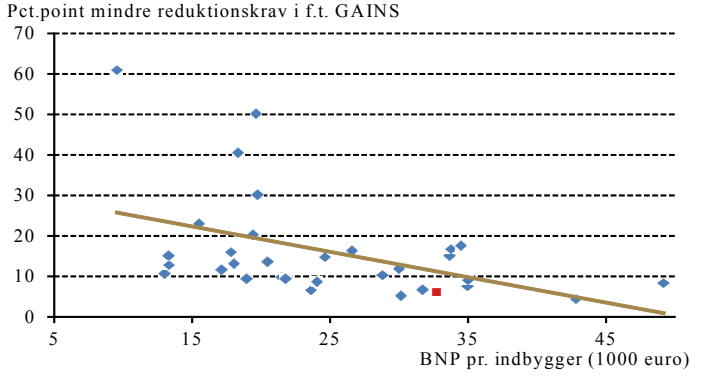
Kilde: Egne beregninger på baggrund af Amann mfl. (2015a).

Hensyn til byrdefordeling?

Der er tilsyneladende en tendens til, at der i de endelige aftaler om reduktioner tages hensyn til lavindkomstlande. I figur II.6 er det forsøgt at vise forskellen mellem de politisk aftalte reduktionskrav i den reviderede Gøteborgprotokol og de optimale reduktioner i GAINS fordelt efter landenes BNP pr. indbygger. Sammenligningen mellem lande er opgjort som forskellen (i pct.point) mellem det aftalte reduktionskrav (i pct.) og det ud fra GAINS-modellen optima-

le reduktionskrav (i pct.). Det ses af figuren, at der er en tendens til, at "fattige" lande har fået større nedslag i deres reduktionskrav end "rigere" lande.

Figur II.6 Ændring i reduktionskrav fra GAINS-beregning til revideret Gøteborgaftale



Anm.: Figuren viser forskellen i pct.point mellem reduktionskrav i hhv. GAINS-model og den endelige aftale for 33 europæiske lande i den reviderede Gøteborgprotokol. Opgørelsen er for udledninger af såkaldte $PM_{2.5}$-ækvivalenter, hvor de luftforurenende stoffer i protokollen er vægtet sammen efter deres sundhedsskadelige effekter, jf. princippet i Amann og Wagner (2014). Danmark er markeret med rød data-etiket. Luxembourg er taget ud af figuren, da landet har et meget højt BNP pr. indbygger.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Amann mfl. (2012).

De samlede omkostninger øges, hvis nogle lande skånes

Hvis der i internationale aftaler bliver taget hensyn til, at lande, der har en stor reduktionsomkostning i forhold til BNP, skal reducere relativt mindre i forhold til andre lande, vil det kunne medføre, at den samlede regulering bliver dyrere end nødvendigt. Dette er vist ved en eksempelberegning af Kommissionen, hvor der tages udgangspunkt i et fælles loft over, hvor meget et lands reduktionsomkostninger maksimalt må udgøre som andel af BNP. Selvom loftet ville medføre, at nogle af de østeuropæiske lande ville få mindre strenge udledningslofter, ville de nødvendige ekstra reduktioner i andre lande medføre, at omkostningerne for

hele EU samlet set ville blive større, jf. Europa-Kommissionen (2013a).[11]

Hensyn til byrdefordeling

Hvis kompensation til de økonomisk hårdest ramte lande er ønskeligt, er omkostningsudligning ved et loft over omkostningernes andel af BNP ikke en omkostningseffektiv løsning. Kompensation bør i stedet være af økonomisk art frem for at lempe på udledningskravene.

Opsummering

Politisk aftale kan medføre mindre omkostnings-effektive reduktioner

Undersøgelser tyder på, at der er store helbredsgevinster ved at reducere luftforureningen i Europa. Der er internationalt implementeret regulering, der medfører betydelige reduktioner i udledninger og samtidigt nettogevinster for alle lande. De politisk fastsatte lofter er dog generelt mindre ambitiøse end de, der ifølge beregninger, er optimale reduktionsniveauer. I forslaget til et nyt NEC-direktiv med mål for 2030 lægger Kommissionen sig anbefalelsesværdigt relativt tæt op ad de modelberegnede forslag, mens de pågående forhandlinger med medlemslandene indtil videre har medført forslag til lavere emissionslofter. Dette vil reducere velfærdsgevinsten i forhold til, hvad der kunne opnås ved det optimale reduktionsniveau.

Internationalt aftalesystem en overordnet succes

Det internationale aftalesystem på luftforureningsområdet ser overordnet ud til at være en succes, da der i vid udstrækning er forsøgt at tage hensyn til en omkostningseffektiv fastsættelse og fordeling af reduktionskrav. Derfor vil et hensyn til danske udledningers effekter i udlandet ikke umiddelbart kunne begrunde, at Danmark reducerer mere end de internationalt pålagte reduktionskrav.

Byrdefordeling bør adresseres med økonomisk kompensation

For lavindkomstlandene udgør reduktionsomkostningerne den største andel af BNP i forslaget til et nyt NEC-direktiv, men samtidig har de en større netto-gevinst. Det ser imidlertid ud til, at kravene til disse lande lempes mere i de ende-

11) I Kommissionens eksempel vil en maksimal grænse for reduktionsomkostningernes andel af BNP på 0,15 pct. for hvert land medføre, at to lande opnår en fordel heraf på sammenlagt 16 pct. besparelse (23 mio. euro). Til gengæld øges de samlede omkostninger for hele EU med 72 pct. (fra 4,6 mia. euro til 8,1 mia. euro).

lige aftaler end for de øvrige lande. Det gør det dyrere at nå de samme miljømål. Hvis kompensation til de økonomisk hårdest ramte lande er ønskeligt, bør den i stedet være af økonomisk art frem for at lempe på udledningskravene. Dette vil give den største samfundsøkonomiske gevinst på tværs af Europa.

II.4 Regulering i Danmark

Udvikling i luftforurening og målopfyldelse

Danmark overholder i dag 2010-lofterne

Som beskrevet tidligere er der fastsat bindende udledningslofter for ammoniak (NH_3), kvælstofoxider (NO_X), svovldioxid (SO_2) og kulbrinter (NMVOC) til opfyldelse fra 2010 og for de samme stoffer samt primære partikler ($PPM_{2.5}$) fra 2020. Der er endvidere fremsat forslag til udledningslofter for 2030 af henholdsvis Kommissionen og Ministerrådet, jf. afsnit II.3. Såvel EU's som Danmarks udledninger af de pågældende stoffer har generelt været faldende siden 1990. Udledningen af partikler i Danmark er dog først begyndt at falde efter 2007, jf. figur II.7. Danmark overholder i dag alle udledningslofter for 2010.

Fremskrivninger overholder nogle 2020-lofter …

Fremskrivninger af danske udledninger viser, at 2020-reduktionskravene til NO_X, SO_2 og $PPM_{2.5}$ forventes overholdt, mens der er mere usikkerhed om NH_3, jf. figurerne II.7 til II.10.[12] Fremskrivningerne er foretaget i 2013 (2014 for NH_3's vedkommende) og tager derfor udgangspunkt i den regulering og de økonomiske forhold og forventninger på det tidspunkt, jf. Nielsen mfl. (2013) og Hansen mfl. (2015). Det betyder f.eks., at den kommende sænkning af NO_X-afgiften ikke er indregnet i fremskrivningerne, hvilket

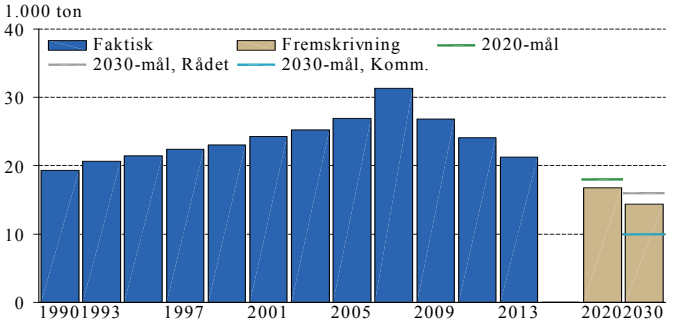
12) Fremskrivningerne er foretaget af Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) i 2013 og revideres ca. hvert andet år. Fremskrivning af ammoniak fra landbruget er opdateret i 2014. NMVOC fremgår ikke af figurerne, da nye opgørelsesmetoder betyder, at de gældende fremskrivninger ikke er retvisende.

alt andet lige kan medføre, at de fremskrevne NO_X-emissioner for 2020 overskrider udledningsloftet.[13]

... og måske 2030-lofter

De seneste forslag til udledningslofter fra Ministerrådet er for Danmark mere lempelige end Kommissionens forslag. Ud fra de nævnte fremskrivninger af danske udledninger indebærer Kommissionens forslag, at Danmark vil overskride 2030-reduktionskravene for NH_3, NO_X, SO_2 og $PPM_{2.5}$. Derimod indebærer Ministerrådets forslag, at det kun vil være loftet for SO_2, der overskrides.

Figur II.7 Udledning og lofter for partikler ($PPM_{2.5}$)

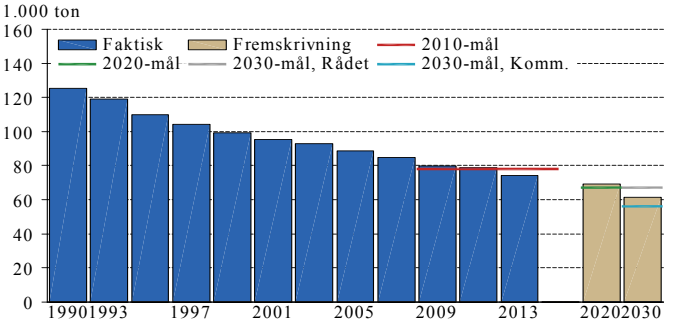


Anm.: Figuren angiver primært udledte partikler ($PPM_{2.5}$), jf. afsnit II.2. Udledninger før år 2000 er opgjort af Det Europæiske Miljøagentur (EEA) og skal tolkes med forsigtighed, da de metodemæssigt er opgjort forskelligt ift. danske opgørelser, som starter i år 2000. Toppen i 2007 skyldes skift i opgørelsesmetode. 2030-mål er opgjort som hhv. Kommissionens (Komm.) og Ministerrådets (Rådet) forslag, som de fremgår af forhandlingerne til et nyt NEC-direktiv. Der var ikke udledningslofter for partikler for 2010.

Kilde: Europa-Kommissionen (2013b), Council of the European Union (2015), envs.au.dk og eea.europa.eu.

13) En nærmere beskrivelse af NO_X-afgiften foretages senere i dette afsnit. Blandt andet fremgår det, at den kommende afgiftssænkning vil kunne medføre en stigning i udledning på op til 10.000 ton årligt, jf. Skatteministeriet (2015). I så fald vil 2020-loftet kunne forventes at blive overskredet med ca. 4.000 tons.

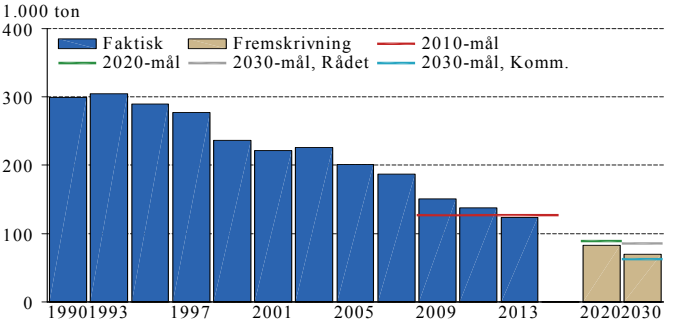
Figur II.8 Udledning og lofter for ammoniak (NH_3)



Anm.: Udledningsloftet for 2010 var på 69.000 ton, som er opjusteret med 9.000 tons som følge af ændrede opgørelsesmetoder. Udledningen i 2020 og 2030 skal tages med forbehold pga. ændrede opgørelsesmetoder siden fremskrivningen blev foretaget. Fremskrivningen for landbruget er beregnet som procentuel reduktion på hhv. 22 pct. og 31 pct. i gennemsnit ift. 2005-udledning, jf. Hansen mfl. (2015). 2030-mål er opgjort som hhv. Kommissionens (Komm.) forslag og Ministerrådets (Rådet) forslag, som de fremgår af forhandlingerne til et nyt NEC-direktiv.

Kilde: Se figur II.7 og Hansen mfl. (2015).

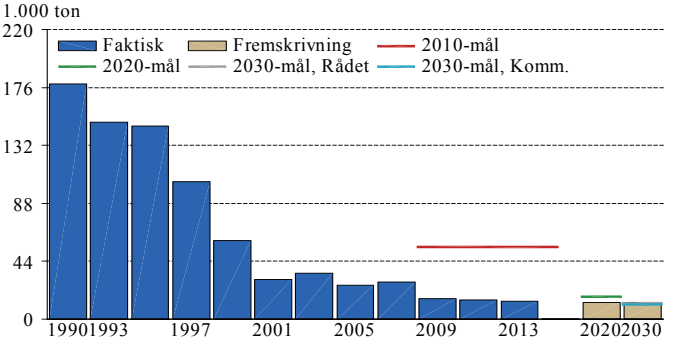
Figur II.9 Udledning og lofter for kvælstofoxider (NO_X)



Anm.: Effekten af den seneste sænkning af NO_X-afgiften indgår ikke i fremskrivningen. 2030-mål er opgjort som hhv. Kommissionens (Komm.) forslag og Ministerrådets (Rådet) forslag, som de fremgår af forhandlingerne til et nyt NEC-direktiv.

Kilde: Se figur II.7.

Figur II.10 Udledning og lofter for svovldioxid (SO_2)



Anm.: Kommissionens (Komm.) forslag og Ministerrådets (Rådet) forslag, som de fremgår af forhandlingerne til et nyt NEC-direktiv.
Kilde: Se figur II.7.

Danmark har højere udledning pr. indbygger end mange EU-lande, …

I forhold til gennemsnittet for hele EU har Danmark højere udledninger pr. indbygger for alle luftforurenende stoffer undtaget SO_2, jf. tabel II.5. Sammenlignet med Danmark har de østeuropæiske lande dog en højere udledning af partikler pr. indbygger.

Tabel II.5 Udledning pr. indbygger for Danmark og EU-landegrupper i 2013

	Danmark	**Øst-EU**	**EU-gns.**
	----------	Kg. pr. indbygger	----------
Svovldioxid (SO_2)	2	12	7
Kvælstofoxider (NO_X)	20	16	16
Ammoniak (NH_3)	13	8	8
Kulbrinter (NMVOC)	20	18	14
Primære Partikler ($PPM_{2.5}$)	3,8	6,0	2,5

Anm.: Tabellen viser de gennemsnitlige udledninger pr. indbygger for Danmark, EU og gruppen af de Østeuropæiske lande. Øst-EU omfatter Bulgarien, Kroatien, Tjekkiet, Estland, Letland, Litauen, Ungarn, Polen, Rumænien, Slovenien og Slovakiet. EU-gennemsnit er for EU(28).
Kilde: Beregninger på baggrund af data fra Eurostat.

… men mindre eksponering af bybefolkningen

European Environment Agency (EEA) har estimeret andelen af den europæiske bybefolkning, som eksponeres for koncentrationer over EU's grænseværdier. Denne opgørelse tyder på, at luftkvaliteten i danske byer er god sammenlignet med EU som helhed, jf. tabel II.6.

Tabel II.6 Andel af bybefolkning eksponeret for luftforurening over grænseværdier i 2013

	PM_{10}	$PM_{2.5}$	NO_2 a)	Ozon
	----------	Pct.	----------	
EU's grænseværdier				
EU(28)	17	9	9	15
Danmark	0	0	1,4	0

a) NO_2 er en giftig luftart, mens NO er langt mindre skadelig og derfor ikke har grænseværdi. Summen af NO_2 og NO er NO_X.

Anm.: Tabellen angiver andelen af bybefolkning udsat for luftforurening over EU's grænseværdier for luftens indhold af de pågældende stoffer. Partiklerne (PM_{10} og $PM_{2.5}$) i tabellen er koncentrationen af både primært udledte og sekundært dannede partikler.

Kilde: eea.europa.eu.

Danmark overskrider dog NO_2-grænseværdi på gadeniveau

Selvom den danske befolkning ifølge EEA er mindre udsat for luftforurening end andre EU-borgere, har Danmark gennem flere år overskredet grænseværdien for NO_2 på gadeniveau i København.[14] Koncentrationen af NO_2 har dog generelt været faldende i Danmark, og der har i de seneste år ikke været overskridelser i andre byer. Overskridelserne har medført, at Danmark har skullet udarbejde en luftkvalitetsplan for at nedbringe forureningen. Størstedelen af NO_2-forureningen på gadeniveau skyldes den lokale trafik, mens

14) Overskridelserne i 2014 i København blev målt på en af de to gademålestationer, mens modelberegninger indikererede overskridelser på 11 ud af 98 beregnede gadestrækninger, jf. Ellermann mfl. (2015b). Målingerne på målestationen i København med overskridelse har siden 2010 ligget højere end de foregående år som følge af en omlægning af vejbanerne, jf. Ellermann mfl. (2015b).

langtransporteret NO_2 har relativt lille indflydelse på gadeniveauet, jf. Jensen og Ketzel (2009).

Regulering i dansk perspektiv

Dansk regulering er primært styret af international regulering

I Danmark er der gennem de seneste 45 år blevet lovgivet overfor luftforurening begyndende med administrative styringsmidler i form af forbud og krav til udledninger eller indhold af stoffer i produkter. Siden sidst i 1990'erne er denne styring blevet suppleret med økonomiske styringsmidler, jf. Hertel mfl. (2015). Den danske regulering af luftforurening implementerer endvidere de internationale aftaler og lovgivninger, der er beskrevet i afsnit II.3. I det følgende gennemgås kort de væsentligste virkemidler i Danmark opdelt på følgende kategorier:

- Forbud
- Grænseværdier
- Afgifter
- Tilskud

Forbud mod bly og svovl i brændstof

I 2005 indførtes i Danmark svovlfri brændstoffer på alle tankstationer, og i 2009 blev svovlfri brændstoffer et krav i EU. Blyfri benzin blev obligatorisk i EU i 2000, mens benzinen i Danmark har været fri for bly siden 1994. I den internationale regulering af skibstrafik stilles der også krav til svovlindholdet i skibes brændstof.

Forbud i form af miljøzoner i byer

I mange europæiske byer er der indført såkaldte miljøzoner, der skal medvirke til at reducere luftforureningen fra trafikken i områder, hvor der er forhøjet luftforurening. Miljøzoner i Danmark er rettet mod partikeludledningen fra ældre lastbiler og busser med krav om eftermontering af partikelfilter, hvis køretøjerne ikke lever op til nyere euronormer. Der er indført miljøzoner i Aarhus, Odense, Aalborg, København og Frederiksberg. Da miljøzonerne svarer til at fremskynde effekten af nyere euronormer, vil effekten af miljøzonerne aftage, og der forventes i 2020 kun lille effekt af de eksisterende miljøzoner, jf. Jensen mfl. (2011).[15]

15) Der arbejdes også med miljøzoner til søs, hvor der stilles særlige krav til NO_X- og SO_2-udledninger, jf. afsnit II.3.

Grænseværdier for biler

For biler og andre køretøjer fastsætter EU generelle euronormer, der sætter grænseværdier for udledning af bl.a. kulilte (CO), NO_X og partikler fra det enkelte køretøjs motor. Bilregulering startede i 1970, men tog fart med euronormernes indførsel i 1992. Euronormerne er efterfølgende blevet strammet gentagne gange.[16]

Grænseværdier for virksomheder

Virksomheder med væsentlig luftforurening reguleres via miljøgodkendelser, der bl.a. opstiller emissionsgrænseværdier for koncentrationen af forurenende stoffer i udledningsluften. Dette sker bl.a. ud fra en tankegang om, at virksomhederne skal anvende de mindst forurenende teknologier – de såkaldte BAT-krav, jf. boks II.1. I forbindelse med miljøgodkendelse fastsætter dansk regulering endvidere grænseværdier for den enkelte virksomheds bidrag til luftforureningen i virksomhedens omgivelser.

Grænseværdier for brændeovne

Der er også fra 2008 fastsat udledningsnormer for nye brændeovne, hvor kravene til brændeovnes udledning af partikler og kulilte er skærpet over tid.[17] På europæisk plan er der i 2014 besluttet to forordninger for brændeovne og brændekedler, som træder i kraft i henholdsvis 2022 og 2020. Grænseværdierne i forordningerne er fastsat på ca. samme niveau, som gælder i Danmark fra 2015. Da mange EU-lande ikke har haft regler på området, vil EU-reguleringen også mindske partikelforureningen i Danmark, da størstedelen heraf kommer fra udlandet.

16) Der er euronormer for forskellige motortyper (benzin og diesel) samt køretøjstyper (knallerter, motorcykler, tog, entreprenørmaskiner, havemaskiner og fritidsbåde).

17) Udover almindelige brændeovne indgår også brændekedler og lignende fyringsanlæg op til 1.000 kW.

Boks II.1 Grænseværdier og BAT-regulering

En del af reguleringen overfor luftforurening fastsætter grænseværdier for udledningen fra forskellige kilder. Nedenfor er denne regulering beskrevet for virksomheder med udgangspunkt i BAT-reguleringen.

Grænseværdier for danske virksomheder

Virksomheder i Danmark inddeles efter deres forureningspotentiale, hvor særligt forurenende virksomheder kræver miljøgodkendelse (godkendelsespligtige), mens mindre forurenende virksomheder ikke er godkendelsespligtige. En miljøgodkendelse indeholder forskellige vilkår, der regulerer virksomheden.

Godkendelsespligtige virksomheder opdeles i bilag 1 og bilag 2. Bilag 1-virksomheder har et mere betydeligt forureningspotentiale og er omfattet af EU-regler (BAT-krav i Direktiv for Industrielle Emissioner, jf. beskrivelsen nedenfor). Bilag 2-virksomheder kræver miljøgodkendelse efter danske regler. De danske regler i denne forbindelse omfatter bl.a. grænseværdier for den enkelte virksomheds bidrag til luftforureningen i virksomhedens omgivelser og emissionsgrænseværdier for en lang række stoffer. Disse anvendes, hvis emissionerne fra aktiviteten ikke er reguleret af anden direkte regulering (f.eks. gasmotorbekendtgørelsen) eller er omfattet af BAT-krav.

De ikke-godkendelsespligtige virksomheder er reguleret af danske regler, der enten kan være branchebekendtgørelser, der indeholder grænseværdier for virksomhedens bidrag til luftforureningen i virksomhedens omgivelser og/eller emissionsgrænseværdier (f.eks. maskinværkstedbekendtgørelsen) eller påbud efter Miljøbeskyttelsesloven. For andre ikke-godkendelsespligtige virksomheder kan tilsynsmyndigheden give påbud om overholdelse af grænseværdier for den enkelte virksomheds bidrag til luftforureningen i virksomhedens omgivelser, hvis disse vurderes at være væsentligt overskredet.

BAT-reguleringen i EU (Direktivet for Industrielle Emissioner)

EU fastsætter miljøkrav til større virksomheder, som har et betydeligt forureningspotentiale, hvilket vil sige de godkendelsespligtige bilag 1-virksomheder. EU's miljøkrav til udledninger og brug af ressourcer fastsættes ud fra, hvad der kan opnås med de bedste tilgængelige teknikker (Best Available Techniques, BAT).

Boks II.1 Grænseværdier og BAT-regulering, fortsat

Kommissionen fastsætter miljøkravene ud fra kendskab til den miljøbeskyttelse, der kan opnås med de bedste tilgængelige teknikker. Hvad der kan anses for at være de bedste tilgængelige teknikker vurderes ud fra bl.a. anvendelighed, omkostninger og fordele. Det betyder bl.a., at teknikken skal være afprøvet i tilstrækkelig grad og udviklet i en målestok, der betyder, at den kan anvendes på økonomisk og teknisk mulige vilkår i de pågældende brancher/industrier. BAT-krav med emissionsgrænser for den givne branche fastsættes som en værdi eller et interval, og for luftforurening opgøres grænseværdierne for indholdet pr. m^3 udledt luft (f.eks. mg SO_2 pr. m^3).

Krav til den enkelte virksomhed medfører, at virksomheden skal overholde grænseværdier for f.eks. udledningsluftens indhold af forurenende stoffer, og at grænseværdierne skal være i overensstemmelse med BAT-kravene for branchen.

BAT-kravene er blevet juridisk bindende for de nationale myndigheder med vedtagelsen af "direktivet for industrielle emissioner" (IED). IED trådte i kraft i Danmark fra og med 2013. Endelige BAT-krav bliver gældende i takt med, at de besluttes for de enkelte sektorer. BAT-krav revideres hvert ottende år, så nye teknikker kan blive en del af lovgivningen. Virksomheder skal overholde de nye krav senest fire år efter offentliggørelsen af nye BAT-krav.

Virksomheder reguleret på denne måde er f.eks. energiproducerende virksomheder og anlæg og aktiviteter, der bruger organiske opløsningsmidler samt husdyrproduktion i landbruget. Der er fastsat BAT-krav for ca. 30 brancher, og i Danmark er omkring 6.000 forurenende virksomheder underlagt reglerne om BAT.

Tilskud til bl.a. skrotning af brændeovne

Miljøstyrelsen administrerer en række tilskudsordninger for virksomheder og private. Eksempler på tidligere tilskudsordninger er f.eks. tilskud til at eftermontere partikelfilter på busser og lastbiler samt tilskud til skrotning af gamle brændekedler i 2008-09, hvor der ligeledes fandtes en støtteordning til udvikling af miljøeffektiv brændefyringsteknologi. Fra ultimo 2015 og ind i 2016 gives et tilskud på 2.150 kr. til skrotning af ældre brændeovne og pejseindsatse. Derudover gives tilskud til teknologiudvikling gennem Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram. Endelig har elbiler til og med 2015 været fritaget for registrerings- og ejer-afgifter, hvilket kan sidestilles med et tilskud til denne type biler.

Afgifter på NO_X og svovl

Grønne afgifter med virkning overfor luftforurening omfatter bl.a. NO_X-afgift og SO_2-afgift, som er indført for at reducere udslippet af de pågældende stoffer. NO_X-afgiften er frem til 1. juli 2016 på 26,4 kr. pr. kg, men sænkes herefter til 5 kr. pr. kg.[18] For virksomheder med særligt store udledninger pr. anvendt energienhed er der indført et bundfradrag, som fjernes med afgiftssænkningen medio 2016. I det lovforberedende arbejde skønnes afgiftssænkningen i 2016 isoleret set at kunne medføre en stigning på sigt i udledninger på op til 10.000 ton NO_X årligt, hvilket kan have konsekvens for opfyldelse af udledningsloftet, jf. Skatteministeriet (2015).[19] Provenuet fra NO_X-afgiften forventes i 2015 at være 850 mio. kr. Afgiften på svovl (SO_2) er på ca. 11 kr. pr. udledt kg og har eksisteret siden 1996. Der betales enten afgift af svovlindhold i brændsler eller af udledt mængde svovl til luften. Provenuet fra SO_2-afgiften forventes i 2015 at være 50 mio. kr.

Frihed til at vælge yderligere regulering

EU-lovgivningen fastsætter bl.a. udledningskrav til luftforurenende kilder i de enkelte lande (f.eks. euronormer og emissionskrav til store eller mellemstore fyringsanlæg). Udover denne kilderegulering er der frihed for medlemslandene til selv at vælge tiltag og instrumenter for at opnå emissionslofter og luftkvalitetskrav. De danske NO_X- og SO_2-afgifter er således til dels fastsat for at medvirke til opfyldelse af de nationale udledningslofter. I Danmark er

18) Afgiften på NO_X vedrører som udgangspunkt kun udledninger fra stationære anlæg. Motorbrændstof til biler er også afgiftsbelagt, men er modregnet ved en nedsættelse af energiafgifterne på disse brændsler. I forbindelse med den kommende sænkning af NO_X-afgiften hæves energiafgifterne dog ikke tilsvarende, hvilket medfører en afgiftslempelse på benzin og diesel på knap 4 øre pr. liter, jf. Skatteministeriet (2015). Virksomheder, der udleder NO_X, betaler afgift efter enten den udledte mængde eller efter en standardsats for anvendte brændselstyper. For visse brændselstyper er der afgiftsfritagelse for anlæg med indfyret effekt på under 1000 kW, hvilket fritager brændeovne i almindelige husholdninger.

19) Skønnet er behæftet med usikkerhed og afhænger bl.a. af den teknologiske udvikling. Skønnet svarer til den reduktion i NO_X-udledningen, som var forudsat, da NO_X-afgiften blev forhøjet i 2012. I emissionsopgørelserne har det indtil videre ikke været muligt at identificere et fald som følge af NO_X-afgiftsforhøjelsen.

der endvidere en regulering i form af grænseværdier for koncentrationer i såvel luften som i udslip, jf. boks II.1.

Samspillet mellem reguleringer, internationale udledningskrav og danske skadesomkostninger

Alle sektorer bør reguleres svarende til de skader de medfører

I princippet bør alle sektorer pålægges reguleringer, der sikrer, at marginalomkostningerne ved udledningsreduktioner svarer til de marginale skader ved udledning. Det betyder, at alle sektorer bør reguleres i det omfang, som de skader, de medfører, tilsiger. Hvis bestemte sektorer friholdes eller reguleres mindre end udledningsskaderne tilsiger, giver dette anledning til et samfundsøkonomisk tab.

Kompliceret at regulere omkostnings-effektivt

Reguleringen af luftforurening bør udformes omkostningseffektivt. Dette kompliceres imidlertid af flere forhold. For det første skal der både tages hensyn til danske skadesomkostninger ved luftforurening og udledningslofter pålagt af EU. Endvidere kan luftforurening have både helt lokale gener og mere regionale effekter. Endelig kræver EU, at visse forureningskilder i Danmark overholder bestemte udledningskrav, som herudover kan suppleres med "frivillig" dansk regulering i form af yderligere krav eller afgifter.

Afgifter kan være omkostnings-effektive

Hvis en afgift kan pålægges, så afgiftsbetalingen er tæt korreleret med udledningen af det forurenende stof, vil dette styringsmiddel kunne sikre, at reguleringen bliver omkostningseffektiv.

Afgifter bør afspejle de marginale skades-omkostninger

Afgifter bør principielt svare til de marginale eksterne skadesomkostninger ved udledningen af stofferne. Det er afgørende for størrelsen af afgifterne, om de svarer til skadesomkostningerne i Danmark eller i hele Europa. Imidlertid er de skader, som danske udledninger giver anledning til i udlandet, reguleret via internationale aftaler. Derfor bør afgifterne som minimum afspejle de nationale skader ved dansk udledning. Afgifterne bør dog øges herudover, hvis det er nødvendigt for at overholde den internationale forpligtelse, jf. boks II.2.

Boks II.2 Optimal regulering af luftforurening i Danmark

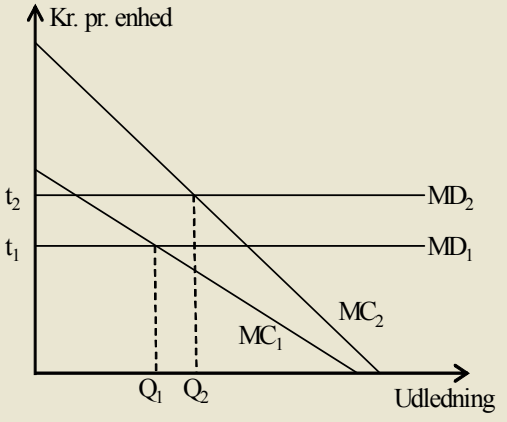
Danske udledninger af luftforurenende stoffer er reguleret i forhold til europæiske målsætninger for emissioner og koncentrationer. I det følgende ses på princippet for dansk afgiftsregulering ved internationalt/EU fastsatte udledningslofter.

Optimalt set burde alle lande reducere deres udledninger indtil de marginale reduktionsomkostninger svarer til de marginale skadesomkostninger for alle berørte lande, hvilket teoretisk set kan opnås med en afgift. I det internationale samarbejde er det forsøgt at fastsætte nationale udledningslofter ud fra en optimal fordeling heraf. De danske udledningers skade i udlandet er dermed reguleret via dette samarbejde.

Optimal afgift i Danmark uden EU-lofter

Den optimale afgift set i et isoleret dansk perspektiv vil svare til de marginale danske skadesomkostninger (MD) i punktet, hvor disse er lig de marginale reduktionsomkostninger (MC-kurverne). Idet de marginale skadesomkostninger er antaget konstante, vil afgifterne svare til niveauet af disse. I figur A er den optimale afgift illustreret for udledningen af et luftforurenende stof i to forskellige emissionssektorer (1 og 2).

Figur A Optimal afgift uden EU-lofter



I sektor 1 sættes afgiften til t_1, hvilket resulterer i en udledning på Q_1. Analogt til dette sættes afgiften til t_2 i sektor 2, hvorved udledningen i sektor 2 bliver Q_2.

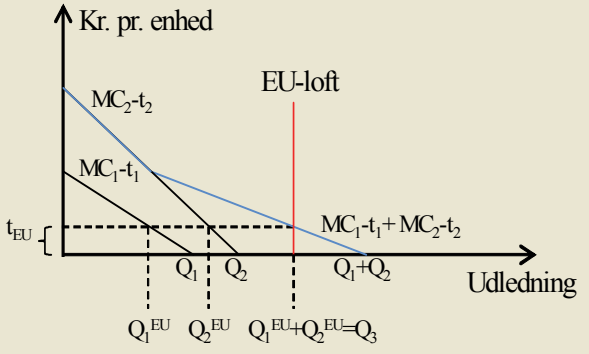
Boks II.2 Optimal regulering af luftforurening i Danmark, fortsat

Optimal afgift i Danmark ved EU-lofter

For at vurdere om Danmark opfylder EU's udledningslofter, er man nødt til at se på de samlede udledninger for de to sektorer. I forhold til en yderligere regulering, for at holde sig under et udledningsloft, er det kun relevant at se på den del af de marginale reduktionsomkostningskurver, der er over de danske marginale skadesomkostninger. I figur B er kurverne for de "marginale omkostninger" (MC_1-t_1 og MC_2-t_2) vist. Ud fra disse kan en aggregeret marginalomkostningskurve konstrueres – illustreret ved den blå kurve i figur B.

Antages det, som vist i figur B, at EU-loftet er mere restriktivt end det danske optimum ($Q_3 < Q_1+Q_2$), vil yderligere reduktioner i den danske udledning være påkrævet. For at opnå disse reduktioner skal de danske emissioner pålægges en ekstra afgift på t_{EU}, hvorved EU-loftet nås. Er det modsatte gældende, altså at EU-loftet er mindre restriktivt end det danske optimum ($Q_3 > Q_1+Q_2$), vil en ekstra afgift ikke være nødvendig. Givet at den ekstra afgift er nødvendig, pålægges den uniformt udledningerne i de to sektorer, hvorved de yderligere reduktioner for at nå EU-loftet opnås omkostningseffektivt. I eksemplet reducerer sektor 1 relativt mere end sektor 2 for at nå EU-loftet, idet hældningen på MC_1 er fladere.

Figur B Optimal afgift ved EU-lofter



Den danske indsats i forhold til luftforurening skal således afspejle den, i dansk perspektiv, samfundsøkonomiske optimale udledning suppleret med den ekstra regulering, der skal til for at nå de nationale udledningsmål pålagt af EU.

Differentieret afgift

Da der er forskel på, hvor meget skade et kg af den samme type udledning medfører, kan der argumenteres for at anvende differentierede afgifter. Denne forskel i skadeseffekter skyldes bl.a. kildernes geografiske placering, hvor det f.eks. har betydning om et stof udledes i nærheden af tætbefolkede områder. Afgiften kan som minimum differentieres mellem sektorer, som de fremgår af tabel II.7, men bør principielt også differentieres geografisk indenfor de enkelte sektorer.[20] En differentieret afgift indenfor en sektor vil umiddelbart være mest relevant for immobile kilder, hvor skadeseffekten er relativt konstant afhængig af kildens placering. Skadeseffekten fra mobile kilder vil være forskellig afhængig af, hvor kilden befinder sig i det givne øjeblik, og en differentieret afgift indenfor sektoren vil derfor næppe give mening.

Afgift bør mindst svare til skader i Danmark

Set i forhold til de samlede skadesomkostninger for Europa er den nye NO_X-afgift samt SO_2-afgiften for lave uanset hvilken sektor, der medfører skaderne, jf. tabel II.7. Hvis de internationalt fastsatte udledningslofter for NO_X og SO_2 overholdes i 2020, bør afgifterne umiddelbart fastsættes, så de svarer til de danske skadesomkostninger.

NO_X-afgift lidt for lav og SO_2-afgiften bør øges

Den kommende sænkning af NO_X-afgiften betyder, at afgiften kommer tættere på helbredsomkostningerne, omend niveauet tenderer til at være lavere end de beregnede danske helbredsomkostninger for de fleste sektorer, jf. tabel II.7. Helbredsomkostningerne pr. kg for de enkelte sektorer i tabel II.7 er imidlertid beregnet for emissioner i 2008, og beregningerne bør derfor opdateres, hvis afgifterne skal fastsættes på baggrund af aktuelle skadesomkostninger. Afgiften på svovl er generelt væsentligt lavere end de enkelte sektorers helbredsomkostninger i Danmark (som er mellem 15 og 77 kr. pr. kg) og bør derfor øges.

20) Der findes p.t. i Danmark kun detaljerede beregninger af geografisk differentierede enhedspriser indenfor emissionssektoren boligopvarmning (brændeovne), jf. afsnit II.7 i dette kapitel.

Tabel II.7 Helbredsomkostninger i udvalgte sektorer og afgift ved NO_X-, SO_2- og $PPM_{2.5}$-udledning

	Omk. EU[a)]	Omk. DK	Afgift[b)]
	------ Kr. pr. kg emission		-------
NO_X			
Store kraftværker	89	8	5
Boligopvarmning	164	22[c)]	0
Kraftværker i industri	101	11	5
Vejtransport	101	6	(5)[d)]
Andre mobile kilder	97	5	(5)[d)]
Alle sektorer	*145*	*17*	
SO_2			
Store kraftværker	130	15	11
Boligopvarmning	190	42[c)]	0
Kraftværker i industri	149	19	11
Industrielle processer	394	77	11
Andre mobile kilder	147	51	0
Alle sektorer	*366*	*39*	
$PPM_{2.5}$			
Boligopvarmning	284	106[c)]	0
Vejtransport	447	258	0
Andre mobile kilder	345	162	0
Alle sektorer	*298*	*121*	

a) Inklusive omkostninger i Danmark.

b) NO_X-afgiften nedsættes fra 26 til 5 kr. pr. kg fra medio 2016.

c) Der præsenteres senere i kapitlet (tabel II.11) nye beregninger af de helbredsrelaterede omkostninger ved udledning fra boligopvarmning. Beregningerne er baseret på nyere emissionsdata (2013) samt en geografisk mere detaljeret model.

d) Parentes angiver, at motorbrændstof er afgiftsbelagt, men afgiften er modregnet ved en nedsættelse af energiafgifterne.

Anm.: Omkostningerne for EU og Danmark er de sundhedsrelaterede skadesomkostninger for hhv. Europa og Danmark ved de danske udledninger i 2008, jf. nærmere beskrivelse i afsnit II.6. Der er kun angivet sektorer, for hvilke udledningerne er store nok til at udregne en enhedspris. Opgivet i 2013-priser.

Kilde: Brandt mfl. (2016) og egne beregninger for nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. kapitel I.

NO_X-afgift øges, hvis udledningsloft ikke nås

Hvis afgifter og EU-regulering ikke reducerer udledningerne til under EU-loftet bør afgifterne være højere, jf. boks II.2. Den kommende reduktion af NO_X-afgiften skønnes af Skatteministeriet (2015) at kunne medføre op til 10.000 ton ekstra udledning årligt. Hvis nedsættelsen af afgiften medfører en sådan stigning i NO_X-udledningen vil 2020-målet alt andet lige ikke blive opnået ifølge den seneste fremskrivning.[21] I så fald vil NO_X-afgiften være nedsat for meget. Hvis der antages en lineær sammenhæng mellem ændring i afgiftssats (fra 26 til 5 kr. pr. kg) og ændring i udledning (10.000 ton), ville afgiften skønsmæssigt skulle være ca. 8 kr. højere for at overholde udledningsloftet i 2020. Det ville alt andet lige medføre en samlet NO_X-afgift på omkring 13 kr. pr. kg mod de kommende 5 kr. pr. kg.

Afgift bør principielt lægges på alle sektorer

Der er ingen afgiftsvirkning for vejtransport og andre mobile kilder eller for boligopvarmning (brændeovne), som er fritaget for SO_2- og NO_X-afgift. En afgift bør principielt lægges på alle forureningskilder i den udstrækning, det er administrativt og omkostningsmæssigt muligt. Det betyder, at muligheden for at afgiftsregulere NO_X-udledning fra vejtransport, andre mobile kilder og brændeovne samt SO_2-udledning fra brændeovne kunne undersøges nærmere. Det samme gælder for udledningen af primære partikler fra vejtransport, andre mobile kilder og brændeovne.

Regulering af brændeovne behandles senere

For brændeovne skyldes langt den største skadeseffekt udledningen af primære partikler. Regulering af partikelforureningen fra brændeovne er nærmere behandlet i afsnit II.7.

NH_3 fra landbruget

Ifølge den ovenfor beskrevne tankegang burde NH_3-udledning principielt også afgiftsbelægges, da udledningen indgår i dannelsen af sekundære partikler, som medfører helbredsomkostninger. NH_3-udledningen stammer næsten udelukkende fra landbruget, hvor der i forvejen sker en regulering af kvælstof-tabet (N-tabet). En separat afgiftsregulering af NH_3 fra landbruget er i praksis vanskelig, og vil skulle ses i sammenhæng med en regulering af N-tab fra landbruget generelt.

21) Med udgangspunkt i fremskrivningen vil 2020-loftet i så fald blive overskredet med ca. 4.000 tons.

Afgifter bør erstatte anden regulering, …

Som hovedregel bør afgifter erstatte anden regulering rettet mod den samme eksterne effekt. Afgifter giver incitament til at udnytte de billigste reduktioner, indtil det optimale reduktionsniveau er nået. Hvis der herudover pålægges anden regulering, vil denne regulering i bedste fald være overflødig og i værste fald føre til, at virksomhederne gennemfører dyrere reduktioner end nødvendigt. Dog kan det være fornuftigt at supplere en generel afgift, der er rettet mod regionale effekter af udledningen (hvor afgiftsniveauet derfor afspejler disse skader), med virksomhedsspecifikke krav, der afspejler ekstra lokale skader, som den pågældende virksomheds udledning medfører. NO_X- og SO_2-afgifterne bør imidlertid ikke suppleres med anden generel regulering af disse udledninger. I den udstrækning afgifterne kan differentieres til at tage højde for lokale skader bør anden supplerende lokal regulering også afvikles.

… men er stadig en fordel selv om anden regulering opretholdes

Imidlertid medfører EU's direktiver, at der skal stilles krav om overholdelse af udledningsgrænser for visse stoffer fra visse kilder. Dette gælder også den igangværende implementering af reguleringen med BAT-krav for visse brancher, jf. boks II.1. Denne form for regulering sikrer ikke nødvendigvis omkostningseffektivitet, fordi den ikke systematisk giver incitament til at udnytte alle reduktionsmuligheder optimalt, og fordi den kan medføre, at der gennemføres dyrere reduktioner end nødvendigt. Det vil (jf. ovenfor) være bedst at afvikle denne regulering, når der indføres en afgift, fordi man derved kan spare de reduktioner, der er dyrere end optimalt. Men selv om denne regulering opretholdes, er det stadig en forbedring at supplere med en afgift, fordi det vil give et incitament til at udnytte de reduktionsmuligheder optimalt, som den eksisterende regulering ikke sikrer, jf. boks II.3.

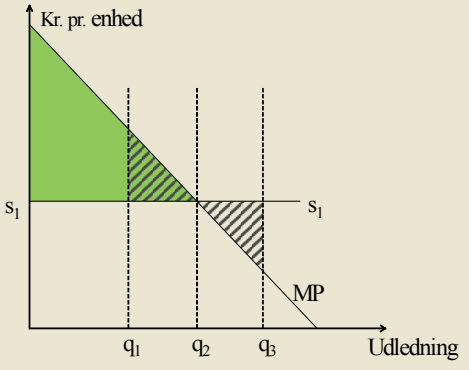
Langsigtede fordele ved afgifter

Uanset om afgifter erstatter eller supplerer eksisterende regulering giver de herudover yderligere langsigtede velfærdsfordele. Det er således en langsigtet fordel i forhold til erhvervsstrukturen, at virksomheder betaler for den forurening, de udleder, fremfor at de får denne udledningsret tildelt gratis gennem f.eks. udledningsgrænser.

Boks II.3 Kombinationer af afgiftsregulering og kvantitativ regulering

Kvantitativ regulering i form af udledningsgrænser sikrer en begrænsning af udledningen, men vil ikke systematisk sikre en omkostningseffektiv fordeling af reduktionsindsatsen. Dette sikres, hvis man i stedet benytter afgiftsregulering, hvor afgiften svarer til skadesomkostningerne. Figur A illustrerer situationen for virksomheder under begge former for regulering, og viser den marginale bruttofortjeneste (MP-kurven) og marginale skadeskurve (s_1) ved forurening. Det samfundsøkonomiske velfærdsbidrag er bruttofortjeneste minus skaden (arealet af den grønne trekant, hvis virksomheden udleder q_2 forureningsenheder). Ved kvantitativ regulering vil myndighederne søge at fastsætte en udledningsgrænse til q_2 for alle virksomheder, fordi dette maksimerer velfærden. Imidlertid har myndighederne ufuldstændig information om virksomhedernes MP-kurver. Der er derfor risiko for, at udledningsgrænsen bliver sat for lavt (q_1) for nogle virksomheder og for højt for andre (q_3). De skraverede trekanter angiver i disse tilfælde velfærdstabet ift. optimal regulering. Ved at udskifte den kvantitative regulering med en afgift svarende til skaden (s_1) vil alle virksomheder (1, 2 og 3) have incitament til optimal forureningsreduktion (q_2). Derved undgås hele velfærdstabet ved kvantitativ regulering og gevinsten bliver summen af de skraverede trekanter.

Figur A Afgift og kvantitativ regulering



Indføres en afgift sideløbende med den kvantitative regulering, vil afgiften fortsat give virksomhederne et incitament til at ændre deres udledning til det optimale (q_2). Imidlertid forhindrer den kvantitative regulering virksomhed 1 i at øge sin udledning til q_2. Virksomhed 3 må udlede op til q_3, men forhindres ikke i at reducere til q_2. Derved undgås velfærdstabet ved virksomheder, der reguleres "for slapt", mens velfærdstabet består for virksomheder, der reguleres "for skrapt". Det vil således være velfærdsforbedrende at indføre en afgift som supplement til eksisterende kvantitativ regulering, men det vil give en endnu større velfærdsgevinst at afskaffe eksisterende kvantitativ regulering, når afgiften indføres.

Boks II.3 Kombinationer af afgiftsregulering og kvantitativ regulering, fortsat

I tillæg til de kortsigtede direkte velfærdsgevinster ved at erstatte eller supplere anden regulering med afgifter er der langsigtede og afledte velfærdsgevinster ved afgiftsbetaling. Tager man udgangspunkt i forureneren-betaler princippet, så betyder regulering uden afgiftsbetaling, at en virksomhed får lov til at forurene op til grænsen, uden at skulle erlægge en betaling, der svarer til de skader, forureningen medfører. Dermed favoriseres denne virksomhed i forhold til andre virksomheder, der enten ikke forurener eller som betaler afgift af deres forurening. Den manglende afgiftsbetaling kan ses som en gratis forureningstilladelse eller et tilskud, svarerende til omkostningerne ved de skader der forvoldes.

Når virksomheder ikke betaler en afgift svarende til de samfundsøkonomiske omkostninger, som deres forurening medfører, betyder det, at virksomhedens samlede privatøkonomiske overskud er større, end det samfundsøkonomiske overskud den genererer. Det privatøkonomiske overskud for virksomheder, der reguleres optimalt gennem kvantitative instrumenter, svarer til arealet af trekanten over skadeskurven, samt den tilsvarende firkant under kurven i figur A. Det samfundsmæssige velfærdsbidrag svarer imidlertid kun til trekanten, idet den skade som virksomhedens forurening medfører, skal fratrækkes (firkanten under kurven). Det betyder, at der er for store incitamenter til at investere i ny produktion i den forurenende sektor. På langt sigt vil det tiltrække for mange investeringer til sektoren, som kan føre til både øget forurening og en forvredet produktionsfaktorsammensætning, idet investering i produktionskapacitet i den forurenende sektor fremstår mere attraktiv privatøkonomisk, end den er samfundsøkonomisk. Ved at indføre en afgift (enten som supplement eller i stedet for reguleringen) vil virksomhedernes samlede privatøkonomiske overskud svare til det samfundsøkonomiske. Derved fjernes den forvridning af investeringsincitamenterne, der opstår, når virksomheder tildeles gratis forureningstilladelser. Herudover betyder tildeling af gratis forureningstilladelser, at man giver afkald på ikke-forvridende offentlige indtægter.

Der vil således være både kortsigtede og langsigtede velfærdsfordele ved at indføre en afgift svarende til skadesomkostninger enten som erstatning (foretrukket) eller supplement til eksisterende kvantitativ regulering. De kortsigtede velfærdsfordele ved en afgift, som erstatter eksisterende kvantitativ regulering er dog større end hvis afgiften blot supplerer denne regulering. Derfor bør anden regulering af den samme eksternalitet søges afskaffet, når der indføres afgiftsregulering.

Opsummering

Afgifter bør modsvare de danske skader

Hvis de internationalt fastsatte udledningslofter for NO_X og SO_2 overholdes, bør afgifterne fastsættes, så de svarer til de danske skadesomkostninger. Den kommende sænkning af NO_X-afgiften betyder at afgiften kommer tættere på de danske skadesomkostninger, omend niveauet på 5 kr. pr. kg tenderer til at være lidt lavere end de beregnede helbredsomkostninger for de fleste sektorer. Afgiften på svovl er generelt lavere end de enkelte sektorers helbredsomkostninger i Danmark og bør ud fra denne betragtning øges fra de nuværende 11 kr. pr. kg til mellem 15 og 77 kr. pr. kg afhængig af sektor.

Afgifter bør principielt pålægges alle sektorer

Afgifter bør principielt have virkning for alle sektorer i den udstrækning, det er administrativt og omkostningsmæssigt muligt. Det betyder, at afgiftsregulering af NO_X-udledning fra vejtransport og andre mobile kilder samt SO_2-udledning fra andre mobile kilder bør overvejes.

Afgift på $PPM_{2.5}$ fra transport bør undersøges

Vejtransport og andre mobile kilder bidrager med en betydelig andel af de samlede skader fra danske kilders partikeludledning, og mulighederne for at anvende afgiftsregulering i disse sektorer bør derfor undersøges.

Hvis lofter ikke overholdes er yderligere afgift aktuel

Fremskrivningerne af de danske udledninger tyder på, at udledningslofterne generelt overholdes i 2020. Den kommende ændring af NO_X-afgiften er ikke indregnet i fremskrivningerne, hvilket kan medføre, at 2020-loftet for NO_X-emissioner overskrides. I så fald kan det blive nødvendigt, at NO_X-afgiften øges ud over, hvad de danske skadesomkostninger tilsiger.

Differentieret afgift på immobile kilder

Der kan argumenteres for at anvende differentierede afgifter som følge af geografisk varierende skadesomkostninger. Afgiften bør i udgangspunktet differentieres mellem sektorer, men den kan også differentieres indenfor de enkelte sektorer, hvis skadeseffekterne kan opgøres. En differentieret afgift indenfor sektoren vil umiddelbart være mest relevant for immobile kilder, hvor skadeseffekten er relativt konstant afhængig af kildens placering.

Anden regulering mod afgifts-belagte skader bør fjernes

Hvis der indføres afgiftsregulering, bør anden regulering af skadeseffekterne søges afskaffet, i den udstrækning det er muligt og under hensyn til gældende EU-regler. I modsat fald vil gevinsten ved at indføre afgifter være mindre.

II.5 Opgørelse af helbredsomkostninger ved luftforurening

Gevinster ved reduceret luftforurening

Til analyser af forskellige tiltag, der reducerer luftforureningen i Danmark, er det vigtigt at kunne opgøre gevinsterne ved en bedre luftkvalitet. Disse kommer i form af bl.a. færre helbredsrelaterede omkostninger og færre skader på miljøet.

Skader på miljøet er svære at opgøre

Skaderne på miljøet som følge af luftforurening er svære at opgøre, idet skader på bl.a. økosystemer fra næringsstoffer og tab af biodiversitet generelt er vanskelige at kvantificere og værdisætte. Opgørelser tyder ifølge Andersen (2010) på, at omkostningerne ved effekter på natur og bygninger er mindre sammenlignet med de helbredsrelaterede omkostninger.

Fokus på helbredseffekter

I dette kapitel opgøres skaderne ved luftforureningen alene ved de helbredsrelaterede omkostninger. Formålet med dette afsnit er at give en indføring i, hvordan de helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening opgøres.

EVA-systemet opgør helbreds-omkostninger

DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet har med henblik på at kvantificere de eksterne helbredseffekter, som følger af luftforurening, udviklet EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution). Systemet dækker hele Europa, men i dette kapitel fokuseres der på omkostningerne for Danmark.

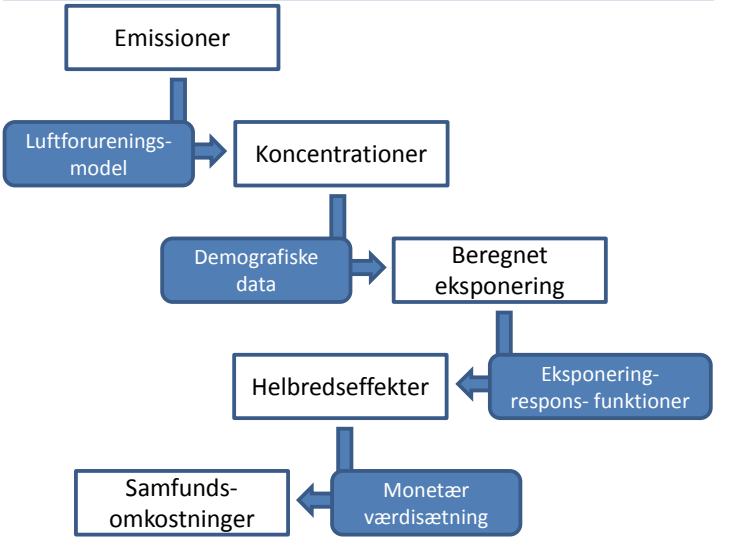
Undervurdering af de samlede omkostninger

Idet EVA-systemet alene estimerer de helbredsrelaterede omkostninger og endnu ikke omfatter alle skadelige stoffer, vil systemets omkostningsestimater for udledningen af luftforurening være undervurderet, jf. Brandt mfl. (2016). Dette kapitels analyser bygger på EVA-systemets estimater, hvorfor analyserne sandsynligvis også undervurderer gevinsterne ved reduceret luftforurening – opgjort som sparede helbredsrelaterede omkostninger.

EVA-systemets opbygning

EVA-systemet er baseret på den såkaldte "impact-pathway"-metode, der indeholder en række beregningsled, som munder ud i opgørelser for de helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening. Systemet består af i alt fire led, der estimerer følgende sammenhænge: 1) udledning af luftforureningen og koncentrationen af skadelige stoffer i luften, 2) koncentrationer af skadelige stoffer og befolkningens eksponering over for disse, 3) eksponering og resulterende helbredseffekter og 4) helbredseffekternes samfundsøkonomiske omkostninger. Impact-pathway-kæden er vist i figur II.11.

Figur II.11 Diagram over "impact-pathway"-metoden



Anm.: Figuren viser, hvordan EVA-systemet er opbygget.
Kilde: Baseret på Brandt mfl. (2016)

Eksterne omkostninger

De helbredsrelaterede omkostninger, som følger af luftforurening, er udtryk for en eksternalitet. Helbredsomkostningerne er eksterne, fordi de overvejende vedrører andre end dem, der foretager aktiviteten, som leder til luftforurening. De eksterne helbredsomkostninger i EVA-systemet er knyttet til f.eks. "for tidlig død", sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form

af eksempelvis øgede sygehusomkostninger.[22] I det følgende belyses hver af impact-pathway-kædens fire led.

Luftforeningsmodel og demografiske data

Lokal og regional modellering

Sammenhængen mellem emissioner og koncentrationer beregnes i EVA-systemet ved hjælp af Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM), som beregner regionale koncentrationer ud fra den atmosfæriske transport og spredning pga. vinden og kemiske reaktioner undervejs. I forbindelse med analysen af regulering af brændeovne i afsnit II.7 er der i modelsystemet også anvendt Urban Background Model (UBM), som beregner mere lokale effekter på baggrund af geografisk langt mere detaljerede koncentrationer af luftforurening (inden for 30 km af kilden).

Befolkningens geografiske placering er vigtig

Koblingen mellem luftforurening og befolkningens eksponering tager udgangspunkt i befolkningens bopæl, idet EVA-systemet anvender data fra det centrale personregister. Da folk generelt forlader deres hjem i store dele af døgnet for hovedsageligt at arbejde i områder, der ligger langt fra deres bopæl (den gennemsnitlige pendlerafstand er omkring 20 km, jf. Danmarks Statistik (2015b)), vil dette kunne føre til både en undervurdering og overvurdering af eksponeringen – afhængig af om koncentrationerne er højere eller lavere på arbejdspladsen relativt til bopælen.

Eksponerings-respons-funktioner

Lineære funktioner og ingen tærskelværdier

I denne del af EVA-systemet beregnes antallet af helbredstilfælde, idet man kender antallet af mennesker berørt af luftforurening. Til beregningerne anvendes såkaldte eksponerings-respons-funktioner, som beskriver sammenhængen mellem koncentrationen af skadelige stoffer i luft og de deraf følgende helbredseffekter, herunder for tidlig død. Disse funktioner er i EVA-systemet lineære, uden øvre eller

22) "For tidlig død" er en helbredspåvirkning, såsom hjerte-karsygdomme, der medfører, at mennesker dør tidligere, end de ville have gjort, hvis de ikke havde været eksponeret overfor luftforurening. For tidlig død betyder i gennemsnit, at folk der rammes af dødelige luftforureningsrelaterede sygdomme dør omkring 10 år tidligere, end de ellers ville have gjort, jf. Watkiss mfl. (2005).

nedre tærskelværdier. Ændringer i koncentrationen af luftforurening har således den samme effekt uanset, om det generelle niveau af luftforurening er højt eller lavt. For en diskussion af dette se boks II.4. I EVA-systemet anvendes forskellige eksponerings-respons-funktioner for de forskellige helbredseffekter og stoffer.

Eksponering overfor fine partikler betyder mest

Som det fremgår af tabel II.8 sidst i dette afsnit, udgør for tidlig død som følge af eksponering overfor fine partikler ($PM_{2.5}$) langt størstedelen af de danske helbredsomkostninger ved luftforurening. Eksponerings-respons-funktionen for fine partikler, der udtrykker hvor mange leveår i hele populationen, der mistes som følge af ændringer i koncentrationen, er således central i forhold til EVA-systemets opgørelse af eksterne helbredsrelaterede omkostninger. $PM_{2.5}$ inkluderer i EVA-systemet både primære og sekundære partikler, og eksponerings-respons-funktionerne antages i systemet at være ens for alle typer af fine partikler, jf. Ellermann mfl. (2014).[23] Beregningen af eksponerings-respons-funktionen for for tidlig død ved eksponering overfor fine partikler ($PM_{2.5}$) og tilhørende antagelser er beskrevet i boks II.4.

Latensperiode

Når man taler om for tidlig død som følge af luftforurening indebærer det, at man dør som følge af en eksponering over mange år. Der er således en latensperiode fra eksponering til respons. I EVA-systemet antages en 10-årig latensperiode mellem eksponering overfor fine partikler og den resulterede ændring i dødsrisikoen, jf. Brandt mfl. (2011) og Brandt mfl. (2013b). Denne indgår i beregning af eksponerings-respons-funktionen, jf. boks II.4.

23) Der er dog i litteraturen uvished om, hvorvidt nogle partikler er mere skadelige end andre. Nogle studier peger ifølge Hoek (2013) på, at sodpartikler fra f.eks. brændeovne er omkring 10 gange så skadelige som andre fine partikler.

Boks II.4 Eksponerings-respons-funktionen for "for tidlig død" ved eksponering overfor fine partikler ($PM_{2.5}$)

I EVA-systemet anvendes eksponerings-respons-funktioner på 0,001138 tabte leveår (YOLL – Years of Life Lost) pr. µg/m^3 for for tidlig død som følge af $PM_{2.5}$-eksponering. Dette indebærer, at en ændring i den gennemsnitlige årlige $PM_{2.5}$-koncentration på 10 µg/m^3 vil resultere i et tab af 1.138 leveår pr. 100.000 individer. YOLL er et mål for for tidlig død udtrykt ved, hvor mange leveår der går tabt relativt til et scenarie uden den pågældende luftforurening.

Estimation af eksponerings-respons-funktionen

Eksponerings-respons-funktionen er beregnet ud fra en ændring i den relative dødsrisiko på 6 pct. for mennesker over 30 år ved en ændring i koncentrationen af fine partikler på 10 µg/m^3. Ændringen i den relative dødsrisiko på 6 pct. er estimeret af Pope mfl. (2002) i et omfattende studie af langsigtseffekter af partikeleksponering. I studiet, der omfatter 500.000 amerikanere, har man over en længere periode registreret deltagernes dødelighed (som følge af lungecancer og hjertekar-sygdomme) og sammenkædet den med faktiske målinger for partikeleksponeringen ($PM_{2.5}$) ud fra deres bopæl. For estimatet (6 pct.) har Pope mfl. (2002) beregnet det tilhørende 95 pct. konfidensinterval til 2-11 pct. ændring i den relative dødsrisiko. Hoek mfl. (2013) finder et næsten tilsvarende resultat: 6,2 pct. stigning i dødeligheden ved en ændring i partikelkoncentrationen på 10 µg/m^3.

Ændringen i den relative dødsrisiko omregnes til tabte leveår ved at øge de faktiske dødshyppigheder (opgjort af Danmark Statistik) for danskere over 40 år med 6 pct. Man regner kun på ændrede dødshyppigheder for danskere over 40 år, idet estimatet fra Pope mfl. (2002) er for folk over 30 år, hvortil en latensperiode på 10 tillægges, jf. Brandt mfl. (2011).

Eksponerings-respons-funktionens lineære form har været genstand for flere diskussioner. Hoek mfl. (2013) har på baggrund af en række langtidsstudier af luftforurening fundet, at der ikke er tale om en lineær sammenhæng mellem koncentrationen af fine partikler ($PM_{2.5}$) og dødelighed. Kurven for sammenhængen antager noget, der minder om logistisk-form, hvor lavere koncentrationer har lille effekt, herefter tiltager effekten, som koncentrationen stiger, for til sidst at aftage ved højere koncentrationer. I Ellermann mfl. (2014) argumenteres der imidlertid for, at man i Danmark i dag, med de nuværende niveauer af partikelkoncentration, befinder sig et sted på kurven, som er approksimativt lineært.

Boks II.4 Eksponerings-respons-funktionen for "for tidlig død" ved eksponering overfor fine partikler (PM2.5), fortsat

I EVA-systemet antages det, at der ikke er nogen nedre tærskelværdier for effekten af luftforurening på menneskers helbred. Man kunne forstille sig, at lave niveauer af luftforurening ingen effekter har, men Daniels mfl. (2000) finder, at dødeligheden påvirkes selv ved lave niveauer af partikelkoncentration. Det indikerer, at der ikke er en nedre tærskelværdi for effekten af partikler på menneskers helbred.

Selektionsbias

Det bliver ofte diskuteret om resultaterne i studier såsom Pope mfl. (2002) er influeret af selektionsbias, jf. bl.a. Dominici mfl. (2014). Det vil sige, om der er en uobserverbar tendens til, at mennesker med dårligere helbred bosætter sig i områder med meget luftforurening. Er dette tilfældet, vil det føre til en overvurdering af luftforureningens effekter på menneskers helbred og dermed en for høj eksponerings-respons-funktion. Pope mfl. (2002) forsøger at undgå selektionsbias ved at kontrollere for en lang række af de risikofaktorer, som kan føre til lungecancer og hjerte-kar-sygdomme. Der findes dog uobserverbare faktorer, som der i sagens natur ikke er kontrolleret for.

Anderson (2015) har foretaget et studie af effekterne af partikelforurening ved at observere helbredseffekterne af partikelforurening på to sider af en motorvej i Los Angeles, hvor der hersker en dominerende vindretning. Den dominerende vindretning betyder, at mennesker, der bor på den ene side af motorvejen, i højere grad eksponeres overfor luftforurening end dem på den anden side. Anderson (2015) finder en klar sammenhæng mellem eksponeringer over for fine partikler og helbredseffekter.

Det konkluderes endvidere, at folk ikke bosætter sig i forhold til luftforurening i form af fine partikler, idet de menneskelige sanser ikke registrerer forekomsten. Anderson (2015) bemærker, at sådanne effekter ville give udslag i huspriserne givet, at man kontrollerer for øvrige faktorer. De finder imidlertid ikke belæg for en sådan sammenhæng. Dette taler imod tilstedeværelsen af en direkte selektionsbias i forhold til partikelforurening. Der kan dog generelt godt forekomme en indirekte selektionsbias i forhold til luftforurening, hvor mennesker med dårligere helbred bosætter sig i områder med mere støj og trafik, hvilket er faktorer, som er korreleret med luftforurening.

Monetær værdisætning

Værdisætning af helbredseffekter

Når helbredseffekter ved luftforurening skal kvantificeres i monetære termer, anvendes såkaldte enhedsværdier, som værdisætter tabene ved sygdom og død.

For tidlig død og akut død …

Tabene ved død er forskellige, afhængig af hvornår i livet og hvordan døden indtræffer. Man skelner derfor mellem for tidlig død og "akut død". For tidlig død rammer primært den ældre del af befolkningen efter længere tids eksponering overfor luftforurening, eksempelvis fine partikler. Akut død kan ramme unge såvel som gamle, og forekommer typisk ved høje kortvarende udsving i koncentrationen af stoffer som eksempelvis ozon (O_3) og svovldioxid (SO_2). Ved akut død er tiden fra eksponering til respons kort (timer til dage).

… værdisættes ved VSL og VOLY

I EVA-systemet har man fulgt OECD's guidelines i forhold til enhedsværdier for død. Man anvender således værdien af statistisk liv (VSL) ved tilfælde af akut død og værdien af tabte leveår (VOLY - Value of Life Years) ved for tidlig død. For en nærmere diskussion af begreberne VSL og VOLY se kapitel I om værdien af statistisk liv.

Sygdom værdisættes ud fra medicinske omkostninger mv.

Enhedsværdierne forbundet med sygdom, f.eks. bronkitis og astma, er i EVA-systemet opgjort ud fra behandlingsomkostninger og tab af produktion ved sygdom. Værdien af forringet livskvalitet som følge af sygdomsforløb og sygdomme er ikke direkte opgjort, som det eksempelvis er tilfældet inden for sundhedsøkonomi, hvor man regner i såkaldte kvalitetsjusterede leveår, QALY (quality adjusted lifeyears). Enkelte gener, som påvirker livskvaliteten, er dog værdisat ud fra betalingsvillighed for at undgå disse gener, eksempelvis hoste, jf. Brandt mfl. (2011).

"Gamle" værdier af VSL og VOLY

I EVA-systemet anvendes, ud fra Kommissionens praksis, en fælles værdi for henholdsvis VOLY og VSL for hele Europa. Enhedsværdien for VSL bygger på Kommissionens estimat fra 2001, mens VOLY stammer fra et studie af Alberini mfl. (2006). De i EVA-systemet anvendte enhedsværdier for VSL og VOLY er henholdsvis 15,5 mio. kr. pr. tabt liv og 0,58 mio. kr. pr. tabt leveår (begge i 2013-priser).

Nye værdier af VSL og VOLY

En enhedsværdi for VOLY er i kapitel I beregnet til ca. 1,3 mio. kr. ud fra en VSL på 31 mio. kr. (2015-priser). For at kunne anvendes som enhedsværdi for for tidlig død skal VOLY tilbagediskonteres over 10 år for at afspejle latensperioden mellem eksponering og responset i form af ændret dødshyppighed.[24] Dette resulterer i en VOLY på 0,86 mio. kr. (2015-priser).

Beregnede helbredsrelaterede eksterne omkostninger

For tidlig død er den største omkostning

I tabel II.8 ses en oversigt over fordelingen af de danske helbredsrelaterede eksterne omkostninger ved luftforurening fra kilder i Danmark. Omkostningerne er beregnet ud fra de i EVA-systemet estimerede helbredseffekter og opgjort ved både de nye og "gamle" værdier af VSL og VOLY. Som det fremgår udgør for tidlig død ved eksponering overfor fine partikler ($PM_{2.5}$) størstedelen af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger. De nye værdier af VSL og VOLY fører til, at de samlede helbredsrelaterede omkostninger i Danmark stiger fra 5,3 mia. kr. til 7,1 mia. kr. Ændringen skyldes primært den nye værdi af VOLY, som værdisætter for tidlig død højere. For tidlig død er forbundet med helbredsrelaterede omkostninger på over 6,2 mia. kr. årligt i Danmark, hvilket svarer til næsten 88 pct. af de samlede danske helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening fra kilder i Danmark.

Luftforurening har mange liv på samvittigheden

Omkostningerne ved for tidlig død på ca. 6,2 mia. kr. er ifølge beregninger i EVA-systemet en konsekvens af omkring 700 årlige dødsfald blandt den ældre del af den danske befolkning, som følge af partikeleksponering over en længere periode. Dødsfaldene svarer til ca. 7.500 tabte leveår, idet de mennesker, der rammes af sygdomme relateret til partikelforurening, i gennemsnit dør lidt over 10 år tidligere, end de ellers ville have gjort, jf. Watkiss mfl. (2005). Tabte leveår værdisættes som tidligere nævnt ved VOLY. Danske udledningers helbredspåvirkning i landene omkring Danmark medfører årligt omkring 3.000 dødsfald blandt den ældre del af befolkningen.

24) Der er i beregningen anvendt en diskonteringsrate på 3 pct.

Tabel II.8 Danske helbredseffekter og -omkostninger ved luftforurening fra danske kilder

	Ny VSL og VOLY	Gammel VSL og VOLY
	---------- Mia. kr. pr. år	----------
Sygdom, bl.a. bronkitis	0,4	0,4
Sygedage m.v.	0,7	0,7
For tidlig død	6,2	4,3
Akut død	-0,2	-0,1
I alt	**7,1**	**5,3**

Anm.: Værdierne i tabellen er årlige omkostninger i 2013-priser. Omkostninger dækker alene Danmark og indeholder således ikke helbredsomkostninger i andre europæiske lande. For tidlig død skyldes alene eksponering overfor fine partikler.

Kilde: Brandt mfl. (2016) og egne beregninger.

NO_X-udledning reducerer O_3

Sygdom og sygedage som følge af luftforurening udgør henholdsvis omkring 10 pct. og 6 pct. af de samlede helbredsomkostninger. I forhold til resultaterne i tabel II.8 bemærkes, at akut død ved ozon- og svovldioxid-eksponering (O_3 og SO_2) har negative omkostninger. Det skyldes ikke, at disse stoffer er sunde at indånde, men derimod at udledning af kvælstofoxider (NO_X) reagerer kemisk med ozon og reducerer mængden heraf.

II.6 Analyse af emissionssektorer i Danmark

Forskellige sektorer - forskellig skadesvirkning

I dette afsnit opgøres indledningsvist de helbredsrelaterede skadesomkostninger ved udledningerne fra de forskellige emissionssektorer i økonomien. Afsnittet indeholder også en vurdering af behovet for yderligere regulering af de forskellige sektorer for at nedbringe luftforureningen. Dette gøres ved at sammenholde de forventede helbredsgevinster ved at reducere udledningerne i en given sektor med de tilhørende reduktionsomkostninger.

Brændeovne er underreguleret

Gennemgangen viser, at udledningerne fra sektoren individuel boligopvarmning, hvor brændeovne står for hovedparten af emissionerne, i høj grad er underreguleret.

Helbredsrelaterede skadesomkostninger

Store omkostninger ved luftforurening fra Danmark

De samlede helbredsrelaterede omkostninger i Danmark forårsaget af udledning fra danske kilder er omkring 7 mia. kr. årligt, jf. tabel II.9. Dette skal ses i forhold til årlige omkostninger for hele Europa på omkring 39 mia. kr. som følge af luftforurening fra danske kilder, jf. afsnit II.2.[25]

Tre sektorer står for hovedparten af luftforurening fra danske kilder

Landbruget og sektoren individuel boligopvarmning er de største danske kilder til helbredsomkostninger i Danmark som følge af luftforurening. De årlige danske omkostninger ved luftforurening fra landbrug og individuel boligopvarmning er henholdsvis 2,8 og 2,5 mia. kr., svarende til ca. 34 og 31 pct. af de samlede omkostninger, jf. tabel II.9. Vejtransport bidrager – som den tredjestørste sektor – også væsentligt til luftforureningen i Danmark. Tilsammen udgør udledning fra disse tre sektorer omkring 80 pct. af de samlede helbredsomkostninger ved luftforurening i Danmark fra danske kilder. De øvrige emissionssektorer, som bl.a. omfatter kraftværker og fremstillingsvirksomhed, udgør enkeltvis relativt små andele af de samlede danske omkostninger.

25) I beregningen af de samlede europæiske omkostninger (inkl. Danmark) ved udledning af luftforurening fra danske kilder er der antaget ens værdier af statistisk liv og tabte leveår for alle lande.

Tabel II.9 Helbredsrelaterede årlige eksterne omkostninger i Danmark fra danske kilder

Emissionssektor	**SO_X**	**NO_X**	**$PPM_{2.5}$**	**Total**
	---------- Mia. kr. ----------			
Landbrug	0,2	2,4	0,1	2,8
Vejtransport	0,0	0,4	0,9	1,2
Individuel boligopvarmning	0,2	0,2	2,2	2,5
Øvrige sektorer[a)]	0,4	1,1	0,3	1,7
Samlet[b)]	**0,8**	**2,9**	**3,4**	**7,1**

a) Øvrige sektorer dækker over kraftværker, fremstilling, industrielle processer, ekstraktion af olie og gas, opløsningsmidler, andre mobile kilder samt affaldsbehandling.

b) Summen af helbredsomkostninger fra hver sektor er større end de samlede omkostninger. De sektorspecifikke omkostninger er partielt estimeret og en simpel summation tager derfor ikke højde for, at en række kemiske reaktioner, der sker i atmosfæren, er ikke-lineære.

Anm.: Omkostningerne er angivet i 2013-priser og opdelt efter de kemiske stoffer svovloxider (SO_X), kvælstofoxider (NO_X) og primært udledte fine partikler ($PPM_{2.5}$). Beregningerne bygger på 2008-emissioner. Omkostningerne ved udledningen af ammoniak (NH_3) fra landbruget fremgår ikke direkte af tabel II.9, men kan beregnes som summen af SO_X (0,2 mia. kr.) og NO_X (2,4 mia. kr.) for landbrugssektoren, da udledningen af ammoniak indgår i kemiske reaktioner med disse stoffer og danner sekundære partikler i atmosfæren.

Kilde: Brandt mfl. (2016), men nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. afsnit II.5.

Helbreds-omkostninger pr. kg udledning

På baggrund af de helbredsrelaterede omkostninger i tabel II.9 og data for årlige emissioner af diverse stoffer fra hver sektor kan helbredsomkostninger pr. kg udledning beregnes. Helbredsomkostninger pr. kg udledning fremgår af tabel II.10. Disse kan ses som den marginale helbredsgevinst ved reduktion af luftforureningen fra de enkelte sektorer.[26]

26) Helbredsomkostninger pr. kg udledning og dermed også den marginale helbredsgevinst er her antaget konstant. Formentlig vil luftforurening være forbundet med stigende marginale skadesomkostninger, men idet ændringer i danske udledninger er relativt små set i forhold til den samlede luftforurening i Danmark, hvor hovedparten kommer fra udlandet, kan skadesfunktionerne i de forskellige sektorer tilnærmelsesvis opfattes som lineære.

Tabel II.10 Helbredsomkostninger i Danmark pr. kg udledning

Emissionssektor	SO_X	NO_X	NH_3	$PPM_{2.5}$
	----------	Kr. pr. kg udledning		----------
Landbrug	-	-	37	76
Vejtransport	-67[a)]	6		258
Individuel boligopvarmning	42	22		106
Samlet	**39**	**17**	**37**	**121**

a) Udledningen af stoffer fra vejtransport fører via kemiske reaktioner til reduceret spredning af sulfat (SO_4), hvorfor skadesomkostningerne ved sulfat reduceres. Dette resulterer i negative helbredsomkostninger.

Anm.: Omkostningerne er angivet i 2013-priser. "-" angiver at emissionen fra denne kategori er for lille til, at enhedsprisen kan beregnes.

Kilde: Brandt mfl. (2016) med nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. afsnit II.5.

Helbreds-omkostninger pr. kg varierer mellem sektorer

Helbredsomkostningerne pr. kg udledning varierer på tværs af sektorer. Eksempelvis er helbredsomkostningerne for udledning af primære partiker fra vejtransport 258 kr. pr. kg, mens de er 76 kr. pr. kg for landbruget. Forskellen afspejler især den geografiske placering af emissionskilderne. Der bor flere mennesker tæt på veje end på landbrugsejendomme, hvorfor flere eksponeres overfor partikler fra vejtransport. Denne større eksponering overfor partikler fra bestemte sektorer medfører i sidste ende højere helbredsrelaterede omkostninger ved udledninger fra disse sektorer.

Udpegning af underregulerede sektorer

Behov for yderligere regulering?

I det følgende sammenholdes gevinster (i form af reducerede helbredsomkostninger i Danmark) ved reduktion af luftforureningen fra de enkelte sektorer med et skøn over de omkostninger, der er forbundet med at opnå denne reduktion. Formålet er at vurdere, om der er sektorer, hvor den nuværende regulering afviger fra, hvad der er optimalt.

Kun fokus på helbreds-omkostninger i Danmark

Helbredsgevinsten ved at reducere luftforureningen baseres på de i tabel II.10 opgjorte værdier. Opgørelsen omfatter kun helbredsomkostninger i Danmark. I en samfundsøkonomisk analyse er disse omkostninger de relevante, givet at Danmark opfylder den fælles europæiske regulering, idet de eksterne effekter af dansk udledt luftforurening i udlandet

antages at være håndteret gennem internationale aftaler og direktiver, jf. afsnit II.4. I afsnit II.4 vurderes det, at Danmark generelt overholder de i EU-regi fastsatte udledningslofter.

Kun tekniske virkemidler inddrages

I beregningerne indgår reduktionsomkostninger ved implementering af tekniske virkemidler, som reducerer luftforureningen, eksempelvis partikelfiltre. Reduktionsomkostningerne for de tekniske virkemidler anvendt i analysen er baseret på IIASA's (International Institute for Applied Systems Analysis) database for den såkaldte GAINS-model.[27] Der er i GAINS-databasen ikke oplysninger om omkostningerne ved ikke-tekniske virkemidler, såsom afgifter. Ikke-tekniske virkemidler er derfor ikke en del af analysen, selvom de vil kunne bidrage væsentligt til reduktioner i luftforureningen. De ikke-tekniske virkemidler går dog i en vis udstrækning hånd i hånd med de tekniske, idet eksempelvis afgifter kan tilskynde implementeringen af tekniske virkemidler.

Usikre data medfører forsigtig fortolkning

GAINS-modellens database indeholder bl.a. opgjorte reduktionsomkostninger for tekniske virkemidler for alle emissionssektorer i de europæiske lande. Modellen omfatter mange lande, hvor man har forsøgt at opgøre omkostninger på en ensartet måde. Det indebærer imidlertid en risiko for, at visse landespecifikke detaljer af data er unøjagtige og i nogle tilfælde mangelfulde. I Danmark har der blandt andet været rejst kritik af GAINS-data for landbrugssektoren.[28] Usikkerheden omkring data for de tekniske virkemidler betyder, at resultaterne skal tolkes med forsigtighed.

Analysemetode

27) IIASA har udviklet modellen GAINS (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies). Modellen anvendes til at analysere udledninger, skadeseffekter og reduktionspotentialer lokalt såvel som regionalt.

28) Foder med optimeret proteinindhold, som reducerer udledningen af ammoniak (NH_3), er ifølge GAINS-data kun i begrænset omfang anvendt i Danmark. Landbrug & Fødevarer har oplyst, at dette virkemiddel i høj grad er implementeret. Endvidere anvender Danmark, som et af få lande i Europa, forsuring af gylle til reduktion af ammoniak i landbruget. Dette virkemiddel er ikke med i GAINS-databasen.

Analysen bygger som nævnt på en sammenligning af gevinster og omkostninger ved implementering af tekniske virkemidler. I analysen inddrages både virkemidler, der anvendes i dag, og virkemidler, der potentielt kan tages i anvendelse. Ud fra det katalog af virkemidler, der indgår i GAINS, opstilles en omkostningskurve, der beskriver omkostningerne ved at implementere de enkelte virkemidler, idet det antages, at de mest omkostningseffektive virkemidler implementeres først. Omkostningseffektiviteten opgøres som forholdet mellem virkemidlets gevinster (i form af reducerede helbredsrelaterede omkostninger) og dets omkostninger.

Gevinst- og omkostnings-kurver

Analysen tager udgangspunkt i en tænkt situation, hvor der ikke er taget nogle af de betragtede virkemidler i brug. I takt med at virkemidlerne tages i brug, pådrager man sig omkostninger (beskrevet ved reduktionsomkostningskurven), men samtidig reduceres luftforureningen med reducerede helbredsomkostninger til følge (beskrevet ved gevinstkurven).

Implementerings-grad og optimal indsats

I de senere præsenterede figurer illustreres omkostnings- og gevinstkurverne som en funktion af implementeringsgraden. Implementeringsgraden er udtryk for den reduktion af helbredsomkostninger, som de tekniske virkemidler, der er implementeret i den givne sektor, medfører. Implementeringsgraden er nærmere beskrevet i boks II.5. Det optimale niveau for indsatsen findes, hvor hældningen på omkostningskurven og gevinstkurven er ens. Det vil sige, hvor de marginale gevinster svarer til den marginale omkostning. Det optimale niveau kan herefter sammenlignes med den nuværende implementering af virkemidler. Hvis de virkemidler, der er i anvendelse i dag, er dyrere end de mest omkostningseffektive, vil den nuværende indsats være dyrere end nødvendigt. Det svarer til, at den nuværende indsats er dyrere end den omkostningsminimerende omkostningskurve. Analysen viser, at dette synes at være tilfældet i alle de tre betragtede emissionssektorer. Analysemetoden er nærmere beskrevet i boks II.5.

Resultaterne kan være konservative skøn

Som nævnt medtages kun tekniske virkemidler i analysen, hvilket indebærer, at omkostningerne til reduktion af luftforurening overvurderes. Isoleret set trækker dette i retning

af, at de optimale niveauer af reduktion fundet i det følgende er underkantsskøn for, hvor meget man bør reducere luftforureningen i Danmark. At der i gevinsterne ikke indregnes reducerede skader på naturen trækker i samme retning. Dette afgrænser analysen i den forstand, at hvis det optimale niveau af virkemidler er over den nuværende indsats, så bør reguleringen skærpes. Er det omvendte tilfældet, kan man ikke drage konklusioner om, at reguleringen skal slækkes.

Tre sektorer undersøges

I det følgende betragtes gevinst- og omkostningskurver for de tre største emissionssektorer i Danmark: landbrug, individuel boligopvarmning (især brændeovne) og vejtransport.

Boks II.5 Analyse af emissionssektorer i Danmark

Analysen bygger på en sammenligning af gevinster, i form af reducerede helbredsomkostninger, og omkostninger ved implementering af forskellige tekniske virkemidler, som reducerer luftforureningen i Danmark. Data for omkostninger og effekt på udledningerne er baseret på GAINS-databasen. Udgangspunktet for analysen er en tænkt situation, hvor ingen af de i GAINS betragtede virkemidler er taget i anvendelse. Effekter på omkostninger og gevinster ses i forhold til denne tænkte udgangssituation. Analysens perspektiv er derfor langsigtet og indikerer, hvordan sammensætningen af tekniske virkemidler på sigt burde være.

Omkostningen ved implementering af et virkemiddel baseres på GAINS-databasen, der er opbygget og vedligeholdes af IIASA *(International Institute for Applied Systems Analysis)*. Omkostningerne indeholder drift- og vedligeholdelsesomkostninger samt annuisering af den initiale investering ud over virkemidlets levetid. Omkostningerne er opgjort i faktorpriser, som er omregnet til forbrugerpriser ved hjælp af nettoafgiftsfaktoren (1,325). GAINS-databasen er offentligt tilgængelig. Al data er hentet for GAINS scenariet WPE_2014_CLE. Dette scenarie er beregnet i 2014 efter en større revision af GAINS-modellen foranlediget af EU's Working Party on the Environment (WPE). CLE står for "current legislation". Som scenarie-år er 2015 valgt.

Helbredsgevinsten ved at implementere de tekniske virkemidler er beregnet på baggrund af ændringer i kildernes emissionsfaktorer (før og efter virkemidlet er implementeret) og de i tabel II.10 præsenterede helbredsomkostninger. Visse virkemidler har en sidegevinst i form af reduceret udledning af drivhusgasser (metan og lattergas). Disse er medtaget ved omregning til CO_2-ækvivalenter og afregnet til de opgjorte CO_2-reduktionsomkostninger (465 kr. pr. ton) uden for kvotesektoren, jf. De Økonomiske Råd (2013).

Forholdet mellem helbredsgevinster og reduktionsomkostninger indikerer virkemidlets omkostningseffektivitet og kan benyttes til at rangordne virkemidler i forhold til hvilke, der burde implementeres først for at opnå den største reduktion af luftforurening til de laveste omkostninger. I analysen implementeres virkemidlerne gradvist efter deres omkostningseffektivitet. På den baggrund er den omkostningseffektive omkostningskurve og den tilhørende gevinstkurve for hver sektor beregnet. I bunden af omkostningskurven ligger de mest omkostningseffektive virkemidler, mens de mindst omkostningseffektive virkemidler ligger i toppen af kurven. Kurven vil have en konveks form, hvilket afspejler stigende marginalomkostninger ved reduktion af luftforureningen.

Boks II.5 Analyse af emissionssektorer i Danmark, fortsat

Omkostnings- og gevinstkurverne tegnes i de følgende figurer som en funktion af *implementeringsgraden*. Implementeringsgraden er mål for, hvor stor en andel af de betragtede tekniske virkemidler, som er implementeret. En implementeringsgrad på 0 pct. er udgangspunktet og svarer til den tænkte situation, hvor ingen af de betragtede virkemidler er implementeret. En implementeringsgrad på 100 pct. betyder, at man i en sektor har gjort alt, hvad der er teknisk muligt (ud fra de tekniske virkemidler, som indgår i GAINS-databasen) for at reducere luftforureningen. Implementeringsgraden opgøres som en andel af de samlede gevinster; en implementeringsgrad på 50 pct. svarer således til, at man har opnået 50 pct. af de mulige gevinster. Gevinstkurven er derfor lineær.

Det optimale niveau af nedbringelse af luftforurening fra en given sektor findes der, hvor marginalnytten er lig de marginale skadesomkostninger – altså hvor hældningen på omkostningskurven og gevinstkurven er ens.

I praksis er en række af de betragtede virkemidler allerede implementeret. Det betyder, at der er opnået en vis reduktion af luftforureningen i forhold til det hypotetiske udgangspunkt (svarende til en given implementeringsgrad). I praksis er det imidlertid sjældent, at det er de billigste virkemidler, der er taget i anvendelse. Det betyder, at omkostninger ved at opnå en given implementeringsgrad (reduktion af luftforureningen) er større end det, der svarer til den omkostningsminimerende omkostningskurve. I de viste figurer er den nuværende kombination af virkemidler indsat som en grøn prik, som afspejler de årlige omkostninger ved den nuværende indsats.

Eksempel – overdækning af gylletanke på besætninger med malkekvæg

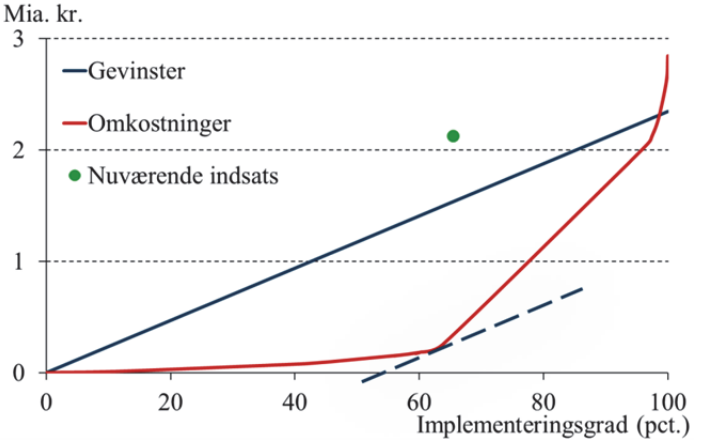
Overdækning af gylletanke er et teknisk virkemiddel til reduktion af ammoniak fra bl.a. malkekvæg i landbruget. Dette virkemiddel har i GAINS-databasen en omkostning på 61 kr. pr. malkekvæg. Implementeres dette virkemiddel reduceres udledningen af ammoniak fra 33,4 til 31,5 kg pr. malkekvæg. Prisen for udledning af ammoniak i landbruget er 37 kr. pr. kg, jf. tabel II.10. Dette resulterer i en gevinst på 70 kr. pr. malkekvæg ((33,4 – 31,5) × 37). Det betyder, at enhedsgevinsten overstiger enhedsomkostninger, og virkemidlet har en omkostningseffektivitet på 70/61 = 1,14.

Landbrug

Landbruget udleder hovedsageligt ammoniak

Luftforurening fra landbruget består hovedsageligt af ammoniak (NH_3), der udledes og danner sekundære partikler. Omkring 97 pct. af de danske helbredsomkostninger forbundet med udledning af stoffer fra landbruget i Danmark stammer fra ammoniak. Ammoniakudledning i landbruget kommer fra husdyrenes afføring. De danske eksterne helbredsomkostninger relateret til udledninger fra landbruget i Danmark er lidt under 3 mia. kr., jf. tabel II.9. Omkostningskurven og gevinstkurven for Danmark ved implementering af tekniske virkemidler i landbrugssektoren er vist i figur II.12.

Figur II.12 Omkostninger og gevinster ved implementering af virkemidler i landbruget



Anm.: Den stiplede linje er en parallelforskydning af gevinstkurven. Fællespunktet med omkostningskurven illustrerer optimum af implementeringen af virkemidler. Begrebet implementeringsgrad er beskrevet i boks II.5.

Kilde: Data fra GAINS, Brandt mfl. (2016) og egne beregninger.

Omkostningskurvens sammensætning

I bunden af landbrugets omkostningskurve ligger de mest omkostningseffektive virkemidler. Disse virkemidler er i henhold til GAINS-databasen tiltag, der ændrer måden, hvorpå gødningen spredes på markerne. Herefter følger virkemidler, hvor man anvender foder med mere optimalt proteinindhold. I toppen af omkostningskurven ligger over-

dækning af gylletanke og specielle staldsystemer til opsamling og indkapsling af ammoniak.[29]

Optimalt niveau ikke over nuværende indsats …

Det optimale niveau af nedbringelse af luftforurening fra landbruget er i figur II.12 illustreret ved fællespunktet mellem omkostningskurven og den stiplede linje, der er parallel med gevinstkurven. Med de givne forudsætninger svarer det til en implementeringsgrad på godt 60 pct. Den nuværende implementering af tiltag i landbruget – illustreret ved den grønne prik i figur II.12 – svarer til en implementeringsgrad i samme størrelsesorden. Den nuværende indsats i landbruget afspejler de årlige omkostninger til investering, drift og vedligehold af eksempelvis gylletanke mv., samt i hvilken grad sådanne virkemidler har reduceret udledningerne fra landbruget. For landbruget er den nuværende indsats, ifølge data fra GAINS, forbundet med årlige omkostninger på lige over 2 mia. kr.

… men omkostningerne er højere end nødvendigt

Den nuværende indsats i landbruget svarer med de forudsætninger nogenlunde til det optimale niveau. De beregnede omkostninger forbundet med den nuværende indsats er imidlertid væsentligt højere end det, der svarer til den omkostningseffektive kurve (den grønne prik ligger langt over den røde omkostningskurve). Baseret på disse beregninger synes den nuværende indsats (målt som den samlede reduktion i luftforureningen i forhold til den tænkte udgangssituation, hvor der ikke er implementeret tiltag overhovedet) at være passende i forhold til helbredsomkostningerne. Beregningerne tyder imidlertid på, at denne reduktion kunne være opnået mere omkostningseffektivt. Det skal dog her bemærkes, at gevinsterne ved bl.a. færre lugtgener, som typisk opnås ved de dyrere virkemidler såsom overdækning af gylletanke, ikke indgår i analysen. Dette fører alt andet lige til en øget afstand mellem punktet for den nuværende indsats og omkostningskurven.

29) Overdækning af gylletanke, der i analysen viser sig som et af de mere omkostningsfulde tekniske virkemidler, blev ved Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1695 af 19. december 2006 gjort lovpligtig. Formålet var udover at reducere ammoniakfordampning også at mindske lugtgener.

Usikkerhed omkring data for foder

Den viste beregning er naturligvis følsom over for antagelserne og de anvendte data. Dansk landbrug anvender i dag, ifølge GAINS, især forbedret spredning af gødning og overdækning af gylletanke som virkemidler til reduktion af ammoniakudledningen. Foder med bedre proteinindhold anvendes ifølge GAINS-databasen kun i ringe grad for svinebesætninger og slet ikke for øvrige husdyr på trods af, at det er et af de mere omkostningseffektive virkemidler. Der er således ifølge data fra GAINS et uudnyttet potentiale i at substituere virkemidler.

Følsomheds-analyse

Landbrug & Fødevarer har oplyst, at potentialet for anvendelse af foder med bedre proteinindhold i høj grad allerede er udnyttet i Danmark. Tages der højde for dette i analysen, vil det alt andet lige resultere i en nuværende indsats med en højere implementeringsgrad. Som følsomhedsanalyse er beregningen gentaget under forudsætning af, at potentialet for at anvende foder med bedre proteinindhold er fuldt udnyttet. Dette medfører, at implementeringsgraden for den nuværende indsats ville stige til omkring 75 pct. Dette er omkring 10 pct.point over det beregnede optimale niveau.

Underkantsskøn – ikke grundlag for konklusion

Umiddelbart kunne dette indikere, at der stilles for store krav til landbruget om at reducere luftforureningen. Nærværende beregning indebærer imidlertid, at den optimale indsats er et underkantsskøn, da bl.a. gevinsterne i form eksempelvis færre lugtgener og skader på natur ikke er medtaget, og reduktionsomkostningerne er overestimeret. Derfor kan det ikke ud fra analysen konkluderes, at der stilles for store krav til at begrænse landbrugets luftforurening.

Vejtransport

Vejtransport udleder primære partikler og kvælstofoxider

Vejtransport fører til udledning af kvælstofoxider (NO_x) og primære partikler ($PPM_{2.5}$). Sektoren står for henholdsvis ca. 36 pct. og 12 pct. af den samlede danske udledning af disse stoffer, jf. Brandt mfl. (2016). De helbredsrelaterede årlige eksterne omkostninger ved udledninger fra vejtransport er opgjort til over 1 mia. kr. Heraf udgør den primære partikeludledning ca. 2/3, og kvælstofoxider ca. 1/3, jf. tabel II.9.

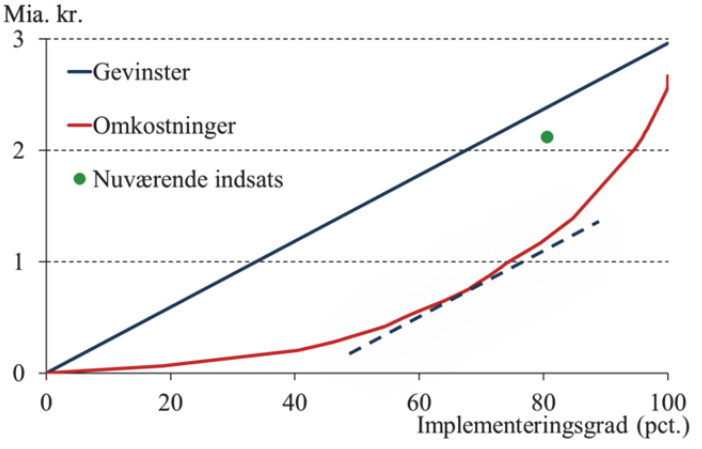
Euronormer

De tekniske virkemidler i GAINS-modellen til at reducere udledning af luftforurening fra vejtransport er bundet op på de såkaldte euronormer. Euronormer er en fælles europæisk standard, som sætter grænser for, hvor meget nye biler må forurene. Det er i sagens natur mere omkostningsfuldt at producere et køretøj, der lever op til højere standarder, og det er disse meromkostningerne, der indgår i GAINS.

Regulering af dieselbiler mest omkostnings-effektivt

I figur II.13 er omkostningskurven og gevinstkurven ved implementering af tekniske virkemidler i vejtransportsektoren vist. En implementeringsgrad på 0 pct. er i denne sektor ensbetydende med, at ingen køretøjer lever op til selv den mindst restriktive euronorm. Omvendt vil en implementeringsgrad på 100 pct. betyde, at hele bilparken overholder de seneste og mest restriktive euronormer. Det nuværende niveau af tiltag i sektorer vil derfor afspejle den aldersmæssige sammensætning af bilparken. Generelt er de mest omkostningseffektive virkemidler i GAINS højere euronormer for dieselkøretøjer, hvor det især er den skadelige partikelforurening, der reduceres.

Figur II.13 Omkostninger og gevinster ved implementering af virkemidler i vejtransport



Anm.: Den stiplede linje er en parallelforskydning af gevinstkurven. Fællespunktet med omkostningskurven illustrerer optimum af implementeringen af virkemidler. Begrebet implementeringsgrad er beskrevet i boks II.5.

Kilde: Data fra GAINS, Brandt mfl. (2016) og egne beregninger.

Underkantsskøn – ikke grundlag for konklusion

Beregningen tyder på, at euronormerne i en dansk sammenhæng har ført til, at for mange danske biler lever op til de strengeste krav i forhold til udledning. Det optimale niveau opnås ved en implementeringsgrad på lige under 70 pct., mens det nuværende niveau medfører en implementeringsgrad på ca. 80 pct. Dette kunne indikere, at de mest restriktive euronormer, ud fra en dansk betragtning, er for ambitiøse. Analysens præmisser, hvor det optimale niveau er et underkantskøn, gør imidlertid, at det ikke kan konkluderes, at euronormer burde være mere lempelige.

Individuel boligopvarmning herunder brændeovne

Største danske kilde til udledning af partikler

Sektoren individuel boligopvarmning dækker hovedsageligt over opvarmning ved brændeovne og brændekedler. Udledning fra sektoren er fortrinsvist primære partikler ($PPM_{2.5}$) samt mindre dele af kvælstofoxider (NO_x) og svovloxider (SO_x). Sektorens samlede udledning af luftforurening medfører eksterne helbredsrelaterede omkostninger i Danmark på ca. 2,5 mia. kr. årligt. Heraf udgør helbredsomkostninger fra primære partikler 2,2 mia. kr., jf. tabel II.9.

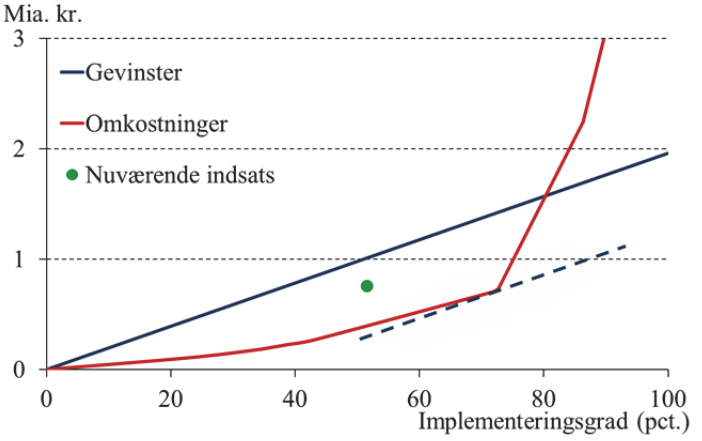
Virkemidler

Udledning af luftforurening fra denne sektor reduceres typisk ved at udskifte ældre "konventionelle" installationer med nyere, der lever op til de seneste standarder – eksempelvis udskiftning af ældre brændeovne. En lav implementeringsgrad er her udtryk for, at mange ældre brændeovne ikke er blevet udskiftet med nye moderne ovne, som udleder langt færre partikler.

Begrænset implementering af virkemidler

Relativt få virkemidler er ifølge data fra GAINS-databasen implementeret i forhold til brændeovne. Når figur II.14 alligevel viser en nuværende indsats, hvor implementeringsgraden er omkring 52 pct., skyldes det, at ældre brændekedler i sektoren ifølge GAINS-data i høj grad er udskiftet med pillefyr eller nyere brændekedler, som udleder færre partikler og derfor fungerer som tekniske virkemidler i GAINS.

Figur II.14 Omkostninger og gevinster ved implementering af virkemidler i sektoren individuel boligopvarmning



Anm.: Den stiplede linje er en parallelforskydning af gevinstkurven. Fællespunktet med omkostningskurven illustrerer optimum af implementeringen af virkemidler. Begrebet implementeringsgrad er beskrevet i boks II.5.

Kilde: Data fra GAINS, Brandt mfl. (2016) og egne beregninger.

Flere virkemidler bør implementeres

Af figur II.14 fremgår det, at det optimale niveau af implementering opnås ved en implementeringsgrad på 73 pct. Det optimale niveau ligger således langt over niveauet for den nuværende indsats. Analysens præmisser, som fører til et undervurderet skøn for den optimale indsats, betyder, at et højere niveau af optimal indsats end den nuværende indsats, er klar evidens for en underreguleret sektor. Dette tilsiger, at man bør øge indsatsen for at mindske udledningen fra individuel boligopvarmning, herunder især udledningerne fra brændeovne.

Nye omkostningsberegninger

Nyere og mere detaljerede beregninger af de helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening fra individuel boligopvarmning tyder på, at omkostningerne reelt kan være væsentlig større end de fremgår af tabel II.9. Brandt mfl. (2016) har foretaget beregninger af de helbredsrelaterede omkostninger i sektoren individuel boligopvarmning (primært brændeovne) med et modelsetup under EVA-systemet, som indeholder en mere geografisk detaljeret opgørelse af

luftforureningen fra sektoren end tidligere. Disse beregninger viser, at de samlede helbredsrelaterede omkostninger i Danmark ved udledninger fra individuel boligopvarmning er ca. 5,7 mia. kr., hvoraf den primære partikeludledning udgør omkring 5,6 mia. kr., svarende til 398 kr. pr. kg udledte partikler, jf. tabel II.11. Dette er mere end en fordobling i forhold til tidligere opgørelser, jf. tabel II.9.

Tabel II.11 Nye beregninger af helbredsrelaterede omkostninger ved udledninger fra individuel boligopvarmning

Stof	**Helbredsomkostninger**	
	---- Mia. kr. ----	---- Kr. pr. kg ----
SO_X	0,1	38
NO_X	0,0	3
$PPM_{2.5}$	5,6	398
Samlet	**5,7**	

Anm.: Værdierne i tabellen er i 2013-priser.
Kilde: Brandt mfl. (2016), men nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. afsnit II.5.

Yderligere evidens for undervurdering

De markant højere omkostninger for primært udledte fine partikler ($PPM_{2.5}$) skyldes især de mere detaljerede geografiske beregninger, som estimerer højere koncentrationer af partikler tæt på kilderne, hvor der samtidig bor mange mennesker. De højere helbredsrelaterede omkostninger er yderligere tegn på, at gevinsterne ved reduceret luftforurening fra individuel boligopvarmning er undervurderet.

Sammenfatning

Analysen indikerer at individuel boligopvarmning reguleres for lidt

Individuel boligopvarmning, som hovedsageligt er brændeovne, er den eneste af de belyste emissionssektorer, hvor det optimale niveau af implementerede tekniske virkemidler ligger over den nuværende indsats. Da analysen fører til et underkantsskøn for den optimale indsats, tyder dette på, at der er behov for yderligere regulering i denne sektor.

Begrænset regulering

Sektoren individuel boligopvarmning er kun i begrænset omfang reguleret i dag; nye brændeovne skal følge visse standarder for udledning af bl.a. primære partikler, men der er ikke krav til udledningerne fra gamle ovne, jf. afsnit II.7. De øvrige to sektorer er i langt højere grad omfattet af regulering. Nye biler skal eksempelvis opfylde euronormer og den eksisterende bilpark skal regelmæssigt godkendes ved syn, og landbruget er underlagt en lang række miljøkrav, herunder krav om overdækning af gylletanke. Analysen indikerer heller ikke et behov for yderligere regulering i disse sektorer. Men da analysen baseres på et underkantsskøn af den optimale indsats i forhold til regulering, kan man ikke ud fra analysen drage nogen konklusion om behov for yderligere regulering indenfor landbrug og vejtransport.

I afsnit II.7 ses der nærmere på mulighederne for at reducere udledningen fra sektoren individuel boligopvarmning gennem regulering af brændeovne.

II.7 Regulering af danske brændeovne

Potentiale for gevinst ved regulering af brændeovne

Luftforurening fra brændeovne står for en væsentlig del af de danske helbredsomkostninger forbundet med luftforurening. Helbredsomkostningerne er især knyttet til udledningen af primære fine partikler ($PPM_{2.5}$). Selvom Danmark overholder nuværende internationale aftaler om at reducere udledning af fine partikler, peger analysen i afsnit II.6 på, at der vil være en samfundsøkonomisk gevinst for Danmark ved at reducere de danske udledninger af partikler fra brændeovne.[30]

Brændeovne er reguleret meget lidt

Gevinsten ved at reducere udledningerne fra brændeovne skal ses ud fra, at reguleringen af brændeovne i Danmark er relativt begrænset. Den gældende regulering er primært emissionsgrænser på nye brændeovne, som må udlede færre partikler end gamle brændeovne. Da brændeovne har en meget lang

30) Analysen pegede i princippet på hele emissionssektoren individuel boligopvarmning, hvor størstedelen af helbredsomkostningerne stammer fra brændeovne og til dels brændekedler. Datagrundlaget for brændekedler har dog ikke været godt nok til, at der kunne regnes på disse.

levetid, går der imidlertid lang tid, før kravene til nye ovne slår igennem på hele bestanden af brændeovne i Danmark.

Nye opgørelser af eksterne helbreds-omkostninger

I det følgende præsenteres en analyse af de samfundsøkonomiske gevinster ved forskellige former for regulering af udledninger fra brændeovne. Til brug for analysen har DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, foretaget nye beregninger af, hvor store helbredsomkostninger der følger af partikeludledninger fra danske brændeovne.[31] De beregnede helbredsomkostninger er differentieret efter den geografiske placering af brændeovnene. Beregningerne til dette afsnit er foretaget med et udvidet modelsystem og med nyere emissionsdata end beregningerne bag afsnit II.6, jf. Brandt mfl. (2016).

Indhold i afsnittet

I dette afsnit ses der først på, hvad der påvirker udledningerne fra brændeovne og udfordringerne ved at regulere disse. Derefter beskrives de nye beregninger af helbredsomkostninger for udledninger af partikler fra brændeovne. Efterfølgende kommer en nærmere beskrivelse af metode, data og antagelser bag analyserne. Til sidst beskrives de endelige resultater.

Udledninger fra brændeovne

Der er flere forhold, der bestemmer, hvor meget en brændeovn forurener, og hvor store helbredsomkostninger dette medfører. Det omfatter særligt:

- Typen af brændeovn
- Geografisk placering af brændeovnen
- Hvor meget og hvordan ovnen anvendes

Typen af brændeovn

Med tiden er der indført strammere krav til bl.a. udledning af partikler fra nye brændeovne. Dette skete i 1990, 2008 og 2015. Omkring 2004 indførtes svanemærkning af brændeovne. Denne stiller yderligere krav til udledningen fra brændeovne i forhold til ikke-svanemærkede ovne. Udlednings-

31) I beregningerne indgår også effekter af udledningen af NO_X, SO_2 og CO, men disse er meget små sammenlignet med partikler og omtales derfor ikke yderligere i afsnittet.

grænserne til svanemærkede ovne blev ligeledes skærpet i 2015. En brændeovn fra før 1990 forurener ca. seks gange så meget som en ny svanemærket ved samme forbrug.[32]

Geografisk placering vigtig

Den geografiske placering har stor betydning for, hvor mange mennesker der bliver eksponeret for partiklerne fra brændeovnene. Dette skyldes, at koncentrationen af partikler er størst nær ved kilden. Bor der mange mennesker i området og særligt i den herskende vindretning, bliver flere eksponeret for partikeludledning. Udledningen af et kg partikler fra en brændeovn medfører dermed større helbredseffekter i f.eks. byer, end der hvor der ikke bor mange mennesker i nærheden.

Større risiko for ekstra høj udledning fra gamle ovne

Udledninger fra brugen af en brændeovn er naturligvis højere, jo mere den anvendes. Men det har også betydning, hvordan man anvender ovnen, f.eks. hvordan man tænder op, om brændet er tørt og hvor meget luft, som tilføres. Studier viser, at nyere brændeovne varierer mindre i udledningen end ældre brændeovne, jf. Nielsen mfl. (2010). Risikoen for at forurene meget ved forkert fyring er således større for de ældre ovne.

Analyserede reguleringer og anden regulering

Ideel regulering ikke mulig

Hvis man kunne måle de præcise udledninger fra hver brændeovn, ville en ideel regulering af udledningerne fra brændeovne være at sætte en afgift svarende til de helbredsomkostninger (og andre eksterne omkostninger), som fyringen medfører. Det kræver dog store og dyre anlæg på hvert hus at måle udledningerne og synes i praksis ikke muligt.

32) I dag er 90-95 pct. af nye ovne svanemærket, men det er ikke et krav til nye ovne.

De analyserede reguleringer

En række andre former for regulering analyseres derfor i dette afsnit med henblik på at afgøre, hvilken regulering der vil kunne give de største samfundsøkonomiske gevinster. Det drejer sig om følgende:

- Differentierede afgifter på brug af brændeovne
- Forbud mod ældre brændeovne
- Totalt forbud mod brændeovne
- En skrotningspræmie

Differentieret afgift på timeforbrug

Ved en differentieret afgift menes, at der pålægges en afgift pr. time ovnen er i brug, som afspejler de eksterne helbredsomkostninger ved normalt brug.[33] Det antages, at der kan sættes en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug.[34] Helbredsomkostningerne og dermed afgifterne afhænger af ovnens type (emissionsfaktor) og geografiske placering. En sådan differentieret afgift på brugen af brændeovne vil både give incitament til at fyre mindre og til at udskifte en gammel brændeovn med en nyere eller eventuelt helt ophøre med at have brændeovn. Der er imidlertid administrative omkostninger ved en sådan afgift, som kan gøre andre typer reguleringer mere fordelagtige.

Forbud mod gamle ovne og totalt forbud

Et simpelt forbud mod de mest forurenende brændeovne er nemmere at administrere, men er også en ufleksibel form for regulering, som kan give stort nyttetab for brugere af brændeovne. Gevinster og omkostninger ved forbud – både totalt forbud og forbud begrænset til de mest forurenende brændeovne – analyseres også i dette afsnit.

Skrotnings-ordning og anden regulering

I 2015 blev en skrotningsordning for brændeovne fra før 1990 lanceret. De samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved en lignende ordning analyseres i afsnittet. Nogle af ovenstående reguleringer er indført i andre lande, jf. boks II.6, som også beskriver andre eksempler på regulering af brændeovnes udledninger.

33) Det vil sige, at afgiften ikke tager højde for, om nogen fyrer med vådt træ, lukker ned for ilttilførslen mv.

34) Det Økologiske Råd har tidligere fremsat forslag om en lignende afgift.

Boks II.6 Eksempler på regulering til at nedsætte udledninger fra brændeovne

Eksempler på regulering i Danmark

Det har tidligere været forsøgt at lægge en afgift på brænde, men her var der blandt andet problemer med, at meget brænde ikke handles (f.eks. træ fra egen have), og at det kunne give incitament til at fyre med mindre godt brænde, herunder affald. Desuden vil en afgift på brænde ikke afspejle den forskel i helbredsomkostninger, som forskellige typer af brændeovne medfører samt den forskel, der medføres af den geografiske placering af brændeovnen.

I Danmark forsøger man bl.a. at nedsætte udledningen fra brændeovne ved hjælp af oplysningskampagner for, hvordan man bør tænde op, hvor tørt brændet skal være m.m. Dertil har en række kommuner indført et sæt retningslinjer, der bl.a. forbyder folk at "fyre over" om natten, fordi dette udleder mange partikler. Sådanne forbud, påbud og vejledninger er dog svære at håndhæve, og effekten heraf kendes ikke. Der regnes derfor ikke på denne form for regulering i kapitlet.

Senest er en skrotningsordning rettet mod brændeovne fra før 1990 lanceret af Miljøstyrelsen i november 2015. Der gives en skrotningspræmie på 2.150 kr. pr. skrottet ovn, som også skal dække udgifter til kontrol. Man er ikke forpligtet til at købe en ny ovn. Der er afsat en pulje på ca. 45 mio. kr., som rækker til skrotning af ca. 21.000 brændeovne. Puljen uddeles efter først-til-mølle-princippet til puljen er tom eller til udgangen af 2016.

Eksempler fra nabolande

I Malmø har man i 2012 indført et regelsæt om, at man højst må benytte brændeovnen to dage om ugen. Der er ikke afsat ressourcer til kontrol af, om det overholdes, men det vurderes, at det har en "opdragende" effekt, således, at folk generelt fyrer mindre end før reguleringen, jf. Gaudino og Albæk (2014).

I 2010 trådte en forordning i Tyskland i kraft, som henover ti år udfaser alle ovne fra før 2010, medmindre de overholder gældende krav til udledninger for nye ovne, jf. Albæk og Gaudino (2014). Således skulle ovne fra før 1975 udfases senest i 2014, ovne fra før 1985 skal udfases senest i 2017, ovne fra før 1994 skal udfases senest i 2020 og ovne fra før marts 2010 skal udfases senest i 2024. Ovne som benyttes til primær opvarmning, f.eks. i sommerhuse, er dog undtaget. En lignende udfasning blev også anbefalet i Danmark i 2014 af forskellige interesseorganisationer samt en række forskere på området, jf. Foreningen af Danske Leverandører af Pejse og Brændeovne mfl. (2014).

Geografisk variation i helbredsomkostninger

Udvidet model omfatter flere lokale effekter

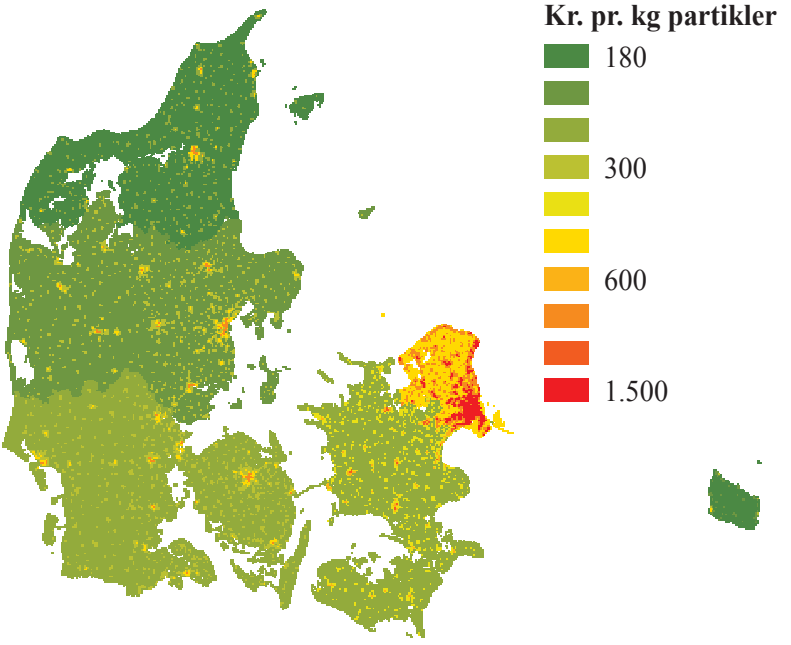
Det er oplagt, at der er betydelig geografisk variation i helbredsomkostningerne afhængig af, om en brændeovn udleder partikler i en stor by eller ude på landet. Der er imidlertid ikke tidligere foretaget detaljerede beregninger af den geografiske variation i de afledte helbredsomkostninger. Til brug for dette kapitel har DCE estimeret nye geografisk differentierede helbredseffekter og -omkostninger som følge af udledninger fra brændeovne i Danmark. Dette er gjort med en højere detaljeringsgrad end hidtil. Beregningerne er foretaget for 24 områdekategorier defineret ud fra befolkningstæthed og regioner i Danmark, jf. Brandt mfl. (2016).

Helbredsomkostninger fra 180 til 1.500 kr. pr. kg $PPM_{2.5}$

På baggrund af modelberegninger fra DCE er den gennemsnitlige helbredsomkostning i Danmark forbundet med udledningen af et kg fine partikler ($PPM_{2.5}$) fra danske brændeovne opgjort til 398 kr. pr. kg.[35] Den geografiske variation i disse omkostninger vises grafisk i figur II.15. Omkostningerne varierer fra ca. 180 til 1.500 kr. pr. kg. Variationen i omkostningerne afspejler befolkningens geografiske placering og den dominerende vindretning i Danmark.

35) Tidligere opgørelser har resulteret i lavere helbredsomkostninger, jf. Andersen og Brandt (2014). Den højere omkostning skyldes især en udvikling af modelberegningerne, så lokaleffekterne i højere grad medtages samt, at der regnes med højere værdier af værdien af statistisk liv og tabte leveår, jf. kapitel I.

Figur II.15 Helbredsomkostninger pr. kg $PPM_{2.5}$ udledt fra danske brændeovne



Anm.: Helbredsomkostninger i Danmark som følge af partikeludledning fra brændeovne. Beregnet for 24 områdekategorier bestående af fire intervaller af befolkningstæthed og seks regioner (Hovedstaden, Sjælland, Syddanmark, Midtjylland, Nordjylland og Bornholm). For hver områdekategori er beregnet, hvor store helbredsomkostninger udledningen af et ekstra kg fine partikler medfører. Figuren viser dermed oprindelsen af omkostningerne og ikke, hvor omkostningerne ender. Tallene i figuren viser gennemsnittet for pågældende farvekode.

Kilde: Baseret på Brandt mfl. (2016), men opdateret med nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. afsnit II.5.

Metode og data

I det følgende beskrives i korte træk, hvordan analyserne af de forskellige reguleringer er udfærdiget. For yderligere beskrivelse af beregninger, antagelser og data henvises til et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Brugernes valg afgørende for den samfundsøkonomiske gevinst

Afhængig af hvilken regulering brugeren af en brændeovn stilles overfor, kan vedkommende vælge at beholde sin ovn, købe en ny ovn eller ophøre med at bruge brændeovn. Valgmulighederne for de fire reguleringer er vist i tabel II.12. Hvad forskellige brugere vælger har betydning for omkostninger og gevinster ved regulering. Det beregnes derfor for hver type regulering, hvor mange der vælger henholdsvis at bruge de gamle ovne, købe nye ovne og ophøre med at bruge brændeovne. Valget afhænger i modellen bl.a. af, hvor gammel ovnen er, hvor meget den bruges og prisen på en ny ovn.

Tabel II.12 Mulige valg ved regulering

	Beholde	Købe ny	Ophøre
Afgifter på brug af ovn	X	X	X
Forbud mod gammel ovn[a)]		X	X
Totalt forbud			X
Skrotningsordning	X	X	X

a) Angives her for brugere, som har den pågældende ovn, der forbydes, og som derfor ikke kan vælge at beholde den.

Anm.: Tabellen viser de mulige valg en forbruger har ved de fire reguleringstyper. Med "ophøre" menes, at man skrotter sin ovn og ikke køber en ny.

Helbredsgevinster og nyttetab

De primære gevinster for samfundet ved reguleringen består i de reducerede udledninger og de deraf følgende reducerede helbredsomkostninger. Omkostningerne omfatter bl.a. det nyttetab, som brugerne oplever, hvis de tvinges til at gøre noget andet, end de ellers ville have gjort. Et nyttetab fremkommer f.eks., når en bruger køber en ny ovn tidligere, end vedkommende ellers ville have gjort, ophører med at have brændeovn eller nedsætter forbruget. I boks II.7 uddybes princippet bag beregningerne.

Andre gevinster og omkostninger

Andre gevinster og omkostninger, som medtages i beregningerne, omfatter bl.a. indtægter til staten i form af afgifter (mindsker behovet for forvridende skatter), udgifter for staten ved udbetalinger af skrotningspræmier, investeringsomkostningen til en ny brændeovn samt administrations-

omkostninger ved en afgift. Sidstnævnte antages at blive betalt af brugerne i form af et årligt administrationsgebyr.

Beregning af afgifternes størrelse

Det er opgjort, hvor mange partikler forskellige typer af brændeovne udleder pr. time. Ud fra dette og den geografiske placering bestemmes så, hvor stor afgiften pr. times drift skal være, hvis denne skal sættes lig de helbredsomkostninger, som udledningerne medfører, jf. tabel II.13. Det antages, at der rent faktisk kan produceres og opsættes en temperaturmåler, som kan angive, hvor mange timer en ovn bruges.[36] Afgiften pålægges i beregningerne alle typer af brændeovne – dvs. også på nye svanemærkede ovne.

Tabel II.13 Eksempler på helbredsomkostning ved normal brug af en brændeovn

	København[a)]	**Bornholm**[b)]
	------ Kr. pr. times fyring ------	
Ovn fra før 1990	41	5
Ny svanemærket ovn[c)]	7	1

a) Hvor befolkningstætheden er over 3.000 pr. km^2.
b) De dele af Bornholm, hvor befolkningstætheden er under 100 pr. km^2.
c) Opfylder nye krav til svanemærkede ovne fra 2015.
Anm.: Tabellen angiver de beregnede helbredsomkostninger i Danmark ved en times fyring i hhv. en ny svanemærket og en gammel ovn, der hvor disse er hhv. størst og mindst. Helbredsomkostningerne svarer desuden til de afgifter, der i modellen pålægges fyring i brændeovn.
Kilde: Egne beregninger.

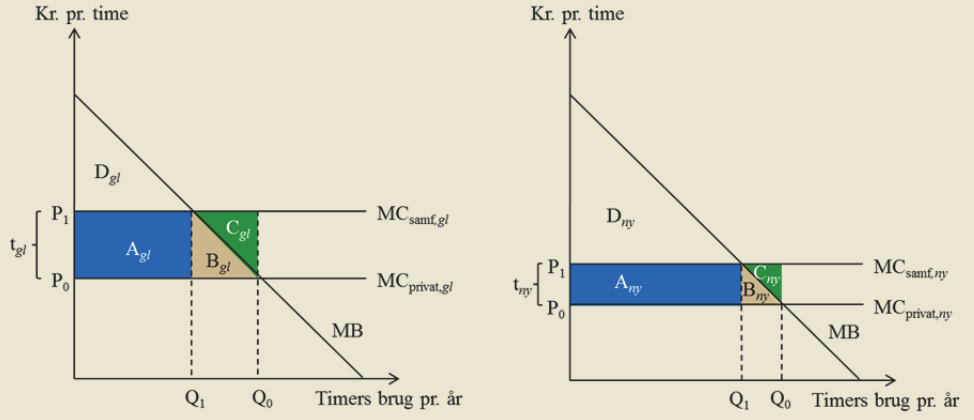
36) Enheden er på nuværende tidspunkt ikke produceret, men er grundlæggende baseret på kendt teknologi (temperaturmåling). En sammenligning af nettogevinsten ved en afgift med andre typer regulering kan imidlertid vise, om det potentielt er hensigtsmæssigt at forsøge at regulere med denne type måler.

Boks II.7 Beregning af helbredsgevinster og nyttetab

En simpel model beskriver først, hvad en forbruger vil vælge at gøre, givet de forskellige reguleringer, og derefter hvad nettogevinsten er for forbrugeren givet dennes valg, jf. tabel II.12. I det følgende skitseres, hvordan nettogevinsten pr. ovn opgøres.

Figur A viser en brugers efterspørgsel (MB-kurven) efter brugen af sin nuværende ovn opgjort i antal timer givet prisen pr. time. Hvis prisen for at fyre er P_0 kr. pr. time (afhænger af, hvor energieffektiv ovnen er) vil brugeren vælge at fyre i Q_0 timer. Nytten heraf er arealet af $D_{gl} + A_{gl} + B_{gl}$. Fyring i den pågældende brændeovn medfører helbredsomkostninger for samfundet. Det antages, at den afgift, der pålægges er sat optimalt. Dette illustreres i figur A ved, at afgiften t_{gl} er lig helbredsomkostningen for partikeludledningen pr. time. Den samlede helbredsomkostning for samfundet er dermed arealet af $A_{gl} + B_{gl} + C_{gl}$. Pålægges brugeren en afgift på t_{gl} pr. time, vil han vælge at mindske brugen til Q_1 timer. Dette mindsker både hans forbrugeroverskud (med arealet $A_{gl} + B_{gl}$), men samtidig reduceres de samfundsøkonomiske helbredsomkostninger (med $B_{gl} + C_{gl}$). Hertil kommer en indtægt for staten på arealet A_{gl}. Nettogevinsten for den regulerede brændeovn er dermed arealet af C_{gl} (fratrukket en udgift til måler og administrative omkostninger).

Figur A Gammel ovn *Figur B Ny ovn*



Anm.: Grafisk fremstilling af forbrugerens nytte og de samfundsmæssige helbredsomkostninger ved brug af hhv. en gammel og en ny brændeovn.

Boks II.7 Beregning af helbredsgevinster og nyttetab, fortsat

Det kan også være, at brugeren pga. reguleringen vælger at købe en ny ovn. Denne antages at være mere energieffektiv, og omkostningen pr. times brug (P_0) vil derfor være lavere, jf. figur B. Den nye ovn forurener også mindre, og t_{ny} er derfor også mindre end t_{gl}.

Forbud mod gamle ovne eller tilbud om skrotningspræmier lægger ikke en afgift på brugen af ovnen, men kan tvinge eller give incitament til at skifte til en nyere ovn eller helt ophøre med at have brændeovn. De samfundsøkonomiske gevinster ved reguleringen regnes efter samme princip for alle reguleringer ud fra forbrugernes efterspørgselskurver og de private samt samfundsøkonomiske omkostningskurver.

Principperne og beregningerne beskrives mere detaljeret i et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Antagelser om skrotningsordning og forbud

Ved den nuværende skrotningsordning er det frivilligt, om man vil erstatte den skrottede ovn med en ny eller undvære en brændeovn fremover. Det samme antages i analysen. Det antages ligeledes, at puljen er stor nok til, at alle, som måtte ønske det, kan få tilskud til skrotning. Dette er ikke tilfældet for den nuværende skrotningsordning, hvor en afsat pulje penge uddeles efter et først-til-mølle-princip, jf. boks II.6. For et forbud mod udvalgte typer af brændeovne er det i beregningerne antaget, at dette træder i kraft med det samme, også selvom der er tale om nyere ovne. I praksis ville man nok vælge at indføre disse forbud gradvist, som det er gjort i Tyskland, jf. boks II.6.

Mange usikkerheder …

Der er store usikkerheder forbundet med disse beregninger. Blandt andet er viden om, hvor de forskellige typer af ovne er placeret, og hvor meget de anvendes, meget usikker.[37] Emissionerne pr. time er også usikkert bestemt, da betjeningen af ovnen kan have stor betydning for udledningerne. Efterspørgselskurvens hældning antages at være konstant og den samme for alle forbrugere.

… og derfor mange følsomheds-analyser

Der foretages derfor en lang række følsomhedsanalyser for at se, hvordan andre antagelser vil påvirke resultaterne. Data og antagelser bag beregningerne beskrives i boks II.8. Yderligere beskrivelse af antagelser, usikkerhed og følsomhedsanalyser kan findes i føromtalte dokumentationsnotat.

37) En nylig opgørelse for København viste færre ovne med mindre forbrug end i de nationale emissionsopgørelser, jf. Teknologisk Institut (2015). En så detaljeret opgørelse er ikke foretaget for hele landet og har derfor ikke kunnet indgå i beregningsgrundlaget, jf. Brandt mfl. (2016). Den geografiske fordeling af brændeovne vil kunne have betydning for størrelsen af gevinsterne, men vurderes ikke kvalitativt at påvirke konklusionerne i afsnittet. Der er foretaget følsomhedsanalyser på forbruget.

Boks II.8 Data og antagelser bag beregninger

I det følgende beskrives udvalgte data og antagelser, som anvendes til at estimere nettogevinsterne pr. reguleret ovn, som beskrevet i boks II.7. Dette kræver bl.a. viden om brug, geografisk fordeling af ovne samt efterspørgselskurvens form.

Antal og forbrug af ovnen

Der er på baggrund af data for de to seneste undersøgelser foretaget for Energistyrelsen (for 2011 og 2013) estimeret en fordeling af brugen af brændeovn for henholdsvis sommerhuse, huse på landet og huse i byzone, jf. Evald (2012) og Hansen (2015). Dette er opgjort i GJ og er efterfølgende omregnet til et antal timer pr. år. Den geografiske fordeling af brændeovne baseret på BBR-data er oplyst af DCE, som regner med i alt 750.000 brændeovne i Danmark.

Efterspørgselskurven

Hældningen på efterspørgselskurven er beregnet til -0,005 (kr. pr. time) og antages at være konstant for alle brugere uanset forbrug. Hældningen er baseret på et norsk empirisk studie af husholdningers efterspørgsel efter forskellig form for energi, jf. Halvorsen mfl. (2010). Placeringen af efterspørgselskurven afhænger af forbrugerens initiale forbrug, Q_0. Hvis der skiftes til en ny ovn, antages det, at MB-kurven forbliver på samme sted, da det antages, at nytten af en times brug af ovnen er den samme for en ny som for en gammel ovn.

Årligt administrationsgebyr

Ved afgifter pålægges brugeren et fast årligt administrationsgebyr, som dækker de annuiserede omkostninger til investering, installation og vedligeholdelse af den måler, som registrerer, hvor meget ovnen bruges samt en række udgifter til administrationen af at opkræve de differentierede afgifter. Størrelsen på dette årlige gebyr er sat til 500 kr., men er behæftet med væsentlig usikkerhed. De 500 kr. er bl.a. sat ud fra oplysninger om forventede investeringsomkostninger og levetid for måleren samt en formodning om, at de administrative omkostninger ved afgiften vil være højere end ved opkrævning af el-afgifter baseret på fjernaflæste elmålere, jf. dokumentationsnotat.

Udgifter til ny brændeovn

Investeringen i en ny brændeovn er opgjort til 640 kr. pr. år ved at annuisere en initialinvestering på 10.000 kr. henover en forventet levetid på 25 år. De 10.000 kr. er den gennemsnitlige pris på en ny brændeovn i dag oplyst af Foreningen af Danske Leverandører af Pejse og Brændeovne (DAPO).

Boks II.8 Data og antagelser bag beregninger, fortsat

Andre data

Skrotningspræmien er sat til 2.000 kr. svarende til nuværende sats til ovne fra før 1990 (ekskl. 150 kr. til at betale skorstensfejeren for at lave en attest på, at den er skrottet). Denne præmie er annuiseret ud over fem år, som en brændeovn fra 1990 ca. har tilbage, hvis det antages, at denne bliver 30 år. Der regnes med et skatteforvridningstab på 20 pct., som angivet i Finansministeriet (1999).

Overblik over centrale parametre i analysen

I tabel A vises størrelsen på de herover beskrevne parametre samt spændet for de helbredsomkostninger som den differentierede afgift afspejler.

Tabel A Estimerede centrale parametre i analysen

Beskrivelse	**Størrelse**	**Bemærkning**
	--- Kr. pr. time ---	
Helbredsomkostninger	1 – 41	Afhænger af type brændeovn og geografisk placering
Private omkostninger	3,3 – 4,0	Kun brændeforbrug
Hældning på MB-kurve	-0,005	Placering afhænger af Q_0
	--- Timer pr. år ---	
Årligt forbrug (Q_0)	0 – 3.277	Gns. forbrug i 10 pct.fraktiler for hhv. by, land og sommerhuse
	----- Kr. pr. år -----	
Fast årligt gebyr	500	Skøn
Investering i ny ovn	640	10.000 kr. annuiseret (25 år)
Skrotningspræmie	449	2.000 kr. annuiseret (5 år)
	-------- Pct. --------	
Skatteforvridningstab	20	

Resultater af analyserne

De omfattede reguleringer i analysen

For den differentierede afgift på brugen af brændeovne og for et totalt forbud mod brændeovne, er det som udgangspunkt antaget, at pågældende regulering indføres for alle brændeovne. For et delvist forbud og for en skrotningsordning kun rettet mod de mest forurenende typer af ovne er beregningerne opdelt på regulering af ovne fra før 1990, ovne fra før 2008 og ovne fra før 2015, som ikke lever op til de krav om partikeludledning, der stilles til svanemærkede ovne i perioden frem til 2015. Der er også regnet på forbud mod svanemærkede ovne fra før 2015, men gevinsterne herved er små og i nogle tilfælde negative.

Nettogevinst pr. brændeovn

Beregningerne er foretaget ved først at opgøre nettogevinsten pr. brændeovn afhængig af f.eks. typen af brændeovn (fire kategorier), intervaller af brug af ovnen (ti kategorier) og geografisk placering (24 kategorier). Effekten af forskellige reguleringer afhænger bl.a. af geografisk placering, og hvor meget ovnen benyttes. Dette er nærmere beskrevet i boks II.9.

Boks II.9 Eksempler på gevinst pr. brændeovn ved regulering

For at illustrere hvordan hovedresultaterne fremkommer, gennemgås her et par udvalgte eksempler på delresultater i form af nettogevinster pr. reguleret ovn, som vises i tabel A. Tabellen viser desuden forbrugerens forventede valg givet de forskellige reguleringer (angivet i parentes).

Tabel A Eksempler på samfundsøkonomiske gevinster pr. brændeovn

	Forbrug	**Afgift**		**Delvist forbud[a)]**		**Skrotning**	
København	Timer pr. år	----------		1.000 kr. pr. år		----------	
Før 1990	1.000	38,5	(Ophører)	33,4	(Ny)	33,3	(Ny ovn)
1990-2008	1.000	27,1	(Ophører)	22,1	(Ny)	22,0	(Ny ovn)
2008-15	1.000	16,7	(Ophører)	11,7	(Ny)	0,0	(Beholder)
Svane 2008-15	1.000	5,0	(Ophører)	0,1	(Ny)	0,0	(Beholder)
Før 1990	100	4,1	(Ophører)	4,1	(Ophører)	4,0	(Ophører)
1990-2008	100	2,9	(Ophører)	2,9	(Ophører)	2,9	(Ophører)
2008-15	100	1,9	(Ophører)	1,9	(Ophører)	1,8	(Ophører)
Svane 2008-15	100	0,7	(Ophører)	0,7	(Ophører)	0,6	(Ophører)
Bornholm							
Før 1990	1.000	3,9	(Ny ovn)	4,2	(Ny)	4,1	(Ny ovn)
1990-2008	1.000	2,4	(Ny ovn)	2,7	(Ny)	2,6	(Ny ovn)
2008-15	1.000	0,6	(Ny ovn)	0,9	(Ny)	0,0	(Beholder)
Svane 2008-15	1.000	-0,3	(Beholder)	-0,6	(Ny)	0,0	(Beholder)
Før 1990	100	0,5	(Ophører)	0,5	(Ophører)	0,4	(Ophører)
1990-2008	100	0,4	(Ophører)	0,4	(Ophører)	0,3	(Ophører)
2008-15	100	0,2	(Ophører)	0,2	(Ophører)	0,1	(Ophører)
Svane 2008-15	100	0,1	(Ophører)	0,1	(Ophører)	0,0	(Ophører)

a) Beregningerne her gælder for et forbud mod den pågældende ovntype, men ikke mod en ny svanemærket ovn (fra 2015 og frem).

Anm.: Tabellen viser eksempler på forbrugerens valg og de samfundsøkonomiske gevinster ved forskellig regulering, forskellige ovne, forskellig placering samt forskelligt forbrugsmønster. Placeringen er i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), der hvor befolkningstætheden er over 3.000 indbyggere pr. km^2 og på Bornholm, der hvor befolkningstætheden er under 100 indbyggere pr. km^2. Valgene forbrugeren kan tage er enten at beholde ovnen, købe en ny eller helt ophøre med at have brændeovn.

Kilde: Egne beregninger.

Boks II.9 Eksempler på gevinst pr. brændeovn ved regulering, fortsat

Resultaterne i tabel A illustrerer, at gevinsten ved at regulere stiger med alderen på ovnen, befolkningstætheden og hvor meget ovnen bruges. Gevinsten ved at regulere kan være helt op til knap 40.000 kr. for en gammel ovn, der bruges meget i det tættest befolkede område i Danmark. Samtidig kan gevinsten ved at regulere også blive negativ, hvis man regulerer en svanemærket ovn, der bruges meget, men hvor der bor meget få mennesker i nærheden.

Resultaterne viser også, at reguleringsformen betyder noget for brugerens valg, når forbruget er højt og derfor også for reguleringsgevinsten, mens forbrugere med et (meget) lavt forbrug i analysen, med de givne antagelser, vil vælge at ophøre med at have brændeovn uanset reguleringsform, ovntype og placering.

Af tabel A ses det, hvordan gevinsterne varierer ved regulering af ovne, som bruges meget. Forbydes en gammel ovn fra før 1990, som bruges 1.000 timer om året, vil brugeren i beregningerne vælge at købe en ny, da det giver ham stor nytte at bruge sin ovn. Tilbydes han i stedet en skrotningspræmie, vil han også vælge at købe en ny, da værdien af skrotningspræmien plus værdien af en ovn, der udnytter energien i brændet bedre, overstiger omkostningerne ved at købe en ny. Bor ejeren i København og pålægges en afgift, vil han med de givne antagelser vælge at skrotte ovnen uden at købe en ny, da afgifterne på den nye ovn, det årlige administrationsgebyr samt investeringsomkostningerne overstiger nyttegevinsten ved en ny ovn. Da han ophører med at have brændeovn opnås endnu større reduktioner i helbredsomkostninger, og den samfundsøkonomiske gevinst er således endnu større trods tabet af forbrugeroverskuddet. Boede han i stedet på landet på Bornholm ville afgiften på den nye ovn være tilstrækkelig lille til, at det kunne betale sig for brugeren at investere i en ny ovn.

Gevinster på 1-3 mia. kr. pr. år

De totale samfundsøkonomiske gevinster ved at regulere brændeovne i Danmark er beregnet til mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år, alt efter hvilken regulering der vælges, og hvor omfattende den er, jf. tabel II.14.

Tabel II.14 Totale samfundsøkonomiske gevinster

	Ovntyper	Hele landet	Kun byer
		------- Mia. kr. pr. år	-------
Afgifter	Alle	3,1	2,4
Forbud, delvist	Før 1990	1,1	0,8
Forbud, delvist	Før 2008	2,5	1,9
Forbud, delvist	Ikke-svane	2,8	2,1
Totalt forbud	Alle	1,9	1,8
Skrotning	Før 1990	1,0	0,8
Skrotning	Før 2008	2,4	1,8

Anm.: 2013-priser. "Kun byer" betyder, at reguleringen kun indføres i byer, her beregnet som de områdekategorier, med en befolkningstæthed over 100 indbyggere pr. km^2. Det omfatter 61 pct. af de ovne, som indgår i analysen.

Kilde: Egne beregninger baseret på Brandt mfl. (2016), data fra Energistyrelsen mv. jf. boks II.8.

Afgifter eller delvist forbud giver højeste gevinster

De højeste gevinster fås ved enten at indføre den differentierede afgift på alle brændeovne eller ved et delvist forbud mod alle brændeovne, som ikke lever op til svanemærkekravene fra perioden før 2015. Hovedparten af gevinsterne ved den sidste form for regulering kommer fra et delvist forbud rettet mod de to ældste typer brændeovne, mens et delvist forbud mod ikke-svanemærkede ovne fra 2008-15 ikke giver så stor en ekstra gevinst for samfundet.[38]

Skrotnings-ordning mest relevant for ovne fra før 2008

En skrotningsordning giver næsten samme samfundsøkonomiske gevinster for de to ældste brændeovnskategorier som et delvist forbud mod disse. Dette hænger sammen med, at de fleste ifølge beregningerne vil vælge at tage imod skrotningspræmien i disse to kategorier. I den tredje kategori (ikke-svanemærket 2008-15) er det kun dem, som ikke bruger ovnen ret meget, som vil tage imod en skrotningspræmie og skrotte ovnen. Dette giver næsten ingen gevinst for samfundet, og den vises derfor ikke i tabellen.

38) Gevinsterne er beregnet for hver af 24 områdekategorier for alle reguleringsformerne. Resultaterne herfor kan findes i dokumentationsnotatet.

Gevinst forudsætter mange midler til skrotningspræmie

Det er en forudsætning for realisering af gevinsterne, at der afsættes meget større midler til skrotningspræmier. Der er i den eksisterende skrotningsordning afsat 45 mio. kr. til skrotning af ca. 21.000 ovne fra før 1990. I nærværende beregninger vil alle ejere af en ovn fra før 1990 (157.500 stk.) og knap 90 pct. af dem, som ejer en ovn fra 1990-2008 (255.350 stk.), vælge at tage imod tilbuddet om en skrotningspræmie. Det er dog ikke sikkert, at så mange personer vil vælge skrotningspræmien i virkeligheden som i modellen.[39] I så fald er de potentielle gevinster ved skrotningsordningen overvurderede.

Totalt forbud giver laveste gevinst

Beregningerne tyder på, at der vil være en samfundsøkonomisk gevinst ved at forbyde alle brændeovne. Denne vil dog være noget mindre end ved de øvrige reguleringer. Dette skyldes bl.a., at også mange nye ovne forbydes ved et totalt forbud samt, at det ikke er muligt at købe en ny ovn. Da nye ovne forurener væsentligt mindre end de øvrige typer ovne, giver et forbud mod disse ikke så stor en helbredsgevinst for samfundet. Tabet for forbrugerne af de nye ovne opvejes derfor ikke af de opnåede ekstra helbredsgevinster ved dette forbud.

Næsten samme gevinster ved kun at regulere i byer

Gevinsterne ved regulering er generelt set større i byer end på landet, da befolkningstætheden her er større, og flere mennesker derfor udsættes for forureningen. Man kunne derfor overveje at målrette de forskellige reguleringer ved kun at indføre dem i byer som en form for miljøzoner. Gevinsterne ved dette for de forskellige reguleringer er ligeledes vist i tabel II.14. Det ses af tabellen, at en væsentlig del af gevinsterne ved regulering kan opnås blot ved at indføre den i byer.

39) Modellen tager således ikke højde for, at der f.eks. kan være affektionsværdi ved en gammel brændeovn eller manglende kendskab til skrotningsordningen. I analysen tages højde for, at nye ovne udnytter energien i brændet bedre og dermed er mere omkostningseffektive. Kendskabet til dette kan være begrænset i virkeligheden. Der foretages en følsomhedsanalyse, som tager højde for, at der kan være en meget højere omkostning forbundet med at udskifte sin brændeovn, hvilket resulterer i, at færre vælger at benytte ordningen.

Begrænset skrotnings-ordning bør målrettes

Reguleringerne kan i princippet målrettes endnu mere detaljeret. Dette kan måske især være relevant i forhold til delvise forbud eller en skrotningsordning, som ellers ikke tager højde for geografiske forskelle i helbredsgevinster sådan som f.eks. afgiften på brugen af brændeovne gør. I stedet for at tilbyde en skrotningspræmie til alle efter et først til mølle-princip, som man gør i dag, kunne man tilbyde den, hvor det giver den største samfundsøkonomiske gevinst pr. skrotningspræmie.

Op til 4 gange så høj gevinst ved målretning på tværs af ovntyper

Ikke overraskende vil en målretning af en skrotningsordning betyde, at denne tilbydes i de tættest befolkede områder. Den gennemsnitlige gevinst pr. ovn for en skrotningsordning, som gælder alle ovne fra før 1990 (som i dag), er på ca. 6.700 kr.[40] Gevinsten pr. skrottet ovn er op til fire gange så høj for gamle ovne i tæt befolkede områder. De mest målrettede skrotningspræmier omfatter ikke kun ovne fra før 1990 men også nyere ovne fra før 2008.

Reduktion i helbredsomkostninger og antal ovne

Afgifter reducerer antal ovne og udledninger mest

De totale helbredsomkostninger i Danmark forårsaget udelukkende af fyring i brændeovne i Danmark er opgjort til lige godt 4 mia. kr. om året på baggrund af de nye helbredsomkostninger opgjort i Brandt mfl. (2016) med nye værdier af statistisk liv og tabte leveår, jf. kapitel I. Den analyserede geografisk differentierede afgift vil reducere disse helbredsomkostninger til kun at udgøre godt en halv mia. kr. om året, jf. tabel II.15. De øvrige analyserede reguleringer (på nær totalt forbud) vil ifølge de beskrevne beregninger reducere helbredsomkostningerne til mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år. Afgifter medfører altså den største reduktion af helbredsomkostningerne, hvilket hænger sammen med, at det er den regulering, som reducerer antallet af ovne mest, når man ser bort fra et totalt forbud, jf. tabel II.15. Derudover reducerer denne regulering også forbruget af de ovne, som stadig anvendes.

40) Under antagelse om, at alle, som ønsker det, kan få del i ordningen.

Tabel II.15 Helbredsomkostninger og antal ovne

	Ovntyper	Helbreds-omkostninger	Antal ovne	Reducerede dødsfald
		Mia. kr. pr. år	1.000	pr. år
Uden regulering		4,1	750	-
Afgifter	Alle	0,6	268	337
Forbud, delvist	Før 1990	3,0	688	103
Forbud, delvist	Før 2008	1,5	574	247
Forbud, delvist	Ikke-svane	1,1	527	282
Totalt forbud	Alle	0,0	0	391
Skrotning	Før 1990	3,0	688	103
Skrotning	Før 2008	1,6	574	236

Anm.: Opgjort i 2013-priser. Tabte leveår udgør i gennemsnit 86 pct. af de totale helbredsomkostninger. Hvert dødsfald som følge af luftforurening svarer til ca. 10 tabte leveår, jf. Watkiss mfl. (2005) og Brandt mfl. (2016).

Kilde: Brandt mfl. (2016) og egne beregninger, jf. boks II.8 og dokumentationsnotat.

Regulering kan reducere dødsfald med over 300 årligt

Brugen af danske brændeovne medfører årligt knapt 400 dødsfald blandt den ældre del af den danske befolkning. Dødsfaldene svarer til ca. 4.100 tabte leveår, idet de mennesker, der rammes af sygdomme relateret til partikelforurening, i gennemsnit dør lidt over 10 år tidligere, end de ellers ville have gjort, jf. Watkiss mfl. (2005). Antallet af dødsfald vil kunne reduceres betragteligt ved indførelse af en af de tidligere omtalte typer af regulering. Eksempelvis vil den differentierede afgiftspålæggelse på brugen af brændeovne føre til en reduktion i antallet af dødsfald på 337 om året, jf. tabel II.15. Til sammenligning har trafikulykker de seneste år ført til lidt under 200 dødsfald om året, jf. Danmarks Statistik (2015a). Det skal dog bemærkes, at trafikulykker i højere grad fører til dødsfald blandt den yngre del af befolkning i forhold til luftforureningen. Derfor er et dødsfald i trafikken ofte forbundet med tab af flere leveår.

Følsomhedsanalyser

Beregningerne i ovenstående analyser er som beskrevet baseret på en lang række af data behæftet med usikkerhed samt antagelser om størrelsen på forskellige parametre. For

at teste resultaternes robusthed vises der i tabel II.16 følsomhedsanalyser på følgende parametre:[41]

- Helbredsomkostninger (kr. pr. kg $PPM_{2.5}$)
- Det årlige forbrug af brænde i dag
- Efterspørgselskurvens hældning
- Det årlige administrationsgebyr
- Investeringsomkostningen til en ny ovn

Nye værdier af VOLY og VSL ændrer ikke budskab

Helbredsgevinsterne ved regulering er opgjort på baggrund af helbredsomkostninger pr. udledt kg partikler opgjort af Brandt mfl. (2016), men opjusteret med nye værdier af statistisk liv (VSL) og tabte leveår (VOLY), jf. kapitel I. Ved anvendelse af samme værdier som i Brandt mfl. (2016) opnås lavere gevinster ved regulering, men rækkefølgen af, hvilke reguleringer, som giver den højeste gevinst, er den samme.

Risiko for højere administrations-omkostninger …

Da reguleringen med afgifter reducerer antallet af brændeovne væsentligt, jf. tabel II.15, vil der være færre brændeovnsbrugere til at bære de administrative omkostninger ved en sådan differentieret afgift. Administrationsomkostningerne vil derfor kunne risikere at blive højere end de 500 kr. pr. år pr. ovn, som der er regnet på i hovedberegningerne. Der er derfor foretaget følsomhedsanalyser på størrelsen af det årlige administrationsgebyr, som skal dække disse administrationsomkostninger. Selv hvis dette gebyr øges til 2.000 kr. pr. år, bliver de totale gevinster kun reduceret til 2,7 mia. kr. pr. år.

… giver stadig samme gevinst

De totale gevinster ved reguleringen er altså rimelige robuste overfor ændret størrelse på gebyret. Det skyldes, at det øgede gebyr gør, at flere med et relativt højt forbrug, og som betaler høje afgifter pga. beliggenhed, vil vælge at ophøre med at have brændeovn frem for at købe ny. Det giver næsten samme samfundsøkonomiske gevinst, da helbredsgevinsterne ved afgifterne er særligt høje der og derfor i stor grad opvejer tabet i forbrugeroverskud.

41) Yderligere følsomhedsanalyser på f.eks. helbredsomkostninger og efterspørgselskurvens form findes i dokumentationsnotat.

Tabel II.16 Følsomhedsanalyser på analyser af regulering af brændeovne

	Ovntyper	Hoved-resultater	Lavere helbreds-omkostninger[a)]	Lavere forbrug[b)]	Halveret hældning[c)]	Fordoblet hældning[c)]	Årligt adm. gebyr 2.000 kr.[d)]	Ny ovn = 20.000 kr.[e)]
		Mia. kr. pr. år						
Afgifter	Alle	3,1***	2,2***	1,9***	3,3***	2,9***	2,7**	3,0***
Forbud, nogen	Før 1990	1,1	0,8	0,6	1,1	1,1	1,1	1,0
Forbud, nogen	Før 2008	2,5*	1,8*	1,5	2,5	2,5*	2,5*	2,4*
Forbud, nogen	Ikke-svane	2,8**	2,0**	1,7**	2,9*	2,8**	2,8***	2,7**
Totalt forbud	Alle	1,9	0,8	1,6*	3,0**	-0,3	1,9	1,9
Skrotning	Før 1990	1,1	0,8	0,6	1,1	1,1	1,1	0,6
Skrotning	Før 2008	2,4	1,7	1,3	2,5	2,3	2,4	0,8

a) Helbredsomkostninger beregnet med samme værdier af statistisk liv (VSL) og tabte leveår (VOLY) som i Brandt mfl. (2016).
b) Forbrug opgjort på baggrund af data fra Energistyrelsen er i hovedberegningen nedsat med 15 pct. og i denne følsomhedsanalyse i stedet med 50 pct.
c) Følsomhedsanalyse på efterspørgselskurvens hældning.
d) Gebyret, som skal dække de administrative omkostninger ved en differentieret afgift, og som antages at blive betalt af brændeovnsbrugeren, er i hovedberegningerne sat til 500 kr. pr. år. Der er i dokumentationsnotatet også foretaget følsomhedsanalyser, hvor det er 250 kr. og 1.000 kr.
e) I hovedberegningerne antages en ny ovn at koste 10.000 kr.
Anm.: ***, ** og * viser hhv. den mest, næstmest og tredje mest rentable reguleringsform i hovedanalysen samt i de væsentligste følsomhedsanalyser. Se øvrige følsomhedsanalyser i dokumentationsnotatet.
Kilde: Brandt mfl. (2016) og egne beregninger, jf. boks II.8 og dokumentationsnotat.

Investerings-omkostning vigtig for skrotnings-ordning

En følsomhedsanalyse på investeringsomkostningen er foretaget for bl.a. at afspejle, at en brændeovn sagtens kan koste mere, samt at der særligt ved udskiftning af ældre brændeovne kan vise sig et behov for også at investere i en forbedring af skorstenen. I princippet burde også den tid, som brændeovnsejeren bruger i forbindelse med udskiftningen, indgå i beregningerne. En højere investeringsomkostning får naturligvis færre ejere til at vælge at købe en ny ovn. Dette har særligt betydning for skrotningsordningen, som giver en langt mindre samfundsøkonomisk gevinst, hvorimod de øvrige analyserede reguleringsformer ikke påvirkes meget.

Resultater robuste overfor følsomheds-analyser

Ovenstående eksempler og øvrige følsomhedsanalyser i tabel II.16 viser, at konklusionerne er nogenlunde robuste. De differentierede afgifter giver i næsten alle følsomhedsanalyser den største samfundsøkonomiske gevinst. Tæt på samme gevinst giver et forbud mod ovne, som ikke lever op til svanemærket fra før 2015, efterfulgt af forbud mod alle ovne fra før 2008. Skrotningsordninger giver lidt eller meget lavere gevinster.

Lavere og usikker gevinst ved totalt forbud

Et totalt forbud giver i de fleste følsomhedsanalyser en af de laveste gevinster for samfundet. Generelt er et totalt forbud den reguleringsform, hvor de samfundsøkonomiske gevinster ændrer sig mest med følsomhedsanalyserne. Gevinsten ved et totalt forbud er derfor usikker.

Gevinster på lang sigt

Årlige gevinster vil blive mindre med tiden

I alle ovenstående beregninger, er der i princippet kun beregnet effekten og gevinsten for det første år. Efterhånden som de eksisterende ovne ville være blevet udskiftet uden reguleringen vil den årlige samfundsøkonomiske gevinst blive mindre. Dette skyldes, at udledningerne også uden regulering ville falde som følge af, at de nye ovne udleder færre partikler end de gamle. Da brændeovne generelt har en lang levetid, vil der dog være en gevinst ved regulering i en lang årrække.

Positiv gevinst også på lang sigt for afgifter

For afgifterne vil der også være en gevinst på lang sigt, da der bliver ved med at være afgifter på brugen af brændeovne svarende til deres skadesomkostninger, hvilket igen

betyder, at man vil nedsætte sit forbrug og dermed sine udledninger. Gevinsten er estimeret til 0,2 mia. kr. pr. år. Afgifter giver derudover et incitament til at udvikle endnu mindre forurenende brændeovne.

Negative gevinster ved totalt forbud

Ved et totalt forbud har man forhindret, at man kan købe en ny ovn også i fremtiden. Det giver et tab for dem, som ville have udskiftet deres ovn til en ny, når den gamle var afskrevet (uden regulering), som i mange tilfælde ikke opvejes af helbredsgevinsterne ved at forbyde de nye ovne. Det vurderes, at dette tab kan være på omkring 1 mia. kr. pr. år.

Sammenfatning

Fire typer regulering analyseret

Der er i dette afsnit analyseret fire forskellige reguleringer: 1) en afgift, som er lagt på brugen af ovnen og som er differentieret efter, hvor gammel ovnen er, og hvor den geografisk er placeret, 2) et forbud mod de mest forurenende ovne, 3) et totalt forbud mod brændeovne og 4) en skrotningsordning svarende til den, som er indført i slutningen af år 2015.

Gevinst på 1-3 mia. kr. pr. år

Analyserne viser, at det generelt godt kan betale sig at regulere udledningerne fra brændeovne, og at den samfundsøkonomiske gevinst herved vil ligge mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år, alt efter hvilken regulering der anvendes. Dette afspejler, at der reddes 100-400 liv om året afhængig af den valgte regulering.

Afgifter eller delvist forbud er bedst

Både i hovedanalysen og i de fleste følsomhedsanalyser er det generelt differentierede afgifter, som giver den største samfundsøkonomiske gevinst. Tæt på samme gevinst giver et forbud mod alle ovne, som ikke lever op til svanemærkets krav fra før 2015. En skrotningsordning giver lidt lavere gevinster, men i en enkelt af følsomhedsanalyserne er gevinsten meget lille i forhold til de øvrige reguleringer. Hvis de administrative omkostninger ved en afgift er væsentligt større end antaget her, vil et forbud mod ikke-svanemærkede ovne fra før 2015 (eller tilsvarende) være bedre end afgifter.

Totalt forbud næppe en god idé

Et totalt forbud giver i de fleste følsomhedsanalyser en positiv gevinst for samfundet, men har generelt en lav gevinst i

forhold til andre reguleringsformer. Et totalt forbud er den reguleringsform, hvor de samfundsøkonomiske gevinster ændrer sig mest med følsomhedsanalyserne. Ser man på lang sigt, giver et totalt forbud i beregningerne et stort tab på godt 1 mia. kr. pr. år, imens de øvrige reguleringer giver en lille eller ingen gevinst på lang sigt (men ikke noget tab).

Målret regulering uanset reguleringsform

Analyserne viser desuden, at størstedelen af gevinsterne ved regulering kommer fra regulering i byer og ved f.eks. en skrotningsordning, kan det betale sig at målrette denne til særlige tætbefolkede områder og udvalgte typer af brændeovne. Dette kan ses som en form for miljøzoner for brændeovne.

II.8 Sammenfatning og anbefalinger

Luftforurening har effekter på mennesker og natur

Mennesker eksponeres dagligt for luftforurening. På kort sigt kan det føre til bl.a. astma og bronkitis og på lang sigt resultere i eksempelvis hjerte-kar-sygdomme og lungekræft. Luftforurening er derfor forbundet med store helbredsrelaterede omkostninger. Luftforurening har udover helbredseffekter også væsentlige konsekvenser for natur og biodiversitet.

Store grænseoverskridende effekter

Luftforureningen er grænseoverskridende, og luftforurening fra udlandet tegner sig for over 80 pct. af de samlede danske helbredsomkostninger fra luftforurening. Tilsvarende er luftforurening fra danske kilder årsag til større helbredsomkostninger i udlandet end i Danmark. Således fører luftforurening fra Danmark til helbredsomkostninger på omkring 31 mia. kr. pr. år i udlandet. De årlige helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening i Danmark beløber sig til godt 39 mia. kr., hvoraf udledninger fra danske kilder udgør ca. 7 mia. kr.

Brændeovne bør reguleres mere

De væsentligste danske kilder til helbredsomkostninger i Danmark er individuel boligopvarmning, landbrug og trafik. Kapitlets analyse af de største danske emissionssektorer peger på, at der er behov for yderligere regulering af den individuelle boligopvarmning, hvor størstedelen af helbredseffekterne kommer fra brændeovne. Forskellige former for regulering af brændeovne er derfor analyseret i

kapitlet med henblik på at afgøre hvilken regulering, der vil medføre de største samfundsøkonomiske gevinster.

Følgende hovedkonklusioner og anbefalinger kan drages af kapitlet:

- Internationale aftaler om luftforurening er nødvendige og ser overordnet ud til at være en succes. Der er dog fortsat plads til forbedring
- Danmark bør derfor arbejde for mere ambitiøse aftaler og en mere omkostningseffektiv fordeling af indsatsen mellem EU-landene
- Afgifter på svovl (SO_2) og muligvis NO_X bør øges og differentieres efter geografisk udledning
- Brugen af brændeovne bør reguleres ved enten en differentieret afgift på brugen af brændeovn eller forbud mod ældre brændeovne

International regulering

EU-regulering har reduceret luftforurening

Luftforureningens negative eksternaliteter og grænseoverskridende effekter medfører et behov for et forpligtende internationalt samarbejde for at nedbringe luftforureningen effektivt. I regi af FN og EU er der gennem de seneste 35 år aftalt reduktioner af de enkelte landes udledninger, hvilket har været afgørende for, at luftforureningen i Europa er nedbragt betydeligt.

Internationalt aftalesystem en overordnet succes

Det internationale aftalesystem på luftforureningsområdet ser overordnet ud til at være en succes, da det i vid udstrækning er forsøgt at tage hensyn til en omkostningseffektiv fastsættelse og fordeling af reduktionskrav. Derfor vil et hensyn til danske udledningers effekter i udlandet ikke umiddelbart kunne begrunde, at Danmark reducerer mere end de internationalt pålagte reduktionskrav.

Danmark bør arbejde for mere ambitiøse aftaler om reduceret luftforurening

Luftforurening leder dog fortsat til omfattende skadeseffekter på både helbred og natur. Udenlandske undersøgelser tyder på, at de aftalte reduktioner af luftforureningen i EU er lidt mindre end de burde være ud fra en vurdering af helbredsgevinster i forhold til omkostningerne ved at reducere luftforureningen. Dette taler for, at der kunne opnås endnu

større samfundsøkonomiske gevinster ved at sænke luftforureningen i Europa yderligere. Danmark bør derfor arbejde for, at der indgås endnu mere ambitiøse aftaler om at reducere luftforureningen i EU.

Eventuel kompensation bør være af økonomisk art

Den internationale regulering medfører nettogevinster for alle lande. Det ser ud til, at kravene til de mindre velstående lande lempes mere i de endelige aftaler end for de øvrige lande. Det gør det dyrere at nå de samme miljømål. Hvis kompensation til de økonomisk hårdest ramte lande er ønskeligt, bør den i stedet være af økonomisk art frem for at man lemper på udledningskravene. Dette vil give den største samfundsøkonomiske gevinst på tværs af Europa.

Regulering i Danmark

Dansk regulering anvender forskellige virkemidler

Som følge af såvel international som dansk regulering har Danmarks udledninger generelt været faldende siden 1990. Reguleringen i Danmark skal bl.a. medvirke til at opfylde de internationalt fastsatte krav. De danske NO_X- og svovlafgifter er således til dels fastsat for at medvirke til opfyldelse af de nationale udledningslofter.

Forhold omkring afgiftsanvendelse i Danmark

Anvendelse af afgifter er ofte et omkostningseffektivt virkemiddel, men omkostningseffektiviteten kompliceres dog af en række forhold. Der skal således både tages hensyn til danske skadesomkostninger ved luftforurening samt udledningslofter og anden regulering pålagt af EU. Endvidere kan luftforurening have både helt lokale gener og mere regionale effekter indenfor landets grænser.

Afgifter bør mindst afspejle danske skadesomkostninger

Afgifter bør principielt mindst svare til de marginale eksterne skadesomkostninger ved udledningen af stofferne, uanset hvor de rammer. Imidlertid er de skader, som danske udledninger giver anledning til i udlandet, reguleret via internationale aftaler, som overordnet er reguleret meget godt. Givet denne internationale ramme bør afgifterne som udgangspunkt sættes, så de afspejler de nationale skader ved dansk udledning. Dertil bør lægges en ekstra afgift, hvis det er nødvendigt for at overholde den internationale forpligtelse.

NO_X-afgiften nedsættes for meget

Det er vedtaget, at den nuværende afgift på NO_X nedsættes væsentligt i medio 2016. Den kommende sænkning af NO_X-afgiften medfører, at afgiften overordnet set er en smule lavere end de beregnede helbredsomkostninger fra de enkelte sektorer. Sænkningen er desuden forbundet med en risiko for, at udledningsloftet for NO_X overskrides i 2020. Disse to forhold taler for at afgiften bliver nedsat for meget.

Afgiften på svovl bør øges

Den nuværende afgift på svovl er generelt betydeligt lavere end de enkelte sektorers helbredsomkostninger i Danmark som følge af svovludledninger. Den nuværende afgift bør derfor øges fra de nuværende 11 kr. pr. kg til mellem 15 og 77 kr. pr. kg afhængig af, hvilken sektor udledningen stammer fra.

Afgifter kan med fordel differentieres

Der er forskel på, hvor meget skade et udledt kg af et bestemt stof medfører alt efter, hvilken sektor det kommer fra og den geografiske placering. På den baggrund kan der argumenteres for at anvende differentierede afgifter – som minimum differentieret mellem sektorer.

Afgifter bør anvendes og anden regulering afskaffes

Afgifter bør så vidt muligt pålægges udledning af stoffer i alle sektorer. Det indebærer bl.a., at afgiftsregulering af NO_X-udledning fra vejtransport bør overvejes. Samtidig bør anden eksisterende regulering afskaffes i den udstrækning, det er muligt under hensyn til EU-regler.

Afgift på partikeludledning bør undersøges

Brændeovne og vejtransport står for en betydelig del af helbredsomkostningerne ved partikeludledning. Muligheder for at afgiftsregulere udledning af partikler fra begge sektorer bør undersøges.

Regulering af brændeovne

Behov for mere regulering af brændeovne

De væsentligste danske kilder til helbredsomkostninger i Danmark er individuel boligopvarmning, landbrug og vejtransport. En analyse af reduktionsomkostninger og helbredsgevinster ved reduktioner i udledningen fra disse tre sektorer peger på, at der er behov for yderligere regulering af den individuelle boligopvarmning, hvor størstedelen af helbredseffekterne kommer fra brændeovne.

Analyse af gevinster ved regulering af brugen af brændeovne

Brændeovne står for en stor del af udledningerne af forurenende stoffer i Danmark og er kun i begrænset omfang reguleret. Der er derfor udført en analyse af reduktionsomkostninger og helbredsgevinster ved forskellige former for regulering af luftforurening fra brændeovne. Der er foretaget analyser af differentierede afgifter på brugen af brændeovne, som afspejler de afledte helbredsomkostninger. Derudover er der foretaget analyser af effekten af forbud mod ældre brændeovne, et totalt forbud mod brændeovne samt af tilskud til skrotning af brændeovne.

Nye beregninger af helbredsomkostninger

Til brug for analysen har DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet foretaget nye geografisk detaljerede opgørelser af helbredseffekterne ved udledningen af et kg fine partikler (og udvalgte andre stoffer) fra brændeovne, jf. Brandt mfl. (2016). Til opgørelsen af værdien af disse helbredseffekter er anvendt de anbefalede højere værdier for værdien af statistisk liv og værdien af leveår, som er opgjort i kapitel I.

Stor variation i afledte helbredsomkostninger

Disse nye beregninger tyder på, at helbredsomkostninger ved brugen af brændeovne er væsentlig højere end tidligere opgjort. Derudover viser de nye beregninger store geografiske forskelle i helbredsomkostningerne afhængig af, hvor udledningen sker. Udledningen ved en times fyring i en ældre brændeovn i København medfører således helbredsrelaterede omkostninger på 41 kr. Den tilsvarende omkostning på Bornholm er 5 kr. pr. times fyring og afspejler en lavere befolkningstæthed på og omkring Bornholm.

Gevinst på 1 – 3 mia. kr. pr. år ved regulering

Analysen af omkostninger og helbredsgevinster ved forskellige former for regulering af brændeovne viser, at det generelt godt kan betale sig at regulere udledningerne fra brændeovne mere, end det gøres i dag. Den samfundsøkonomiske gevinst herved er estimeret til mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år alt efter hvilken regulering, der anvendes.

Bedste regulering er differentierede afgifter på brug af ovn

De differentierede afgifter, som indgår i analysen, lægges på brugen af brændeovne. Afgifterne differentieres efter den geografiske placering samt typen af brændeovn således, at afgiften i videst muligt omfang afspejler de helbredsomkostninger, som brugen af ovnen medfører. Denne form

for regulering giver med de givne forudsætninger den største samfundsøkonomiske gevinst på omkring 3 mia. kr. pr. år blandt de analyserede former for regulering. I beregningerne er der taget højde for, at der vil være væsentlige omkostninger forbundet med at måle, om en ovn bruges.

Forbud mod ikke-svanemærkede ovne næsten lige så godt

Tæt på samme gevinst giver et forbud mod alle brændeovne, som ikke lever op til de udledningskrav, der var til svanemærkede ovne i perioden frem til 2015. Denne form for regulering vil være lettere at administrere end de differentierede afgifter. Størstedelen af gevinsten ved denne form for regulering kommer i forbindelse med et forbud mod ovne fra før 2008, mens et forbud mod ovne fra 2008-15, som ikke lever op til svanemærkets krav, kun giver en mindre ekstra gevinst. I praksis vil en sådan regulering kunne udføres som en gradvis udfasning af ældre brændeovne, som det eksempelvis gøres i Tyskland.

Totalt forbud ikke hensigtsmæssig

Et totalt forbud (også mod svanemærkede ovne) kan på kort sigt (dvs. indenfor de eksisterende brændeovnes levetid) give en positiv gevinst, som dog er mindre end for de øvrige analyserede reguleringsformer. Størrelsen på gevinsten er dog meget usikker. På lang sigt (når alle ville have udskiftet deres ovn til en ny) er der risiko for et samfundsøkonomisk tab ved et totalt forbud. Det kan således ikke anbefales at indføre et totalt forbud mod brændeovne.

Skrotningsordning mindre attraktiv

En skrotningsordning rettet mod ovne fra før 2008 giver også en samfundsøkonomisk gevinst, selv om gevinsten ikke er lige så stor som ved afgifter og forbud mod ikke-svanemærkede brændeovne fra før 2015. En følsomhedsanalyse tyder dog på, at der kan være væsentlig lavere gevinst ved en skrotningsordning.

Målret skrotningsordningen

I analyserne er det antaget, at der er afsat penge til, at alle der ønsker det, kan få del i skrotningsordningen. Det er ikke tilfældet i den gældende ordning i dag. Hvis man fortsat ønsker at bruge en skrotningsordning, kunne man få større gevinst pr. skrotningspræmie ved at målrette denne ordning. I stedet for at rette skrotningsordningen mod alle ovne fra før 1990, som det er tilfældet i dag, kunne ordningen med fordel rettes mod de steder (typisk større byer) og ovntyper,

hvor gevinsten pr. skrotningskrone er højst. Dette vil også omfatte ovne fra efter 1990.

Indfør evt. miljøzoner i byer

Den samme form for målretning kan i princippet også anvendes ved afgifter og forbud. Analyserne viser, at størstedelen af gevinsterne ved afgifter og forbud mod brændeovne fra før 2008 kommer fra regulering i byer. Man kunne derfor overveje at indføre en form for miljøzoner for brændeovne. Selvom gevinsterne ved regulering på landet er mindre end i byen, er de dog stadig positive, og regulering bør derfor i princippet dække hele landet.

Litteratur

Albæk, P. og T. Gaudino (2014): Notat om den tyske model. LEAD.

Alberini, D.E., A. Hunt og A. Markandya (2006): Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: evidence from a Three-Country Contingent Valuation Study. *Environment and Resource Economics*, 33 , s. 251-264.

Amann, M., I. Bertok, J. Borken-Kleefeld, J. Cofala, C. Heyes, L. Höglund-Isaksson, G. Kiesewetter, Z. Klimont, W. Schöpp, N. Vellinga og W. Winiwarter (2015a): Adjusted historic emission data, projections, and optimized emission reduction targets for 2030 - A comparison with COM data 2013. Part A: Results for EU-28. TSAP Report #16A. International Institute for Applied Systems Analysis IIASA.

Amann, M., I. Bertok, J. Borken-Kleefeld, J. Cofala, C. Heyes, L. Höglund-Isaksson, Z. Klimont, P. Rafaj, W. Schöpp og F. Wagner (2012): Environmental Improvements of the 2012 Revision of the Gothenburg Protocol. SIAM report 1/2012 Version 1.1. Centre for Integrated Assessment Modelling (CIAM), International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).

Amann, M., J. Borken-Kleefeld, J. Cofala, J.P. Hettelingh, C. Heyes, L. Höglund-Isaksson, M. Holland, G. Kiesewetter, Z. Klimont, P. Rafaj, M. Posch, R. Sander, W. Schöpp, F. Wagner og W. Winiwarter (2015b): The Final Policy Scenarios of the EU Clean Air Policy Package TSAP Report #11 Version 1.1a. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).

Amann, M. og F. Wagner (2014): A Flexibility Mechanism for Complying with National Emission Ceilings for Air Pollutants TSAP Report #15. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).

Andersen, M.S. (2010): *Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner*. Faglig rapport fra DMU Nr. 783. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Andersen, M.S. og J. Brandt (2014): Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Institut for Miljøvidenskab.

Andersen, M.S., L.M. Frohn, S.S. Jensen, P.B. Sørensen, O. Hertel, J. Brandt og J. Christensen (2004): *Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser*. Faglig rapport fra DMU nr. 507. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet.

Anderson, M. (2015): As the Wind Blows: The Effects of Long-Term Exposure to Air Pollution on Mortality NBER Working Paper No. 21578. National Bureau of Economic Research, Inc.

Bond, T.C., S.J. Doherty, D.W. Fahey, Forster.P.M., T. Berntsen, B.J. DeAngelo, M.G. Flanner, S. Ghan, B. Kärcher, D. Koch, S. Kinne, Y. Kondo, P.K. Quinn, M.C. Sarefim, M.G. Schultz, C. Venkataraman, H. Zhang, S.K. Guttikunda, P.K. Hopke, M.Z. Jacobson, J.W. Kaiser, Z. Klimont, U. Lohmann, J.P. Schwarz, T. Storelvmo, S.G. Warren og C.S. Zender (2013): Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118, s. 5380-5552.

Brandt, J., J.H. Christensen og S.S. Jensen (2015): *Helbredseffekter af grænseoverskridende luftforurening til og fra Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Nr. 141. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Brandt, J., S.S. Jensen, M.S. Andersen, M. Plejdrup og O.K. Nielsen (2016): *Helbredseffekter og helbredsomkostninger fra emissionssektorer i Danmar*k. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 182. Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Brandt, J., S.S. Jensen og M. Plejdrup (2013a): *Sundhedseffekter og relaterede eksterne omkostninger af luftforurening i København*. Videnskabelig rapport fra DCE Nr. 64. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Brandt, J., J.D. Silver, J.H. Christensen, M.S. Andersen, J.H. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A.B. Hansen, K.M. Hansen, G.B. Hedegaard, E. Kaas og L.M. Frohn (2011): Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. *Centre for Energy, Environment and Health Report series*.

Brandt, J., J.D. Silver, J.H. Christensen, M.S. Andersen, J.H. Bønløkke, T. Sigsgaard, T. Geels, A. Gross, A.B. Hansen, K.M. Hansen, G.B. Hedegaard, E. Kaas og L.M. Frohn (2013b): Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13, s. 7725-7746.

Council of the European Union (2015): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC - General approach, ST 15401/15 EN. General Secretariat of the Council.

Daniels, M.J., F. Dominici, J.M. Samet og S.L. Zeger (2000): Estimating Particulate Matter-Mortality Dose-Response Curves and ThresholdLevels: An Analysis of Daily Time-Series for the 20 Largest US Cities. *American Journal of Epidemiology*, 152 (5), s. 397-406.

Danmarks Statistik (2015a): Ni ud af ti ulykker registreres kun på skadestuen. *NYT fra Danmarks Statistik Nr.504*.

Danmarks Statistik (2015b): Pendling går mod Københavnsområdet. *NYT fra Danmarks Statistik Nr.304*.

De Økonomiske Råd (2013): *Økonomi og Miljø 2013*.

Dominici, F., M. Greenstone og C.R. Sunstein (2014): Paticulate Matter Matters. *Science*, 344 , s. 257-259.

Ellermann, T., R. Bossi, J. Christensen, P. Løfstrøm, C. Monies, L. Grundahl og C. Geels (2015a): *Atmosfærisk*

deposition 2013. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 119. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Ellermann, T., J. Brandt, O. Hertel, S. Loft, Z.J. Andersen, O. Raaschou-Nielsen, J. Bønløkke og C. Sigsgaard (2014): *Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Nr. 96. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Ellermann, T., J.K. Nøjgaard, C. Nordstrøm, J. Brandt, J. Christensen, M. Ketzel, A. Massling og S.S. Jensen (2015b): *The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2014*. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy 162.

Europa-Kommissionen (2013a): Commission Staff Working Document Impact Assessment. SWD(2013) 531 final. Europa-Kommissionen.

Europa-Kommissionen (2013b): Europa-Parlamentets og Rådets direktiv om nedbringelse af nationale emissioner af visse luftforurenende stoffer og om ændring af direktiv 2003/35/EF.

European Environment Agency (2013): Status of black carbon monitoring in ambient air in Europe. European Environment Agency (EEA).

Evald, A. (2012): Brændeforbrug i Danmark 2011 Energistyrelsen. FORCE Technology, Afdeling for Biomasse & Affald.

Finansministeriet (1999): Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger.

Foreningen af Danske Leverandører af Pejse og Brændeovne, Det Økologiske Råd, Astma-Allergi Danmark og Skorstensfejerlauget af 11.februar 1778 (2014): *Fælles udspil om brændefyring. Mulige indsatser til reduktion af partikeludledning og gener fra brændefyring*.

Gaudino, T. og P. Albæk (2014): Notat om Malmø-ordningen. LEAD.

Halvorsen, B., B. Larsen og R. Nesbakken (2010): Is There a Win-Win Situation in Household Energy Policy? *Environmental and Resource Economics*, 45 (4), s. 445-457.

Hansen, J., M.H. Mikkelsen, R. Albrektsen, A. Dubgaard og B.H. Jacobsen (2015): Scenarier for ammoniakemissionen fra Danmark i 2020 og 2030: emissioner og omkostninger. IFRO Rapport Nr. 230. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Hansen, M.T. (2015): Brændeforbrug i Danmark 2013. Energistyrelsen. Force Technology, Termisk Energi og Strømningsmekanik.

Hertel, O., T. Ellerman, O.K. Nielsen og S.S. Jensen (2015): *Clean Air in Denmark - Dedicated efforts since 1970 - Challenges, Solutions and Results*. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy - in cooperation with the Danish Ministry of Environment's Environmental Protection Agency & State of Green.

Hoek, G., R.M. Krishnan, R. Beelen, A. Peters, B. Ostro, B. Brunekreef og J.D. Kaufman (2013): Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environmental Health*, 12 .

Holland, M. (2014): Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package TSAP Report #11, Version 2a. Ecometrics Research and Consulting (EMRC).

Jensen, S.S. og M. Ketzel (2009): NO_2 virkemiddelkatalog - virkemidler til begrænsning af overskridelser af NO_2 grænseværdien for luftkvalitet i større byer. Miljøprojekt Nr. 1268. Miljøstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser.

Jensen, S.S., M. Ketzel, J.K. Nøjgaard og T. Becker (2011): *Hvad er effekten af miljøzoner for luftkvaliteten*? Faglig rapport fra DMU nr. 830. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Nielsen, O.K., J.B. Illerup, K. Kindbom, K. Saarinen, K. Aasested, B. Hallsdottir, M. Winther, Å. Sjodin, K. Makela og J. Mikkola-Pusa (2010): *Review, Improvement and Harmonisation of the Nordic Particulate Matter Air Emissions Inventories*, Teknisk rapport nr. 809. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Århus Universitet.

Nielsen, O.K., M. Plejdrup, K. Hjelgaard, M. Nielsen, M. Winther, M.H. Mikkelsen, R. Albrektsen, P. Fauser, L. Hoffmann og S. Gyldenkærne (2013): *Projection of SO2, NOx, NMVOC, NH3 and particle emissions - 2012-2035*. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy 81. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Pope, C.A., R.T. Burnet, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, K. Ito og G.D. Thurston (2002): Lung Cancer, Cardiopilmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *The Journal of the American Medical Association*, 287 (9), s. 1132-1141.

Skatteministeriet (2015): Forslag til Lov om ændring af lov om afgift af kvælstofoxider og forskellige andre love. Skatteministeriet.

Teknologisk Institut (2015): Undersøgelse om brug af brændeovne i København. Udarbejdet for Københavns Kommune.

Watkiss, P., S. Pye og M. Holland (2005): CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. *Service Contract for* Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme.

WHO (2015): Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth. WHO Regional Office for Europe.