

# Brændeovne og små kedler

## - partikelemissioner og reduktionstiltag

Jytte Boll Illerup,  
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet  
Thomas Capral Henriksen,  
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet  
Thomas Lundhede,  
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet  
Christina van Breugel,  
Miljøstyrelsen, Miljøministeriet  
Nadia Zøllner Jensen,  
Miljøstyrelsen, Miljøministeriet

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b>	<b>6</b>
TRÆFORBRUG OG EMISSIONER	6
EMISSIONSSCENARIER	7
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>9</b>
WOOD CONSUMPTION AND EMISSIONS	9
EMISSIONS SCENARIOS	10
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>12</b>
1.1 UDLEDNING AF PARTIKLER FRA BRÆNDEFYRING	12
1.2 REGULERING AF BRÆNDEFYRING OG UDVIKLINGSSCENARIER	13
1.3 RAPPORTENS STRUKTUR	13
<b>2 OPGØRELSE AF PARTIKLER FRA HUSHOLDNINGERS BRÆNDEFYRING</b>	<b>15</b>
2.1 KORTLÆGNING AF BRÆNDEFORBRUG OG TEKNOLOGIER I DANMARK	15
2.2 EMISSIONSFAKTORER	18
2.3 EMISSIONER	19
2.4 DELKONKLUSION	20
<b>3 NYE TEKNOLOGIER OG DERES OMKOSTNINGER</b>	<b>22</b>
3.1 MODERNE BRÆNDEOVNE/TERTIÆR LUFT	22
3.2 TRÆPILLEOVN	23
3.3 MASSEOVNE	23
3.4 ELEKTROSTATISK FILTER	24
3.5 EFTERBRÆNDINGSINDSATS I GAMMEL OVN	25
3.6 AUTOMATISK FYREDE TRÆPILLEKEDLER	26
3.7 MANUELT FYREDE BRÆNDEKEDLER MED AKKUMULERINGSTANKE	26
3.8 OVERSIGT OVER TEKNOLOGIER	27
<b>4 REDUKTIONSSCENARIER</b>	<b>29</b>
4.1 BASISSCENARIET	29
4.2 BEKENDTGØRELSESSCENARIET	30
4.3 FILTERSCENARIET OG FILTERZONESCENARIET	31
4.4 PRISER ANVENDT I SCENARIERNE	31
<b>5 SAMMENLIGNING AF SCENARIERNE</b>	<b>33</b>
5.1 UDVIKLING I EMISSIONER FOR SCENARIERNE	33
5.2 VELFÆRDSØKONOMISK ANALYSE	35
5.3 FØLSOMHEDSANALYSE	40
5.4 SAMMENFATNING	42
<b>6 DISKUSSION OG KONKLUSION</b>	<b>43</b>
6.1 TRÆFORBRUG OG EMISSIONER	43
6.2 EMISSIONSSCENARIER	43
6.3 VELFÆRDSØKONOMISK ANALYSE	44
<b>7 REFERENCER</b>	<b>45</b>



# Forord

Denne rapport indeholder en opgørelse af, hvilke teknologier der i dag anvendes til opvarmning med træ i private husholdninger samt emissionerne fra disse anlæg. Desuden er mulige emissionsreduktioner og velfærdsøkonomiske og forbrugerbårne økonomiske omkostninger ved forskellige tiltag estimeret.

Projektet er udført i samarbejde mellem Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Afdeling for Systemanalyse og Miljøstyrelsen (MST). DMU har udarbejdet emissionsopgørelser og -scenarier og MST har estimeret de velfærdsøkonomiske omkostninger og gevinster for forskellige reduktionstiltag.

Projektets styregruppe har bestået af Rasmus Lassen (formand, MST), Christian Lange Fogh (MST), Christina van Breugel (MST), Jytte Boll Illerup (projektleder, DMU), Lars Nikolaisen (Teknologisk Institut).

# Sammenfatning og konklusioner

Forureningen fra fyring med træ i private hjem og de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser heraf afgøres i praksis af et kompliceret samspil mellem en række faktorer, herunder fyringsadfærd, anvendt brændsel, fyringsanlæg og skorsten samt placeringen af skorstenen i forhold til omgivelserne.

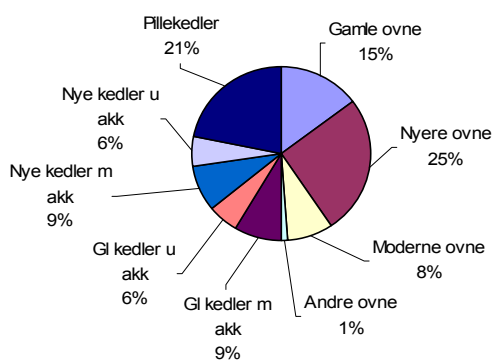
I denne rapport er kortlagt, hvilke teknologier der i dag anvendes til opvarmning med træ i private husholdninger, hvordan disse teknologier bidrager til partikelemissionen samt hvilke teknologier, der potentielt kan nedbringe emissionerne af partikler (PM) fra forbrænding af træ i husholdninger i Danmark. Desuden er de mulige emissionsreduktioner og forbrugerbårne økonomiske omkostninger ved forskellige tiltag estimeret.

Rapporten beskæftiger sig ikke med mulige tiltag til forbedring af fyringsadfærd, brændselskvalitet og skorstenene.

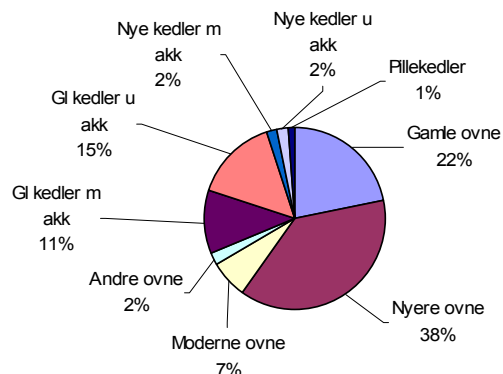
## Træforbrug og emissioner

Der er udarbejdet en opdateret opgørelse af de danske partikelemissioner. Opgørelsens bestandstal er baseret på resultaterne af Teknologisk Instituts undersøgelse af forbrugsmønstret for brændefyring i gamle og nye brændeovne og – kedler i 2005 samt ForceTechnology og Teknologisk Instituts undersøgelse af brændeforbrug i Danmark i 2006. De anvendte emissionsfaktorerne er baseret på emissionsfaktorer beregnet af DMU samt emissionsmålinger af CO og NMVOC på brændekedler foretaget af Teknologisk Institut.

På landsplan viser beregningerne, at langt de fleste anlæg er brændeovne, og at de udgør 86 % af det totale antal anlæg på godt 600.000. Træforbruget pr. anlæg pr. år er dog langt større for kedler end for ovne, og ca. 50 % af brændslet omregnet til energienheder er estimeret til at blive brugt i kedler. Som illustreret i figur 0.1, der viser træforbruget fordelt på anlægstyper, udgør forbrugene på brændekedler og træpillekedler henholdsvis ca. 30 % og 20 %.



Figur 0.1 Træforbrug fordelt på anlægstyper.



Figur 0.2 PM<sub>2.5</sub> emissioner fordelt på anlægstyper.

Emissionsfaktorer for gamle brændeovne og- kedler er generelt højere end for nye anlæg. Specielt er antaget høje emissionsfaktorer for gamle brænde kedler. De laveste emissionsfaktorer er estimeret for træpillekedler, hvilket betyder at emissionerne for denne anlægstype kun udgør 1 % af de totale PM<sub>2,5</sub> emissioner fra træfyrede anlæg i husholdninger (Figur 0.2). Knap 90 % af emissionerne stammer fra anlægstyper med høje emissionsfaktorer, og der er derfor et stort potentiale for at reducere emissionerne ved udskiftning til anlægstyper med en mere effektiv forbrænding, f.eks. nye kedler med akkumuleringstanke, automatisk indfyrede ovne og kedler samt moderne brændeovne og masseovne. Som nævnt ovenfor omfatter denne rapport kun teknologiske reduktionsmuligheder men der er også et stort reduktionspotentiale i oplysningskampagne om korrekt anvendelse af brændeovne og kedler, da målinger har vist at der kan opnås meget lave PM-udledninger selv fra gamle brændeovne.

Tabel 0.1 viser træforbrug og emissioner i 2005 fordelt på ovne og kedler sammen med vægtede gennemsnitlige emissionsfaktorer.

Tabel 0.1. Træforbrug, emissionsfaktorer og emissioner for 2005

	Forbrug (TJ)	Emissionsfaktorer, PM <sub>2,5</sub> (g/GJ)	Emissioner, PM <sub>2,5</sub> (tons)
Ovne	12,5	921	11536
Kedler	7,1	722	5128
Pillekedler	5,4	32	173
I alt	25,0	672	16838

#### Emissionsscenarier

Emissionsudviklingen for fire scenarier er estimeret. Scenarierne omfatter 1) et basisscenarie, hvor udskiftningen af ovne og kedler antages at være den samme som vurderet for 2005, dog med en vis teknologisk udvikling for ovne, 2) et bekendtgørelsesscenarie, hvor maksimum udlednings krav til ovne og kedler, lægges ind som styrende for udviklingen, 3) et filterscenarie, hvor der over en 10-årig periode monteres elektro-filtre på samtlige brændefyrede enheder og 4) et delscenarium hvor filtrene kun monteres på brændefyrede enheder beliggende i byer over en vis størrelse. Bekendtgørelsesscenariet er baseret på en forudsætning om indførelse af regulering som beskrevet i Miljøstyrelsens udkast til en brændeovnsbekendtgørelse. Filterscenariet vil kræve yderligere 1-2 års udviklingsarbejde af filtrene for at være teknologisk realistisk.

For alle fire scenarier er der som grundlag anvendt den seneste officielle energifremskrivning af brænde og træpiller frem til 2020. Træforbruget i de tre scenarier er altså det samme, og det er kun sammensætningen af de anvendte teknologier der ændres.

Den største reduktion ses for filterscenariet, hvor emissionerne i 2020 forventes at være ca. 705 tons PM<sub>2,5</sub> svarende til en reduktion på 96 % fra 2005 under forudsætning af at filtrene installeres på samtlige brændefyrede enheder uden særskilt skelen til enhedernes forbrug eller emissionsfaktor før etablering af filter. For basisscenariet sker der et jævnt fald i antallet af anlæg med høje emissionsfaktorer, og andelen af teknologier med lave emissionsfaktorer stiger fra 18 % i 2005 til 43 % i 2020; for bekendtgørelsesscenariet stiger andelen i samme periode til 74 %. For de to scenarier reduceres emissionerne fra 16,8 kilotons i 2005 til hhv. 14,1 kilotons og 10,6 kilotons i 2020, hvilket svare til reduktioner på 16 % og 37 %. Dette

skal ses i forhold til, at der i samme periode forudses en stigning i brænde og træpilleforbruget på 22 %.

Den velfærdsøkonomiske analyse viser, at filterscenarioet giver klart det største velfærdsøkonomiske overskud samlet set. Selvom filterscenarioet er mere end dobbelt så dyrt som basisscenarioet ved de forbrugerbårne investeringsomkostninger alene, giver filterscenarioet et velfærdsøkonomisk overskud på 11,9 mia. kr. i nutidsværdi i forhold til basisscenarioet, svarende til en reduktion af skadesomkostningerne ved emission af  $PM_{2,5}$  på 16,4 mia. kr. minus de forbrugerbårne meromkostninger på 4,5 milliarder. Der er dog stor usikkerhed forbundet med de anvendte velfærdsøkonomiske beregningspriser på partikelemission. Det kræver yderligere studier at fastlægge skadesomkostningerne ved partikelemission fra brændefyrede enheder i husstande mere nøjagtigt. Ses der derimod på effektiviteten af at investere i de forskellige scenarier, opnås den største emissionsreduktion pr. investerede kr. ved bekendtgørelsesscenarioet, som er 2,5 gange større end for de to filterscenerier.

# Summary and conclusions

Pollution from burning wood in private households, and the environmental and health consequences of this is determined in practice by a complicated interaction between a number of factors, including firing habits, fuel, type of stove/boiler, chimney and location of the chimney in relation to the surroundings.

This report maps out the technologies used today for burning wood in private households, how these technologies contribute to particle emissions and which technologies may potentially reduce emissions of particles from burning wood in households in Denmark. Moreover, the possible emissions reductions and the financial costs incurred by consumers from different initiatives have been estimated.

This report does not deal with possible initiatives for improvement of firing habits, fuel quality and chimneys.

## Wood consumption and emissions

The assessment of Danish particle emissions has been updated. The figures describing the population of stoves, boilers etc. are based on results from the Danish Technological Institute's survey on fuel consumption patterns for old and new wood-burning stoves and boilers in 2005 and the survey made by the Force Technology and the Danish Technological Institute on firewood consumption in Denmark in 2006. The emission factors applied are based on emission factors calculated by the Danish National Environmental Research Institute and emissions measurements by the Danish Technological Institute of CO and NMVOC from wood-burning boilers.

These calculations show that in Denmark the majority of installations are wood-burning stoves, and that they constitute 86 per cent of the total number of installations of approximately 600,000. However, wood consumption per installation per year is far larger for boilers than for stoves, and approximately 50 per cent of the fuel converted into energy units is estimated to be used in boilers. As it appears from figure 0.1, which shows the wood consumption by installation type, the consumption by wood-burning boilers and wood-pellet boilers constitutes approximately 30 per cent and 20 per cent, respectively.

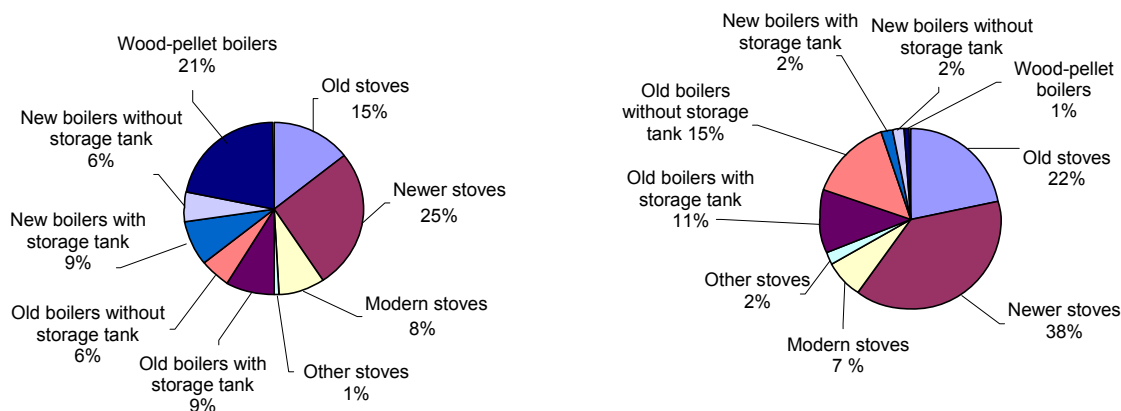


Figure 0.1 Wood consumption analysed by installation type

Figure 0.2 PM<sub>2.5</sub> emissions analysed by installation type.

Emission factors for old wood-burning stoves and boilers are generally higher than for new installations. Estimates of emission factors are particularly high for old wood-burning boilers. The lowest emission factors are estimated for wood-pellet boilers, which means that emissions from this type of installation only constitute 1 per cent of the total PM<sub>2.5</sub> emissions from wood-burning installations in households (Figure 0.2). Almost 90 per cent of the emissions come from installation types with high emission factors, and therefore there is a great potential for reducing emissions by changing to installation types with more efficient combustion, for example new boilers with storage tanks, automatically fired stoves and boilers, modern wood-burning stoves, and masonry stoves. As mentioned above, this report only includes technological reduction possibilities. However, a large reduction potential also exists in awareness campaigns to inform people about the appropriate use of wood-burning stoves and boilers, as measurements have shown that very low particle emissions can be achieved even from old wood-burning stoves.

Table 0.1 shows wood consumption and emissions in 2005 for stoves and boilers, as well as weighted average emission factors.

Table 0.1. Wood consumption, emission factors and emissions for 2005

	Consumption (TJ)	Emission factors, PM <sub>2.5</sub> (g/GJ)	Emissions, PM <sub>2.5</sub> (tonnes)
Stoves	12.5	921	11536
Boilers	7.1	722	5128
Pellet boilers	5.4	32	173
In total	25.0	672	16838

### Emissions scenarios

The emissions trends for four scenarios have been estimated. These scenarios include 1) a base line scenario, where the replacement of stoves and boilers is assumed to be the same as assessed for 2005, however with some technological development for stoves, 2) Statutory Order scenario, where maximum emissions standards for stoves and boilers are imposed to direct the development, 3) a filter scenario, where over a ten-year period electro-filters are installed on all wood-burning units and 4) a sub-scenario where filters are only installed on wood-burning units located in cities of a certain size. The Statutory Order scenario is based on the assumption that regulation is introduced as described in the Danish Environmental Protection Agency's draft proposal for a Statutory Order on wood-burning stoves. The filter scenario will require an additional 1-2 years' development work on the filters in order to be technologically realistic.

As a basis for all four scenarios, the latest official energy projection of firewood and wood-pellets has been applied up to 2020. The wood consumption in three of the scenarios is therefore the same, and only the composition of the technologies applied is changed.

The greatest reduction is for the filter scenario, where emissions in 2020 are expected to be approximately 705 tonnes PM<sub>2.5</sub>, equivalent to a reduction of 96 per cent from 2005, provided that the filters are installed on all wood-

burning units without special focus on the units' consumption or emission factor before introducing the filters. The basic scenario shows a steady fall in the number of installations with high emission factors, and the proportion of technologies with low emission factors will rise from 18 per cent in 2005 to 43 per cent in 2020. The Statutory Order scenario shows that this proportion will rise to 74 per cent in the same period. In two of the scenarios, emissions will be reduced from 16.8 kilo-tonnes in 2005 to 14.1 kilo-tonnes and 10.6 kilo-tonnes in 2020, respectively; equivalent to reductions of 16 per cent and 37 per cent. This should be seen in relation to the fact that in the same period an increase in firewood and wood-pellets consumption of 22 per cent is expected.

The welfare economic analysis shows that the filter scenario clearly offers the largest welfare economic surplus overall. Even if the filter scenario is more than twice as expensive as the basic scenario, the consumer-borne investment cost alone will give the filter scenario the largest welfare economic surplus of DKK 11.9 billion in present value compared to the basic scenario, which is equivalent to a reduction in costs of damage from emissions of  $PM_{2.5}$  of DKK 16.4 billion minus the consumer-borne additional costs of 4.5 billion. There is, however, great uncertainty associated with the prices calculated in the welfare economic analysis for particle emissions. It will require further studies to estimate the costs of damage from particle emissions from wood-burning units in households more accurately. If, however, the efficiency of investing in the different scenarios is examined, the greatest emissions reduction per invested DKK is achieved with the Statutory Order scenario, at 2.5 times greater than for the two filter scenarios.

# 1 Indledning

## 1.1 Udledning af partikler fra brændefyring

Der er fokus på luftforurening med små partikler som et muligt sundhedsproblem, og netop brændefyring i villakvarterer er en af kilderne til partikelforureningen (Palmgren et al., 2005). Tidligere undersøgelser fra Danmarks Miljøundersøgelser har vist, at omkring halvdelen af det samlede danske bidrag af partikler mindre end 2,5 mikrometer kommer fra denne kilde (Illerup og Nielsen, 2004).

I Danmark er antallet af brændeovne og -kedler steget i løbet af de seneste år og på trods af at træ kun udgør ca. 20 % af husholdningernes forbrug af træ, stammer over 90 % af husholdningernes udledning af små partikler ( $PM_{2,5}$ ) fra forbrænding af træ i brændeovne og små brændekedler (Illerup et al., 2006). Brændefyring forurener langt mere med små partikler end både anlæg der producerer fjernvarme, og små olie- og naturgasfyrede kedler. For eksempel er partikeludslippet pr. indfyret energienhed fra husholdningers forbrænding af træ ca. **250** gange større end udslippet fra kulfyrede kraftværker og ca. **600** gange større end for kraftvarmeværker, der anvender træ og affald.

Forureningen fra fyring med træ i private hjem og de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser heraf afgøres i praksis af et kompliceret samspil mellem en række faktorer, herunder fyringsadfærd, anvendt brændsel, fyringsanlæg og skorsten samt placeringen af skorstenen i forhold til omgivelserne.

I denne rapport er kortlagt, hvilke teknologier der i dag anvendes til opvarmning med træ i private husholdninger, hvordan disse teknologier bidrager til partikelemissionen samt hvilke teknologier, der potentielt kan nedbringe emissionerne af partikler (PM) fra forbrænding af træ i husholdninger i Danmark. Desuden er de mulige emissionsreduktioner og forbrugerbårne økonomiske omkostninger ved forskellige tiltag estimeret.

Rapporten beskæftiger sig ikke med mulige tiltag til forbedring af fyringsadfærd, brændelskvalitet og skorstene.

Der findes nye ovne på markedet som forurener væsentligt mindre end de ældre, og beregninger viser, at det er muligt at begrænse udledningen af partikler væsentlig ved at udskifte gamle ovne og kedler med mere miljøvenlige teknologier, eller montere emissionsreducerende anlæg på brændeovne og -kedler.

Formålet med nærværende projekt er at kortlægge, hvilke teknologier der i dag anvendes til opvarmning med træ i private husholdninger, hvordan disse teknologier bidrager til partikelemissionen samt undersøge hvilke teknologier, der potentielt kan nedbringe emissionerne af partikler (PM) fra forbrænding af træ i husholdninger i Danmark. Desuden er de mulige emissionsreduktioner og forbrugerbårne økonomiske omkostninger ved forskellige tiltag estimeret.

## 1.2 Regulering af brændefyring og udviklingsscenarier

På nuværende tidspunkt er der få restriktioner i forhold til privat fyring med træ. Således er der p.t. ingen krav til, hvor mange partikler en ny brændeovn eller kedel må udsende.

For at nedbringe udledningen af partikler fra træfyring sendte Miljøstyrelsen i efteråret 2005 en bekendtgørelse i høring, der fastsatte krav til partikeludslippet fra nye brændeovne og -kedler. Bekendtgørelsen blev i denne forbindelse også notificeret hos EU-kommissionen. Kommissionen tilkendegav imidlertid i sit svar på notifikationen, at der kræves en særlig miljømæssig begrundelse for indførelse af nationale krav til partikeludslippet fra brændeovne og at man samtidig anerkender anlæg som lever op til tilsvarende krav i andre medlemslande. Miljøstyrelsen trak det oprindelige udkast til bekendtgørelsen tilbage og vurderer nu mulighederne for at udarbejde en revideret udgave, der imødekommer Kommissionens bemærkninger.

I denne rapport er lavet en scenarieberegning, der tager udgangspunkt i den reviderede udgave af bekendtgørelsestekstens krav til nye ovne og kedler for at vurdere de miljømæssige og økonomiske konsekvenser af et sådan politisk initiativ. Det andet reduktionsscenario i nærværende rapport er politisk og reduktionsmæssigt vidtgående, da det stiller krav om etablering af partikelfiltre på samtlige private træfyrede enheder. Scenariet er udbygget med et delscenarium, hvor omfanget af etablering af filtre mindskes. Disse tre reguleringsscenarier, som er beskrevet mere dybdegående i kapitel 4, er indbyrdes sammenlignelige og er desuden holdt op imod et basisscenarie, der skal illustrere hvordan den forventede udvikling af emissioner vil være uden indførelse af ny regulering.

## 1.3 Rapportens struktur

### 1.3.1 Strukturering af rapporten

Kapitel 2 er en opdateret opgørelse af partikelemissioner fra husholdningernes fyring med træ på baggrund af nye undersøgelser af bestand, forbrugsmønstre og geografiske områder. Emissionsfaktorerne for brændeovne er ligeledes opdateret.

Kapitel 3 er en gennemgang af forskellige teknologiers reduktionspotentialer set i forhold til eksisterende anlæg, og der præsenteres overordnede estimater af de forbrugerbårne omkostninger ved de forskellige løsninger. Nogle af de beskrevne teknologier anvendes videre i scenarieberegninger.

Kapitel 4 præsenterer grundforudsætningerne for et basisscenarium og tre scenarier med krav til partikelreduktioner. Det ene scenarium er baseret på indførelse af en bekendtgørelse med emissionskrav til nye brændeovne og -kedler, mens de andre stiller krav om etablering af partikelfiltre på brændefyrede enheder, henholdsvis på alle enheder og på enheder i byer med over 5.000 indbyggere.

Kapitel 5 er en sammenligning af skadesomkostningerne ved partikelemission og forbrugerbårne omkostninger ved de forskellige scenarier. Der er tale om en cost-benefit sammenligning, hvor forskellige reduktionstiltag og deres omkostninger sættes i forhold til de sundhedsmæssige fordele (benefits). Dermed belyses, hvilken indsats der giver den største reduktion i

partikeludledning, set i relation til meromkostningen ved at reducere partikeludledningen, samt hvilken indsats der giver det største samfundsmæssige overskud.

Kapitel 6 diskuterer de forskellige usikkerheder ved scenarieberegningerne og disses resultater og opsummerer konklusionerne.

## 2 Opgørelse af partikler fra husholdningers brændefyring

I denne del af projektet er der udarbejdet en opdateret opgørelse af de danske partikelemissioner. Opgørelsens bestandstal er baseret på resultaterne af Teknologisk Instituts undersøgelse af forbrugsmønstret for brændefyring i gamle og nye brændeovne og -kedler (Nikolaisen, 2005 a) samt Force og Teknologisk Instituts undersøgelse af brændeforbrug i Danmark (Evald, 2006).

### 2.1 Kortlægning af brændeforbrug og teknologier i Danmark

#### 2.1.1 Opgørelse af forbrug af brænde i ovne og kedler

Opgørelsen af brændeforbrug i ovne og kedler bygger på telefoninterview af 1.042 husstande samt interviews med centrale aktører fra skovbruget og brændemarkedet (Evald 2006). De interviewede blev spurgt om de havde brændeovne og -kedler i hjemmet eller i sommerhuset og hvor stort brændeforbruget pr. år er. Undersøgelsen viser at 21,5 % har et eller flere brændeforbrugende anlæg i hjem eller sommerhus, hvoraf 84,6 % er brændeovne, 7,1 % er anden ovn og 8,1 % er brændekedler. Der er fundet 240 apparater hos i alt 224 respondenter, og bestandens størrelse er i tabel 2.1 opgjort som antal apparater, ikke som antal husstande.

Bestanden af brændeforbrugende enheder i Danmark er opgjort på baggrund af tal fra Danmarks Statistik for antallet af boliger m.m. i Danmark. Tallene er fra Statistikbanken og gælder for året 2005. Bestanden af de forskellige typer af brændeforbrugende enheder opgøres herefter ud fra den andel, de udgør i interviewundersøgelsen. Der ganges til sidst med enhedsforbruget, hvorefter det nationale forbrug af brænde fremkommer (tabel 2.1). Det samlede forbrug af brænde udgør i 2005 19,630 PJ, hvilket er 61,4 % mere end de 12,163 PJ, som var Energistatistikens officielle tal for 2004. Energistatistikken vil fra 2006 være justeret så brændeforbruget passer med de nye undersøgelser.

Tabel 2.1 Opgørelse af bestand og forbrug af brænde i Danmark 2005 (Evald, 2006).

	Antal huse	Andel %	Antal enheder	Enhedsforbrug GJ	Forbrug, TJ
Brændeovne i beboede boliger (inkl. pejs/masseovn)	2 487 910	17,56	436 936	25,59	11 181
Brændeovne i Danmarks ubeboede boliger	145 976	17,56	25 637	-	-
Brændeovne i Danmarks sommerhuse	2 487 910	3,55	88 342	15,22	1 344
Brændekedler i Danmarks boliger	2 487 910	1,92	47 753	148,76	7 104
<b>Sum</b>					<b>19 630</b>

#### 2.1.2 Opgørelse af træforbruget for forskellige teknologier

Ud fra undersøgelsesresultaterne givet i tabel 2.1 og undersøgelsen 'Brugerundersøgelse for brændeovne og fastbrændselskedler' (Nikolaisen, 2005 a) er der i det følgende beregnet brændeforbruget for forskellige

teknologier. Grunden til at det er vigtigt at skelne mellem forskellige teknologier er, at emissionsfaktorerne er meget forskellige.

I Nikolaisen (2005 a) omfattede undersøgelsen telefoninterview af 400 beboelser, hvoraf 134 var i byområder, 134 i landområder og 132 i sommerhusområder. I undersøgelsen fastlægges forbrugsmønstret for brændefyring i gamle og nye brændeovne og kedler. Der er indsamlet data om anlægstype og forbrug fra følgende kategorier:

- Gamle brændeovne uden DS mærke fra før 1985-1990
- Nyere brændeovne med DS mærke fra perioden 1990 til 2005
- Moderne ovne – typisk med tertiærluft – der kan bestå prøvning efter Norsk Standard
- Gamle brændekedler (Salamander) med eller uden akkumuleringstank
- Nye brændekedler (Som typegodkendt på TI) med eller uden akkumuleringstank
- Træpillekedler
- Andre kedler der brænder halm, koks, olie, gas, mv.

Resultatet af undersøgelsen er en fordeling af teknologierne på byområder, landområder og sommerhusområder (Nikolaisen, 2005 a). Den procentvise fordeling er sammen med det totale antal i tabel 1 anvendt til at fortage en absolut fordeling af teknologierne på landområder. De teknologispecifikke enhedsforbrug, der er angivet i 2005-undersøgelsen, er skaleret så summen af brændeforbruget kommer til at passe med de totale forbrug, der er beregnet i 2006-undersøgelsen.

Træpillekedler er den eneste anlægstype, der anvender træpiller, og antallet af træpillekedler er derfor beregnet ud fra energistatistikens angivelse af træpilleforbrug i husholdninger samt antagelser om forbrug pr. anlæg og brændværdi af træpiller.

Resultaterne er vist i tabellerne 2.2, 2.3 og 2.4, hvor træforbruget i by-, land- og sommerhusområder er angivet, og i tabel 2.5 hvor de aggregerede tal for hele landet er angivet.

Tabel 2.2 Træforbrug i byområder.

	Forbrug/ anlæg (GJ)	Forbrug/ anlæg (m <sup>3</sup> , tons for pillekedler)	Antal	Forbrug (GJ)	Forbrug %
Gamle ovne	18,3	2,9	110803	2026408	26
Nyere ovne	22,7	3,7	106621	2419769	31
Moderne ovne	25,0	4,0	37631	941684	12
Andre ovne	15,7	2,5	8362	131121	2
<b>I alt ovne</b>			<b>263418</b>	<b>5518981</b>	<b>71</b>
Gl. kedler m.akk.	136,7	22,1	4621	631779	8
Gl. kedler u.akk.	91,1	14,7	770	70198	1
Ny kedler m. akk.	182,3	29,4	2311	421186	5
Ny kedler u. akk.	121,5	19,6	770	93597	1
<b>I alt brændekedler</b>			<b>8472</b>	<b>1216759</b>	<b>16</b>
<b>Pillekedler</b>	<b>164,3</b>	<b>9,3</b>	<b>6238</b>	<b>1024727</b>	<b>13</b>
<b>I alt</b>			<b>278128</b>	<b>7760467</b>	<b>100</b>

Tabel 2.3 Træforbrug i landområder.

	Forbrug/ anlæg (GJ)	Forbrug/ anlæg (m <sup>3</sup> , tons for pillekedler)	Antal	Forbrug (GJ)	Forbrug %
Gamle ovne	26,5	4,3	48084	1275445	9
Nyere ovne	36,9	6,0	91987	3397213	23
Moderne ovne	30,7	5,0	27178	834403	6
Andre ovne	24,7	4,0	6272	154961	1
<b>I alt ovne</b>			<b>173521</b>	<b>5662022</b>	<b>38</b>
Gl. kedler m.akk.	179,2	28,9	7702	1380553	9
Gl. kedler u.akk.	144,8	23,4	9243	1338435	9
Ny kedler m. akk.	145,8	23,5	10783	1572427	11
Ny kedler u. akk.	140,5	22,7	6162	865771	6
<b>I alt brændekedler</b>			<b>33889</b>	<b>5157186</b>	<b>35</b>
<b>Pillekedler</b>	<b>140,8</b>	<b>8,0</b>	<b>29112</b>	<b>4098909</b>	<b>27</b>
<b>I alt</b>			<b>236522</b>	<b>14918117</b>	<b>100</b>

Tabel 2.4 Træforbrug i sommerhusområder.

	Forbrug/ anlæg (GJ)	Forbrug/ anlæg (m <sup>3</sup> , tons for pillekedler)	Antal	Forbrug (GJ)	Forbrug %
Gamle ovne	14,1	2,3	26175	369231	16
Nyere ovne	15,6	2,5	41881	653539	28
Moderne ovne	16,9	2,7	18323	310154	13
Andre ovne	5,6	0,9	1963	11077	0
<b>I alt ovne</b>			<b>88342</b>	<b>1344000</b>	<b>57</b>
Gl. kedler m.akk.	155,0	25,0	770	119383	5
Gl. kedler u.akk.	0,0	0,0	0	0	0
Ny kedler m. akk.	94,2	15,2	1540	145075	6
Ny kedler u. akk.	151,9	24,5	3081	467984	20
<b>I alt brændekedler</b>			<b>5391</b>	<b>732442</b>	<b>31</b>
<b>Pillekedler</b>	<b>140,8</b>	<b>8,0</b>	<b>2079</b>	<b>292779</b>	<b>12</b>
<b>I alt</b>			<b>95813</b>	<b>2369221</b>	<b>100</b>

På landsplan (tabel 2.5) er langt de fleste anlæg brændeovne og udgør 86 % af det totale antal anlæg på godt 600.000. Træforbruget pr. anlæg pr. år er dog langt større for kedler end for ovne, og ca. 50 % af brændslet omregnet til energienheder er estimeret til at blive brugt i kedler. Forbruget af træ eller træpiller er størst i landområder, hvor det udgør godt 60 % af det samlede forbrug. Omkring 20 % af brændselsforbruget sker i træpillekedler.

Tabel 2.5 Træforbrug i hele landet.

	Forbrug/ anlæg (GJ)	Forbrug/ anlæg (m3, tons for pillekedel)	Antal	Forbrug (GJ)	Forbrug %
Gamle ovne	19,8	3,2	185062	3671084	14,7
Nyere ovne	26,9	4,3	240489	6470521	25,8
Moderne ovne	25,1	4,0	83132	2086241	8,3
Andre ovne	17,9	2,9	16597	297158	1,2
<b>I alt ovne</b>			<b>525281</b>	<b>12525004</b>	<b>50</b>
Gl. kedler m.akk.	162,8	26,3	13094	2131714	8,5
Gl. kedler u.akk.	140,7	22,7	10013	1408632	5,6
Ny kedler m. akk.	146,1	23,6	14634	2138688	8,5
Ny kedler u. akk.	142,6	23,0	10013	1427352	5,7
<b>I alt brændekedler</b>			<b>47753</b>	<b>7106386</b>	<b>28</b>
<b>Pillekedler</b>	144,7	8,2	<b>37429</b>	<b>5416416</b>	<b>21,6</b>
<b>I alt</b>			<b>610463</b>	<b>25047806</b>	<b>100</b>

## 2.2 Emissionsfaktorer

Emissionsfaktorerne er baseret på de emissionsfaktorer der er udledt i Illerup og Nielsen (2004) samt emissionsmålinger af CO og NMVOC på brændekedler foretaget af Teknologis Institut (Nikolaisen, 2005 b).

### **Brændeovne**

For gamle ovne er emissionsfaktoren beregnet på basis af norske målinger på forskellige brændeovnstyper og antagelse om typisk ovnlast for danske forhold (Illerup og Nielsen, 2004). Nyere ovne er defineret som ovne der er DS-godkendte fra 1990 og frem. Der er på nuværende tidspunkt ikke målinger eller data der kan fastlægge at emissionsfaktorerne for disse ovne er lavere end for gamle ovne, hvorfor der for disse to kategorier er anvendt samme emissionsfaktor. Emissionsfaktoren for moderne ovne er vurderet at svare til den emissionsgrænseværdi, som er til ovne, der er mærket med det nordiske miljømærke Svanen. Det er omtrent samme værdi, som norske brændeovnsproducenter oplyser for nye norske brændeovne. Målinger foretaget på danske brændeovne i et beboelsesområde i vinteren 2004 viser en stor variation i de målte PM emissioner, men den gennemsnitlige værdi ligger tæt på den emissionsfaktor, der er beregnet for gamle brændeovne

### **Kedler**

I nærværende arbejde er emissionsfaktoren for brændekedler i Danmark vurderet til at være højere end i Illerup og Nielsen (2004), hvor emissionsfaktorerne er baseret på svenske målinger (Johansson et al., 2003). Gamle kedler anvendt til brænde er hovedsageligt kokskedler uden tilførsel af sekundær eller tertiær luft (Nikolaisen, 2005 b). Målinger foretaget af Teknologisk Institut (Nikolaisen, 2005 b) viser, at CO emissioner fra gamle kedler ligger en faktor 5-10 højere end fra nye kedler. Målinger viser desuden

at CO- og kulbrinte emissioner ca. halveres, hvis kedlerne er monteret med en akkumulatortank. Det skyldes, at der herved er mulighed for at fortage en mere effektiv fyring, det vil sige, at der i kortere tid fyres ved højere last og dermed temperatur, hvorved emissionerne af uforbrændte gasser falder. Den producerede varme akkumuleres til senere brug. Da der ikke er foretaget målinger af partikelemissionerne for brændeovne er målingerne af CO og NMVOC anvendt til at estimere emissionsfaktorerne for partikler. Træpillekedler er den teknologi der giver anledning til de laveste emissioner, da automatisk luftregulering og indfødning af små træpiller giver mulighed for at optimere forbrændingsprocessen.

Emissionsfaktorerne for små træfyrede anlæg er generelt meget usikre, da emissionerne afhænger af såvel anlægstypen som fyringsmønsteret. Nye målinger af partikelemissioner fra brændeovne og små kedler vil kunne betyde en revidering af emissionsfaktorerne, da de nuværende er baseret på et begrænset antal målinger eller målinger af andre komponenter end partikler. Ændring af fyringsmønster, som følge af f.eks. oplysningskampagne om korrekt anvendelse af brændeovne og -kedler vil kunne betyde at emissionsfaktoren falder for en given teknologi.

Fordelingen mellem TSP, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub><sup>1</sup> er baseret på oplysninger i CEPMEIP (2002), hvor der antages at 95 % af TSP er PM<sub>10</sub> og 90 % er PM<sub>2,5</sub>.

Tabel 2.6 Partikel emissionsfaktorer.

	Emissionsfaktorer (g/GJ)		
	TSP	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Gamle ovne	1100	1045	990
Nyere ovne	1100	1045	990
Moderne ovne	640	608	576
Andre ovne	1100	1045	990
<b>Vægtet gennemsnit ovne</b>	<b>1023</b>	<b>972</b>	<b>921</b>
Gl. kedler m.akk.	1000	950	900
Gl. kedler u.akk.	2000	1900	1800
Ny kedler m. akk.	150	142,5	135
Ny kedler u. akk.	300	285	270
<b>Vægtet gennemsnit brændeovne</b>	<b>802</b>	<b>762</b>	<b>722</b>
Pillekedler	35	33	32
<b>Vægtet gennemsnit</b>	<b>747</b>	<b>709</b>	<b>672</b>

### 2.3 Emissioner

Ud fra træforbrugene og emissionsfaktorerne angivet i tabellerne 2.5 og 2.6 er de landsdækkende emissioner fordelt på teknologier beregnet (tabel 2.7). De totale PM<sub>2,5</sub> emissioner udgør i 2005 16.838 tons, hvoraf 11.536 tons kommer fra brændeovne og resten fra kedler. Langt hovedparten af emissionerne fra kedler stammer fra brændeovne, altså kedler der fyres med brændestykker.

I den seneste officielle emissionsopgørelse for Danmark, er emissionerne af PM<sub>2,5</sub> i 2004 beregnet til ca. 11.000 tons (Illerup et al., 2006). Grunden til stigningen på ca. 50 % skyldes at brændeforbruget ud fra de nye

<sup>1</sup> TSP = Total Suspended Particulate, PM = Particulate Matter; PM<sub>10</sub> omfatter partikler op til 10 mikrometer (1 mikrometer = 1/1000 mm) i diameter og PM<sub>2,5</sub> omfatter partikler op til 2,5 mikrometer i diameter.

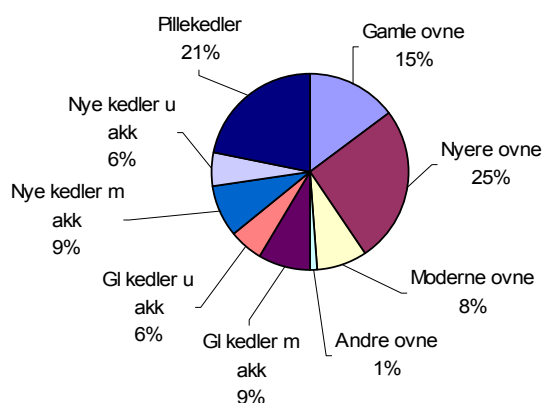
undersøgelser er estimeret til at være ca. 60 % større end angivet i Energistyrelsens energistatistik (ENS, 2005). Desuden er emissionsfaktorerne for brændekedler vurderet at være noget højere end tidligere antaget. Stigningen i emissionerne følger ikke stigningen i brændeforbruget, da andelen af ovne er større end i den tidligere opgørelse.

Tabel 2.7 Partikelmissioner for hele landet

	Emission (tons)			
	TSP	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>2,5</sub> (%)
Gamle ovne	4038	3836	3634	21,6
Nyere ovne	7118	6762	6406	38,0
Moderne ovne	1335	1268	1202	7,1
Andre ovne	327	311	294	1,7
<b>I alt ovne</b>	<b>12818</b>	<b>12177</b>	<b>11536</b>	<b>69</b>
Gl. kedler m.akk.	2132	2025	1919	11,4
Gl. kedler u.akk.	2817	2676	2536	15,1
Ny kedler m. akk.	321	305	289	1,7
Ny kedler u. akk.	428	407	385	2,3
<b>I alt brændekedler</b>	<b>5698</b>	<b>5413</b>	<b>5128</b>	<b>30</b>
<b>Pillekedler</b>	<b>190</b>	<b>179</b>	<b>173</b>	<b>1,0</b>
<b>I alt</b>	<b>18705</b>	<b>17769</b>	<b>16838</b>	<b>100</b>

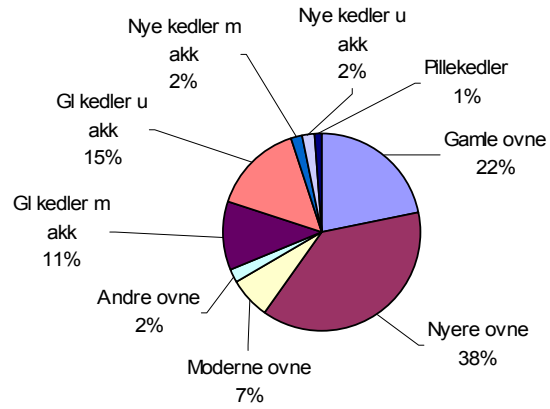
#### 2.4 Delkonklusion

Som illustreret i figur 2.1, der viser træforbruget fordelt på anlægstyper, udgør brændeforbruget på kedler ca. 30 % af det anvendte træ. Dette er lidt højere end tidligere opgjort af Illerup & Nielsen (2004), hvor brændeforbruget på kedler udgjorde ca. 22 %. Hvis brugen af træpiller inkluderes, udgør træforbruget på kedler halvdelen af det samlede forbrug af træ. Af figuren ses også at over halvdelen af brændslet anvendes på teknologier, der ifølge tabel 2.6, har forholdsvis høje emissionsfaktorer.



Figur 2.1 Træforbrug fordelt på anlægstyper.

Figur 2.2 viser fordelingen af emissioner på anlægstyper. Emissionerne for kedler udgør kun ca. 30 % af de totale emissioner selvom træforbruget udgør 50 %. Dette skyldes at emissionerne fra pillekedler er meget lav og kun udgør ca. 1 % af emissionerne selvom træforbruget på disse anlæg udgør over 20 % af det samlede forbrug. Knap 90 % af emissionerne kommer fra anlægstyper, der ifølge tabel 2.6 har høje emissionsfaktorer. Der er derfor et væsentligt potential for at reducere emissionerne fra husholdningers brug af brændeovne og små brændefyr.



Figur 2.2 PM<sub>2.5</sub> emissioner fordelt på anlægstyper.

## 3 Nye teknologier og deres omkostninger

I det følgende beskrives forskellige tiltag, der kan reducere partikeludslippet fra husholdningers forbrænding af træ i ovne og kedler. Levetiderne for de opstillede tiltag varierer fra 10-20 år. Der kan være fordele ved en fremskyndet udskiftning af forskellige enheder, hvis den teknologiske udvikling ændrer væsentligt ved de miljømæssige forhold.

De forventede installationsomkostninger formodes at være moderate, da der i de fleste tilfælde er tale om en udskiftning af en gammel ovn eller kedel med nyere enheder, hvorfor der sjældent vil være udgifter til fx etablering af skorsten mv. Kun for teknologierne masseovn, filter og efterbrænder udgør installationsomkostningen en stor del af den samlede anskaffelsespris. Disse omkostninger er inkluderet i anskaffelsesprisen.

Almindelige vedligeholdelses- og driftsomkostninger for de forskellige tiltag er ikke medtaget i vurderingen af de enkelte tiltag. Alle anskaffelsespriser er opgivet i kr. inkl. moms. Der er ikke taget hensyn til forskel i pris på forskellige brændselstyper.

Emissionsopgørelserne ovenfor er oplyst som TSP, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>, men da 90 % og dermed langt størstedelen af den samlede PM emission fra træfyrede enheder er PM<sub>2,5</sub> (CEPMEIP, 2002), vil det ikke have væsentlig indflydelse på de enkelte tiltag om PM-emissionerne opgøres som TSP, PM<sub>10</sub> eller PM<sub>2,5</sub>.

Det er vigtigt, at den rette størrelse ovn vælges for at opnå lave partikelemissioner. Hvis der vælges en ovn, der er for stor i forhold til varmebehovet er der risiko for at ovnen brænder ved for lav last, hvilket kan medføre dannelse af sod og øget udledning af partikler. Dette problem kan dog mindskes ved at brugeren lader ovnen eller kedlen brænde helt ud og først tænder op igen når temperaturen i huset er faldet tilstrækkeligt. For automatisk fyrede enheder, skal ovnen eller kedlens styringsmekanisme sikre, at temperaturen er tilstrækkeligt høj til en fuldstændig forbrænding. På den måde undgås partikeludledende "tomgangsdrift".

### 3.1 Moderne brændeovne/Tertiær Luft

Moderne brændeovne har normalt lavere emissioner end ældre, hvis de nyere ovne vel at mærke installeres korrekt og fyres hensigtsmæssigt. Levetiden for en brændeovn kan være lang og over 20 år vil ikke være ualmindeligt.

Moderne ovne fremstilles normalt med mere effektive forbrændingsprincipper end ældre ovne, hvilket fx kan opnås gennem indførsel af en tertiær luftkilde. De moderne brændeovnes emissioner testes sædvanligvis efter standarder, hvor der foretages målinger af ovnens partikelemissioner ved normal last samt, hvis der testes i henhold til den norske standard, ved lav last. Dette giver et vis spektrum for emissionerne, hvor moderne ovne typisk i test ikke ligger over 300 g TSP/GJ ved normal last og 550 g TSP/GJ ved lav last. De bedste af de moderne ovne ligger omkring en udledning på 125-200 g TSP/GJ ved både høj og lav last. Forbrænding under praktiske forhold vil dog medføre langt større spredning i emissionsfaktorerne, og i denne rapport er det vurderet, at den gennemsnitlige emissionsfaktor for TSP er 640 g/GJ, jf. afsnit 2.2. Her er der således taget hensyn til, at ikke alle fyrer korrekt.

Priserne på området varierer noget, men de bedste ovne vil typisk koste mellem 12.000 og 15.000 kr. Et bud på en ovn med lav emission til en billig pris vil derfor være en ovn til omkring 12.000 kr. inkl. moms. Derudover kan der så vælges dyrere ovne mht. præferencer vedr. design, konkrete ønsker m.m.

### 3.2 Træpilleovn

Fyring med træpiller er en miljømæssig fordel, da forbrændingen let kan styres og optimeres, hvorved der udledes langt færre partikler end ved manuel fyring med træ i større stykker. En undersøgelse af amerikanske træpilleovne viser at nyere træpilleovne ved test har en emission på ca. 28 g TSP/GJ beregnet på baggrund af indfyret tørt træ (Houck et al., 2000: Table 1). Houck & Broderick (2005) foreslår en emissionsfaktor på 60 g PM<sub>2,5</sub>/GJ. En norsk undersøgelse foreslår en emissionsfaktor i størrelsesordenen 63 g/GJ for PM<sub>10</sub> (Gisle Haakonsen, Statistisk sentralbyrå, Norge december 2003), mens flere forskellige pilleovne er godkendt i Østrig, hvor partikelemissioner ikke må overstige 20 g TSP/GJ (BLT, 2005). Der er således tale om en vis spredning imellem resultaterne af forskellige undersøgelser af partikelemissioner fra træpilleovne. I nærværende rapport er valgt at anvende en emissionsfaktor på 60 g/GJ. Dette tilgodeser at brugen af teknologien i husstandene kan give en højere emissionsfaktor end ved test i laboratorier.

Prisen på træpilleovne er stærkt varierende og disse fås fra 15.000 kr. op til 35.000 kr. En del af prisforskellen drejer sig naturligvis om ovnens udseende, men en anden vigtig grund til prisforskellene er ovnens forskellige udformninger mht. indfødning, blæsere under drift. osv. Hvis man tager udgangspunkt i at forbrugeren gerne vil købe ovnen billigst muligt, men samtidig har nogle design- og funktionsmæssige præferencer vil det være rimeligt at antage, at der kan købes en ovn til 20.000 kr. som vil give forbrugeren visse valgmuligheder mht. individuel tilpasning. En pilleovn vil være mere oplagt at anvende som primære varmekilde end en traditionel brændeovn, da de fleste pilleovne er automatisk fyret og temostatstyret.

Generelt kan det tilføjes, at træpillefyring i ovne formentlig, i lyset af høje oliepriser samt den fortsat mere automatiserede fyringsteknologi, vil blive mere attraktivt som primær eller supplerende varmekilde i private husholdninger. Risikoen ved en hurtigt voksende interesse for fyring med træpiller er imidlertid, at produktionen af træpiller ikke kan følge med efterspørgslen, så der skabes midlertidige eller mere vedvarende mangelsituationer på verdensmarkedet for træpiller. Denne betragtning vil naturligvis også være gældende for træpillefyring i kedler.

### 3.3 Masseovne

En masseovn kan som sådan ikke betegnes som værende ny teknologi, men medtages i denne beskrivelse, da en sådan ovn anses som værende en god substitutionsmulighed til en traditionel ovn, da den har et stort reduktionspotentiale hvad angår partikeludledninger. Ovntypen, der er meget anvendt i Finland, er velegnet som primær opvarmingskilde i private hjem. Den flere tons tunge ovn mures op om en kerne, der for billiggørelse kan være produceret af sammensætlige elementer, hvilket giver en masse, der kan oplagre varme fra 1-2 intensive fyringer pr. døgn, hvorefter stenmassen afgiver varmen jævnt henover døgnet. Den intensive men relativt kortvarige fyring (op til 15 kg træ på ca. 1,5 time) giver en effektiv og dermed mindre

forurenende forbrænding. Desuden bygges masseovne med en slags efterbrændingskammer over det egentlige brændkammer. I dette mindre kammer er der turbulens, hvilket sikrer afbrændingen af de gasser, der ikke er brændt i det første kammer. Hvis ovnen er konstrueret korrekt, giver disse specielle egenskaber færre emissioner fra masseovnen, ligesom energiudnyttelsen af træet bliver høj.

Emissionsfaktor for masseovne er angivet til 100 g/GJ for  $PM_{2.5}$  i Sternhufvud et al (2004), mens U.S. EPA angiver emissionsfaktorer for masseovne i størrelsesordenen 100 g/GJ til 200 g/GJ for TSP med hovedvægt omkring 200 g/GJ (Houck & Tiegs, 1998a: 4-7). Disse forslag til emissionsfaktorer er fremkommet gennem studier af litteratur på området samt ekspertinterviews, hvori adspurgte eksperter har vurderet emissionsfaktorernes størrelse. En emissionsfaktor på 200 g/GJ er i god overensstemmelse med en sammenfatning af forskellige studier, der viser emissionsfaktorer på omkring 170 g/GJ til 200 g/GJ<sup>2</sup> (Senf, 1994: Table 2). Til de videre beregninger er valgt en emissionsfaktor på 200 g/GJ. Emissionsfaktoren for masseovne er dog behæftet med en stor usikkerhed da ovnen typisk er unik og emissionsfaktoren selv ved optimal fyring dermed også er varierende fra ovn til ovn. De ekspertinterviews U.S. EPA har gennemført på området peger da også på at variationen i emission mellem ovnene kan være stor. (Houck & Tiegs, 1998b)

Prisen for en masseovn er relativt høj, da ovnen som oftest er helt individuelt udformet. Den billigste løsning er at købe den inderste kerne i moduler og selv bygge ovnen. Et selvbyggersæt koster ca. 25.000 kr. og et kursus i at bygge en masseovn koster omkring 1.200-1.500 kr. En masseovn hvor de inderste dele er modulopbyggede, men hvor hele oven bygges af fagfolk kan laves for omkring 35.000 kr. Mens en ovn der laves individuelt af en ovnsætter koster omkring 45.000-50.000 kr. eller mere. Hvis vi igen tager udgangspunkt i at forbrugeren gerne vil have en billig løsning, men ikke selv vil bygge ovnen, giver det således en pris på ca. 35.000 kr.

Masseovne kan konstrueres med indbygget bageovn og vandudtag, hvoraf sidstnævnte kan fordele varmen mere effektivt i huset ved anvendelse til gulvvarme. Ovnene er mere pladskrævende end andre former for brændefyret opvarmning i husstande, men mange vil sikkert også finde at ovnen har en større "hyggeverdi" end andre former for opvarmning med brænde. Masseovnen vil ligesom pilleovnen have større potentiale for at blive husstandens primære varmekilde, da den ikke kræver ofte fyring som en traditionel brændeovn.

### 3.4 Elektrostatisk filter

Etableringen af et elektrostatisk filter for enden af skorstenen på husstands niveau kan være en metode til nedbringelse af partikelemissioner i villakvarterer og sommerhusområder. Elektrostatiske filtre til skorstene på husstands niveau er ikke sat i kommerciel produktion på nuværende tidspunkt og det vil ifølge det norske selskab, der har udviklet en prototype af filteret, kræve 1-2 års yderligere udvikling før det kan sættes i produktion (Vetthus, 2005). Elektrostatiske filtre kan som sådan derfor ikke på nuværende tidspunkt betegnes som værende tilgængelig teknologi. Partikelreduktionen forventes at være mere end 90-95 % uanset selve forbrændingsteknologien.

---

<sup>2</sup> Omregnet fra 2,4 og 2,8 g/kg med en brændværdi på 14 GJ/ton for træ med et vandindhold svingende mellem 15% og 25%. (Videncenter for halm- og flisfyring, Datablad 155)

Prisen på et filter til en husstand forventes at blive omkring 4.000-5.000 kr. og derudover vil enheden have en strømforbrug på 120 W i de timer der fyres i brændeovnen. Hvis man regner med at der fyres 8 timer dagligt i 5 måneder (152 dage) om året bliver det til et strømforbrug på 146 kWh. Hvis der regnes med en kWh-pris på 1,8 kr. bliver det til ca. 260 kr./år til filterets strømforbrug. Derudover vil filteret have en deponienhed som skorstensfejeren skal tømme, hvilket vil medføre en mindre ekstraudgift.

Tidligere har Danmarks Jordbrugs Forskning (DJF) lavet forsøg med et elektrostatisk filter til mindre halm- og flisfyrede anlæg, hvilket gav meget store partikelreduktioner på omkring 97-99 % så længe filtrets trådrammer var rene for støv, hvilket kan gøres ved etablering af en banke/vibrationsfunktion. (Kristensen, 1999: 11) Dette filter forventes at kunne produceres kommercielt for omkring 60.000 kr., men det er også et filter, der retter sig mod et større behov end en enkelt husstand. Filteret testet af DJF skal kunne holde til alkalimetallerne, der frigives ved halmaffbrænding, hvilket ikke er et krav til filtre monteret på træfyrede enheder. Resultaterne fra DJF er lovende med hensyn til muligheden for elektriske partikelfiltre på mange størrelser og typer af anlæg.

Den norske prototype for et partikelfilter virker lovende med hensyn til at reducere de enkelte husstandes partikeludledning, selvom yderligere udviklingsarbejde foreligger. I denne rapport er regnet med en effektivitet for filteret på 95 %. Det anslås, at omkostningen til dette filter vil være 10.000 kr., hvoraf 4.000 kr. er selve filterets pris, 2.600 kr. dækker strømforbrug i 10 år, og de resterende 3400 kr. dækker udgifter til installation samt skorstensfejers udskiftning af deponienhed 2-5 gange i filterets levetid. Filteret er som nævnt endnu ikke i kommerciel produktion, og der foreligger således kun meget begrænsede praktiske erfaringer med teknologien, hvilket også gør prisestimatet usikkert.

Det elektrostatiske filter kan vise sig effektivt til at løse partikelproblemer fra brændeovne og evt. krav om indførsel kan styres relativt lokalt, så filteret kræves indført først i områder med store partikelproblemer.

### 3.5 Efterbrændingsindsats i gammel ovn

En anden mulighed for reduktion af partikler fra gamle ovne er etablering af en form for ekstra brændkammer i ovnen, hvor gasserne afbrændes med tilførsel af forvarmet luft fra brændkammeret. Dette giver en renere forbrænding og en bedre udnyttelse af energien i brændet.

Flere udenlandske producenter har efterbrændingsteknologier på markedet, herunder i Norge, Tyskland og USA. Det er dog en række ubesvarede spørgsmål mht. teknologiens egnethed i Danmark, herunder tilpasning til danske ovne, driftssikkerhed, vedligehold, levetid mv.

En enhed som er udviklet på Institut for Termisk Energi og Vandkraft på Norges Teknisk-Naturvidenskabelige Universitet (NTNU) i Trondheim er testet i et feltforsøg i samarbejde med Trondheim Kommunes miljøkontor, hvor 100 enheder blev installeret i gamle ovne og åbne pejse. Der blev udsendt spørgeskemaer til deltagerne i forsøget, hvor 70 skemaer blev besvaret. Generelt havde forsøgsfamilierne registreret bedre varmeudnyttelse af træet, bedre træk i skorstenen samt mindre sod og askedannelse.

Laboratorieforsøgene på NTNU viser at enheden reducerer partikeludslippet med ca. 70-75 % i en klassisk norsk ovntype med aflangt vandretliggende brændkammer konstrueret til afbrænding af relativt lange brændestykker. I en ovn med et mere kvadratisk brændkammer, som danske ovne typisk har, har laboratoriemålingerne vist en reduktion på ca. 50 %. Enheden er endnu ikke optimeret til denne ovntype. Hvis designet modificeres forventes effektiviteten at nå op på 70 % (Trondheim Kommune, 2006).

Prisen på enheden er sat til ca. 2.000 kr. inklusive installation, som er en betydelig del af omkostningerne, da to personer fra brandmyndighederne har forestået installationen i de norske forsøg. Levetiden for enheden er principielt ligeså lang som ovnens levetid, men da det kun giver mening at installere den i gamle ovne, er den i denne undersøgelse sat til 10 år. Dette svarer til den gennemsnitlige levealder for brændeovne af den gamle type i de opstillede scenarier. Der er dog en vis usikkerhed om, hvor længe en efterbrænder fungerer optimalt, da dette bl.a. afhænger af vedligeholdelsen. En ti års levetid kan således være en overestimering.

Teknologien er stadig på udviklingsstadiet, da forskellige udformninger skal afprøves i forhold til forskellige ovntyper. Reduktionspotentialet tegner dog lovende overfor en målrettet indsats mod ældre ovne som ønskes bevaret, og som derved kan få forbrændingsmæssige egenskaber, der minder om en moderne ovns. Fordelen ved denne teknologi i sammenligning med et elektrisk filter er at uforbrændte gasser m.v. også forbrændes.

Anvendeligheden af efterforbrændingsindsatser på gamle danske ovne er ikke undersøgt, og de er derfor ikke medtaget som et muligt reduktionsscenarium i denne rapport.

### 3.6 Automatisk fyrede træpillekedler

En træpillekedel har forbrændingsmæssigt meget tilfælles med en træpilleovn, men er større og opvarmer vand i stedet for luft, dvs. at den kan tilsluttes centralvarmeanlæg, og kan derfor være placeret udenfor selve boligen.

Emissionsfaktorerne for nye træpillekedler er i svenske målinger opgjort til omkring 35 g TSP/GJ (Johansson et al., 2003), hvilket anvendes som emissionsfaktor i denne rapport, da dette er i god overensstemmelse med de niveauer Teknologisk Institut kan registrere på nye kedler.

Mange ældre biomassekedler kan forholdsvis let retrofittes med en træpillebrænder, så den gamle kedel bevares. En ny træpillekedel koster mellem 28.000 og 45.000 kr. i indkøb og den totale pris vil blive 50.000 kr. inkl. diverse installationsomkostninger. En træpillebrænder uden kedel koster mellem 13.500 og 21.500 kr. Træpillebrænderne kan også ofte monteres i en gammel oliefyret eller brændefyret kedel og derfor kan en sådan løsning klares for omkring 20.000 kr. inklusive installationsomkostninger.

### 3.7 Manuel t fyrede brændekedler med akkumuleringstanke

I tilknytning til en brændekedel kan det være en fordel at etablere en akkumuleringstank, så der eksempelvis kun fyres en gang i døgnet. Dette giver en mere effektiv forbrænding og lavere partikelemissioner.

Dimensioneringen af en akkumuleringsbeholder er central for effektiv brug af den og prisen varierer noget efter størrelsen på beholderen. Følgende formel fra "Installationsvejledning for biobrændselskedler" (Teknologisk Institut,

2000) kan bruges til at finde den rette dimensionering af akkumuleringsstanken.

$$V_{akk} = \frac{T_p \times 3600 \times Q_{kedel}}{\Delta t \times 4,186} \times \frac{Q_{bolig}}{Q_{kedel}} \times \left(1 - \frac{Q_{bolig}}{Q_{kedel}}\right)$$

hvor

$V_{akk}$  er tankvolumen i liter vand

$T_p$  er påfyrringsintervallet i timer

$Q_{kedel}$  er kedlens effekt i kW

$Q_{bolig}$  er boligens varmebehov i kW inkl. varmtvandsproduktion

4,186 er en omregningsfaktor mellem kJ og kcal.

$\Delta t$  er tankens arbejdstemperaturforskelle, afkøling ( $T_{opladet} - T_{afladet}$ ), sættes normalt til 40 - 50 °C

Hvis der anskaffes en brændekedel på 30 kW og boligens effektbehov er 10 kW, giver det med en arbejdstemperaturforskelle på 40 °C følgende beregning.

$$V_{akk} = \frac{12 \times 3600 \times 30}{40 \times 4,186} \times \frac{10}{30} \times \left(1 - \frac{10}{30}\right) = 1720$$

Således vil en akkumuleringsstank på 1.720 liter kunne dække en almindelig husstands behov ved en kedel med en effekt på 30 kW og to daglige fyringer.

En isoleret 1.800 liters tank koster omkring 12.000-15.000 kr. Tankene fås også uisolerede, hvilket reducerer prisen for indkøb, men i forhold til at sikre forholdsvis få daglige fyringer er det nødvendigt med højisolerede tanke. En ny brændekedel inklusive akkumuleringsstank kan fx koste 60.000 kr. installeret (Biovarme, 2006).

### 3.8 Oversigt over teknologier

I tabel 3.1 er de beskrevne teknologier med henblik på reduktion af partikeludslip for brændefyring sammenlignet. Teknologiernes konsekvenser er sammenlignet på enkelt-anlægsniveau og der er tale om et potentiale af teknologiske muligheder. Således kan der være forskellige betingelser som lokale forhold, teknologiernes udviklingsstadium, m.v. der kan forhindre teknologiernes anvendelse under de givne omstændigheder. Referencerne i tabel 3.1 er antaget at være gamle brændeovne og -kedler uden akkumuleringsstank.

Tabel 3.1 Teknologiernes reduktionspotentiale, anskaffelsespris og levetid. (Er det muligt at opsplitte priserne på drift (vedligehold) og investering (anskaffelsespris)?)

	Emission g TSP/GJ	Reference g TSP/GJ	Reduktion g TSP/GJ	Årsforbrug GJ/år	Levetid år	Pris kr	Omkostning kr/kg TSP
Moderne ovn (tertiær luft)	640	1100	460	25	20	12000	52,17
Masseovn	200	1100	900	25	20	35000	78,41
Træpilleovn	60	1100	1040	25	15	20000	51,70
Efterbrænder i gl. ovn	330	1100	770	25		2000	20,78
Elektrostatisk filter	55	1100	1045	25	10	10000	38,59
Træpillebrænder monteret	100	2000	1900	150	15	20000	4,68
Ny brænde kedel m/ akk	150	2000	1850	150	20	60000	10,81
Ny træpillekedel	35	2000	1965	150	20	50000	8,48

## 4 Reduktionsscenarier

Der er udregnet fire scenarier:

- et basisscenarie, hvor udskiftningen af ovne og kedler antages at være den samme som vurderet for 2005, dog med en vis teknologisk udvikling for ovne.
- et bekendtgørelsesscenarie, hvor krav til ovne og kedler, som i udkastet til bekendtgørelsen beskrevet i afsnit 1.3, lægges ind som styrende for udviklingen.
- et filterscenarie, hvor der over en 10-årig periode monteres elektrofiltre på samtlige brændefyrede enheder.
- et delscenarie, hvor filtrene kun monteres på brændefyrede enheder beliggende i byer med over 5.000 indbyggere.

Basis- og bekendtgørelsesscenarierne er teknologisk realistiske, men bekendtgørelsesscenariet er baseret på en forudsætning om indførelse af regulering, som beskrevet i Miljøstyrelsens udkast til en brændeovnsbekendtgørelse. Filterscenariet vil kræve yderligere 1-2 års udviklingsarbejde af filtrene for at være teknologisk realistisk, hvorfor scenariet tjener som et estimat af omkostninger og emissionsreduktioner ved et mere vidtgående initiativ.

For alle fire scenarier er der som grundlag anvendt den seneste officielle energifremskrivning af brænde og træpiller frem til 2020 (Energistyrelsen, 2006). Træforbruget i de tre scenarier er altså det samme, og det er kun sammensætningen af de anvendte teknologier der ændres.

Fremskrivningen af brændeforbruget på de enkelte teknologier tager udgangspunkt i den historiske opgørelse for 2005 (jævnfør afsnit 2.1), som også er konsistent med energifremskrivningen. Hvad angår træpilleforbruget er der ikke konsistens mellem energistatistikken og energifremskrivningen, men der er i scenarierne valgt at anvende energifremskrivningen, således at antallet af træpilleovne direkte afspejler det fremskrevne træpilleforbrug.

Økonomien i scenarierne er udregnet i 2005 priser. Investeringsomkostningerne i scenarierne er de forbrugerbarne omkostninger. I omkostningen er der ikke taget højde for besparelser på brændselsindkøb ved forbedret effektivitet af de installerede enheder, ligesom evt. ekstraomkostninger ved skift til dyrere brændsel, eksempelvis træpiller, heller ikke er medregnet. Beregningerne er lavet som cost-benefit analyse, hvor fordelene (benefits) er i form af forbedret sundhed og lavere dødelighed ved reduktion i partikeludledningen. Udgifter i form af større administrationsbyrde er ikke taget med i beregningerne.

### 4.1 Basisscenariet

Basisscenariet skitserer en udvikling, hvor der ikke gøres nogle særskilte tiltag for at nedbringe partikelemissionen. Dog tages der i nogen grad hensyn til en teknologisk udvikling af brændeovne.

#### 4.1.1 Ovne

For basisscenariet er der antaget at situationen er som i 2005, dvs. at det totale antal ovne er som i nærværende undersøgelse og er konstant i hele perioden. I Illerup og Nielsen (2004) blev det oplyst, at der sælges ca. 30.000 ovne om

året i 2004, hvoraf en tredje del er moderne ovne, der emitterer 10 g/kg træ. Salget af brændeovne er i 2006 vurderet til at være steget til ca. 40.000 om året (Ågård, 2006). I scenariet er udskiftningsraten sat til 7,8 % p.a., hvilket svarer til 40.000 ud af 510.000 ovne. Kategorien "Andre ovne", hvor der kun er ca. 12.000, er i høj grad åbne pejse, for hvilke der ikke regnes med nogen udvikling i scenarierne. For de øvrige ovne regnes med samme procentvise nedskrivning.

Ud fra samtale med Miljømærkesekretariatet, der godkender ovne der certificeres med det nordiske miljømærke Svanemærket (Christensen, 2006), er der i 2006 regnet med at 33 % af ovnene er moderne ovne. Målsætningen for Svanemærket er nemlig, at kravene sættes så hårde, at omtrent den bedste tredjedel af brændeovne på markedet kan klare dem. Ved revision af Svanemærkekriterierne i 2005/2006 er det besluttet at ændre emissionsgrænseværdien til 5 g/kg, da en stigende andel af ovnene kan opfylde dette krav. Miljømærkesekretariatet vurderer ud fra en nordisk undersøgelse af 55 ovne, at mellem 5-40 % kan klare kravet. Den nye emissionsgrænseværdi på 5 g/kg træder i kraft fra marts 2007. I scenarierne er der derfor regnet med at 20 % af ovne der købes fra 2007 kan overholde dette krav. Ovne der kan overholde emissionsgrænseværdien på 5 g/kg kaldes i det følgende "nye moderne ovne".

Der er ingen opgørelse af, hvor stor en andel af de solgte ovne, der teknologisk er udviklet svarende til gamle og nyere ovne. I dette scenarium er der for 2006 regnet med hhv. 20 % og 47 % og fra 2007 med hhv. 15 % og 30 %.

Emissionsfaktoren for gamle og nyere ovne er i denne undersøgelse sat til det samme, så betydningen af den indbyrdes fordeling mellem disse kategorier er udelukkende økonomisk.

#### **4.1.2 Kedler**

I fremskrivningen af udviklingen indenfor brændekedler er der taget udgangspunkt i en årlig udskiftningsrate på 5 % for det samlede antal af nye og gamle brændekedler, hvilket svarer til en teknisk levetid på 20 år. Det vil sige, at der hvert år udskiftes ca. 2400 af de knap 50.000 brændekedler. Det er i branchen ikke kendskab til, hvor mange kedler der sælges årligt så den angivende udskiftningsrate er udelukkende en vurdering. Der regnes med den samme nedskrivning for alle kategorier, Det antages at alle de udskiftede kedler erstattes af nye kedler, 80 % med akkumuleringstank og 20 % uden. Som tidligere nævnt bestemmes antallet af pillekedler direkte ud fra de fremskrevne træpilleforbrug, hvilket betyder en stigning i antallet af pillekedler fra ca. 25.000 i 2005 til 45.000 i 2020.

#### **4.2 Bekendtgørelsesscenariet**

I Bekendtgørelsesscenariet er udskiftningsraten den samme som i basisscenariet, men der regnes med at alle nyinstallerede ovne og kedler overholder de emissionsgrænseværdier, der er givet i bekendtgørelsen.

##### **4.2.1 Ovne**

For bekendtgørelsesscenariet er der som udgangspunkt de samme antagelser som for basisscenariet, men der ud over er det antaget at alle 40.000 ovne, der udskiftes om året fra 2008 som minimum overholder emissionsgrænseværdien på 10 g/kg. Det vil sige frem til og med 2007 ses den samme udvikling som for basisscenariet. Fra 2008 udskiftes 7,8 % af ovnene i hver af kategorierne, samtidig med at antallet af moderne ovne opskrives med to tredjedele og nye moderne ovne med en tredjedel af de 40.000 ovne om året.

#### 4.2.2 Kedler

Fra og med 2008 foregår al udskiftning af brændekedler til en ny kategori af kedler godkendt efter DS-EN 303-5, klasse 3 med dertilhørende lavere emissionsfaktor. Emissionsfaktoren for denne kategori af kedler er sat til 70 g PM<sub>2.5</sub>/GJ, hvilket er ca. 90 % af de 78 g TSP/GJ bekendtgørelsens krav kan omregnes til. Udskiftningen af kedlerne foregår med en nedskrivning på 5 % af det samlede antal kedler. Hver af kategorierne gammel og ny kedel, med og uden akk. tank nedskrives med samme procentsats. Kun få af de nyindkøbte DS/EN 303-5 certificerede kedler forventes skrottet indenfor tidshorizonten af scenarierne, hvorfor disse ikke nedskrives. Udviklingen af pillekedler er den samme som i basisscenariet.

#### 4.3 Fil terscenariet og fil terzonescenariet

Dette scenarium har samme udvikling som basisscenariet, men fra 2008 etableres der hvert år filter på 10 % af enhederne. Med denne model sondres der ikke mellem typer af anlæg, så brændekedler får etableret filtre i samme takt som brændeovne, ligesom enhedernes alder heller ikke influerer på installationstidspunktet for filtre. Derfor er der blot regnet med en jævn tilvækst på 10 % årligt, til alle enheder har fået etableret filter 10 år senere. Med en anslået teknisk levetid på 10 år vil udskiftningen af de først installerede filtre begynde i år 2018.

Dette scenarium er omfattende i den forstand at alle enheder bliver omfattet indenfor 10 år og scenariet kan udbygges med en prioritering af, med hvilken hastighed filtre installeres, samt overvejelser om hvorvidt alle enheder skal have etableret filter, eller kravet kun skal gælde for visse typer.

Der skelnes i de velfærdsøkonomiske beregninger mellem to filterscenarier. I det ene skal alle ovne og kedler i hele landet have monteret et filter i løbet af en 10 års periode som beskrevet ovenfor, i det andet – "filter-zone" – antages det, at det kun er brændefyrede enheder i byer med over 5.000 indbyggere, der skal have filter på. Ud af den samlede befolkning i Danmark som bor i byer, bor ca. 68 % i byer med mere end 5.000 indbyggere, svarende til ca. halvdelen af den samlede befolkning (Danmarksstatistik, Statistikbanken). Filter-zonescenariet er konstrueret på denne måde, da en reduktion af partikelemissionen i tættere bebyggede områder har størst effekt i forhold til at reducere eksponeringsgraden. Bemærk, at en by som Gundsømagle med sine 2.144 indbyggere ikke er omfattet af zonescenariet. Opsætningen af filtre i filter-zonescenariet sker i lighed med filterscenariet over en 10 års periode, således at samtlige brændefyrede enheder i byer med over 5.000 indbyggere har fået installeret et filter i år 2017.

#### 4.4 Priser anvendt i scenarierne

I nedenstående tabel 4.1 er omkostningerne ved udskiftning af anlæg angivet. Priserne er inklusiv installeringsomkostninger og er fundet ved en lille markedsundersøgelse. Det er dog forudsat at der allerede forefindes basisinstallationer til de brændefyrede enheder på stedet. Det bør understreges at priserne på markedet varierer meget. De nye teknologier, som har et reduktionspotentiale, er præsenteret og priserne diskuteret i foregående afsnit. Betegnelserne "gammel", "nyere" og "moderne" refererer til ovnens emissionsmæssige beskaffenhed samt hvilken alder den har. De "Nye moderne ovne" opfylder kravene for svanemærkning af ovne. Kategorierne "Gammel ovn", "Nyere ovn" og "Gammel kedel" sælges stadig under hele tidsperioden i basis- og filterscenarierne. Det antages at forbrugerne må bære samtlige investeringsomkostninger, inklusiv opsætning

og køb af filtre. Partikelfiltrene er endnu ikke i produktion, og den anvendte pris er derfor baseret på et skøn på en salgspris fra udvikleren.

Tabel 4.1 Investeringspriser pr. anlæg anvendt i scenarieberegningerne.

Priser	Kr.
Gammel ovn	6.000
Nyere ovn	8.000
Moderne ovn	12.000
Nye moderne ovne*	12.000
Gammel kedel	30.000
Ny brændekedel	60.000
DS/EN 303-5 kedel*	60.000
Ny pillekedel	50.000
Filter	10.000

\*Priserne på nye moderne ovne og DS/EN 303-5 kedlerne er baseret på et skøn over den fremtidige pris. Prisen på de nye enheder er her baseret på prisen på de eksisterende enheder, som de ligner mest og derfor vil konkurrere med, dvs. hhv. moderne ovne og nye brændekedler.

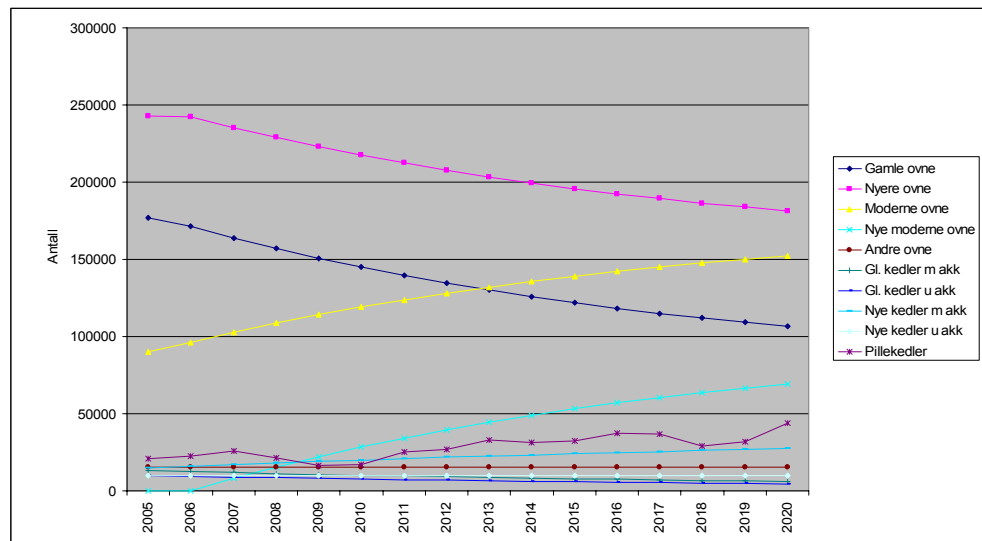
Priserne er faste, dvs. at der ses bort fra inflation, og samtidig ses der også bort fra eventuelle realprisændringer som følge af teknologisk udvikling.

# 5 Sammenligning af scenarierne

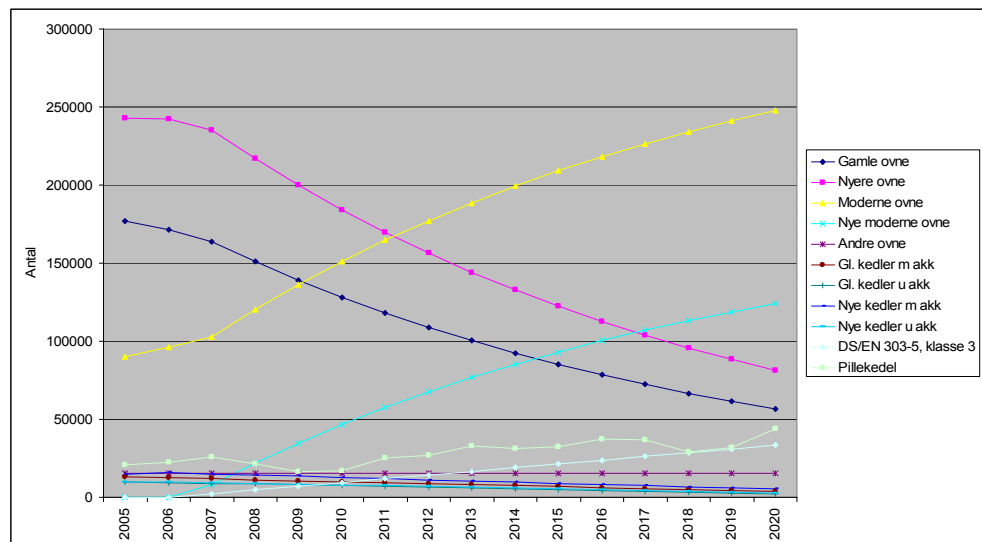
I dette afsnit sammenlignes udviklingen under de forskellige scenarier, først med henblik på udviklingen i emissioner og derefter på de velfærdsøkonomiske betragtninger i tilknytning til emissionsreduktionerne.

## 5.1 Udvikling i emissioner for scenarierne

I figurerne 5.1 og 5.2 er antallet af forskellige anlægstyper i de fire scenarier vist. Udviklingen er den samme i basis- og filterscenerierne, mens fordelingen på anlægstyper ændres i bekendtgørelsessceneriet.



Figur 5.1 Udvikling i antallet af anlæg i basis- og filterscenerierne.



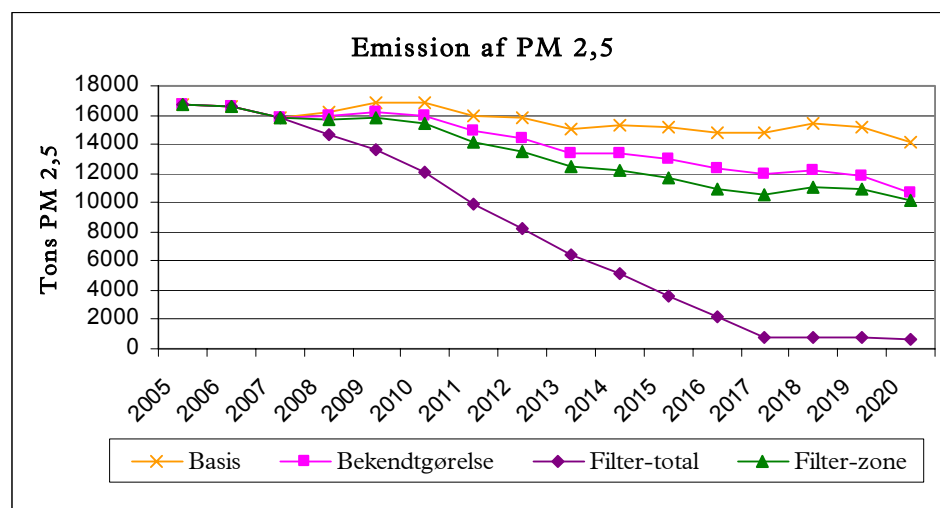
Figur 5.2 Udvikling i antallet af anlæg i bekendtgørelsessceneriet.

For basissceneriet sker der et jævnt fald i antallet af anlæg med høje emissionsfaktorer, og andelen af teknologier med lave emissionsfaktorer stiger fra 18 % i 2005 til 43 % i 2020; for bekendtgørelsessceneriet stiger andelen i samme periode til 74 %. For de to scenarier reduceres emissionerne fra 16,8

kilotons i 2005 til hhv. 14,1 kilotons og 10,6 kilotons i 2020, hvilket svare til reduktioner på 16 % og 37 %. Dette skal ses i forhold til, at der i samme periode forudses en stigning i brænde og træpilleforbruget på 22 %.

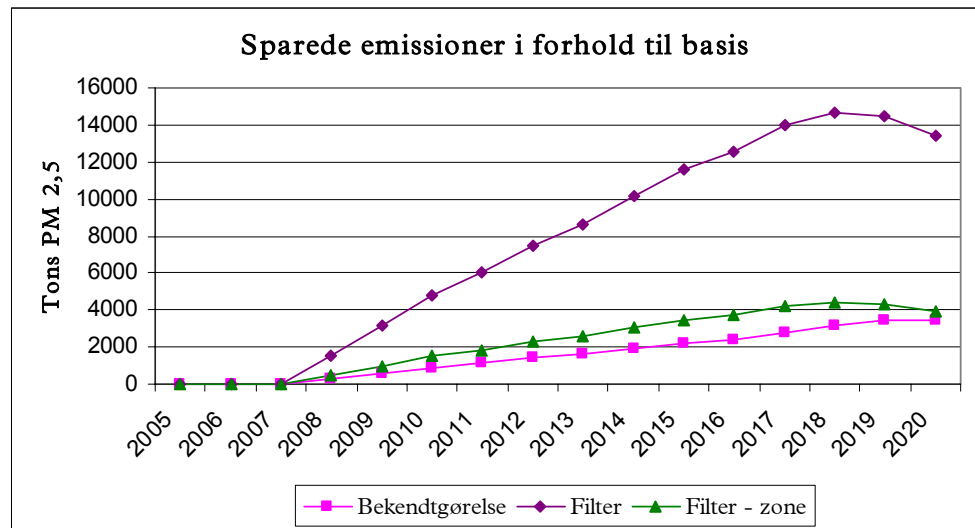
Den største reduktion ses for filterscenarioet, hvor emissionerne i 2020 forventes at være nede på ca. 705 tons  $PM_{2,5}$  under forudsætning af at filtrene installeres på samtlige brændefyrede enheder uden særskilt skelen til enhedernes forbrug eller emissionsfaktor før etablering af filter. Dette scenarium og filter-zonescenarioet er desuden kendetegnet ved at den fulde effekt af emissionsreduktion indtræffer nogle år tidligere end i bekendtgørelsesscenarioet, dvs. i dette tilfælde i 2017. Det er lagt i forudsætningerne at alle enheder, der skal have et filter monteret, vil have fået etableret filtret senest i år 2017. Bemærk at reduktionen af emission i filter-zonescenarioet er væsentligt lavere end i filterscenarioet, og emissionen af  $PM_{2,5}$  i år 2020 for filter-zonescenarioet er på ca. 10,4 kilotons, dvs. næsten samme mængde som i bekendtgørelsesscenarioet. Dog opnås der i filterscenarioerne ikke de samme afledte fordele af partikelreduktionen i form af reducerede udledninger af forskellige emissioner på gasform, som ikke er bundet til partiklerne og derfor ikke fanges af filteret, som i bekendtgørelsesscenarioet. En procentdel af de gasformige stoffer er dog bundet til partiklerne, og stoppes dermed af filtret.

Figur 5.3 viser de fremskrevne årlige emissioner for de fire scenarier.



Figur 5.3 Årlig partikel emission i de forskellige scenarier.

Den årlige emissionsreduktion for scenarierne "Bekendtgørelse", "Filter" og "Filter-zone" i forhold til basisscenarioet er illustreret i figur 5.4, hvoraf det kan ses, at installation af filtre hurtigt fører til en større partikelreduktion end i bekendtgørelsesscenarioet og dermed giver en større akkumuleret emissionsreduktion.



Figur 5.4 Sparet årlig emission for bekendtgørelses- og filter-scenarierne i forhold til basisscenarie.

## 5.2 Velfærdsøkonomisk analyse

I en velfærdsøkonomisk analyse belyses de ændringer i den samfundsmæssige nytte et projekt måtte afstedkomme, ved hjælp af en indikator. I nærværende analyse er indikatoren dannet af ændringer i forbrugerbårne investeringsomkostninger på omkostningssiden (cost) og reduktion af skadesomkostninger på gevinstsiden (benefit). Skadesomkostningerne ved emission af partikler er fundet ved hjælp af beregningspriser, som afspejler befolkningens betalingsvilje for at slippe for de sundhedsmæssige skader partikelemission medfører. Det er vigtigt at holde sig for øje, at en velfærdsøkonomisk analyse ser på den samlede velfærd og altså ikke tager hensyn til eventuelle fordelingsmæssige forskelle mellem projektets scenarier.

Denne cost-benefit analyse er en sammenligning af tre scenarier med basisscenariet, hvor ændringer i skadesomkostningerne forbundet med emission af PM<sub>2,5</sub> ses i forhold til ændringer i de forbrugerbårne investeringsudgifter.

### 5.2.1 Velfærdsøkonomiske beregningspriser

Beregnelsen af skadesomkostningen forbundet med udledning af partikler fra brændeovne og -kedler er foretaget ved hjælp af samfundsøkonomiske beregningspriser, nærmere bestemt, enhedspriser på partikelemission. På denne måde tages der hensyn til den økonomiske gevinst ved nedsat dødelighed/sygdom som følge af reduceret partikelemission i forhold til basisscenariet i beregningerne. Ændringer i emission af dioxin, PAH og NMVOC er dog ikke prissat i nærværende beregninger.

Denne metode skal dog ses som en tilnærmelse til hvad der teoretisk ville have været den mest præcise beregningsmetode. Ideelt set bør beregningen af skadesomkostningerne tage hensyn til og udgangspunkt i den geografiske variation i partikeleksponeringen, passende dosis-respons funktioner, der tager hensyn til hvor mange tabte leveår der er tale om per person, passende værdisætning af de tabte leveår, samt endeligt, sammenhængen mellem dosis og respons, når der tages hensyn til, at der kun fyres i vinterhalvåret. På nuværende tidspunkt findes der ikke tilstrækkelige analyser af disse faktorer, derfor er enhedspriserne på partikelemission anvendt som proxy i stedet.

En mere tilbunds-gående analyse kunne omfatte følgende:

1. Udvalgelse af et eller flere nogenlunde repræsentative beboelsesområder
2. Beskrivelse af den forventede udvikling i emissioner og koncentrationer, hvis man ikke foretager sig noget - altså basisscenariet. Bemærk, basisscenariet i denne rapport indeholder beskrivelse af de forventede partikelemissioner, men ikke koncentrationer i luftmassen.
3. Beskrivelse år for år af ændringen i de forventede partikelkoncentrationer for hver af de mulige foranstaltninger.
4. Angivelse af hvilke dosis-respons funktioner der benyttes til at beskrive sundhedskonsekvenser af at ændre partikelkoncentrationerne. Det bør undersøges, hvilken betydning det har, at befolkningen kun opnår en luftkvalitetsforbedring i vinterhalvåret, men at de til gengæld opnår den hvert år og ikke kun i et enkelt år.
5. Beskrivelse af hvorledes dosis-respons funktionerne benyttes til at beregne ændringen i antallet af forskellige sygdomme og i risikoen for at dø.
6. Beregning af den årlige gevinst ved multiplikation af de beskrevne årlige sundhedseffekter med passende beregningspriser herpå.

Da der p.t. ikke forefindes sådanne danske beregningspriser for partikler udledt fra brændeovne og -kedler i boligkvarterer, anvendes beregningspriser for emission fra kulfyrede kraftværker til at bestemme de samfundsmæssige omkostninger ved udledning af røg fra brændeovne og kedler. Det skønnes at være de umiddelbart bedst tilgængelige beregningspriser.

Tabel 5.1 Skadesomkostninger for Luftforurening (stationære kilder), kr./kg emission, markedspriser, 2004 priser

PLACERING	PM <sub>2,5</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>
Kulfyret kraftværk på Sjælland	142	89	55
Kulfyret kraftværk i Jylland	113	82	53
Tillæg for byer med 100.000 indbyggere	350	-	147
Tillæg for byer med 500.000 indbyggere	2.095	-	950

Kilde: Andersen, M.S., Frohn, L.M., Jensen, S.S., Nielsen, J.S., Sørensen, P.B., Hertel, O., Brandt, J. & Christensen, J. 2004. Faglig rapport fra DMU nr. 507.

Kraftværker har meget højere skorstene end de almindelige boligskorstene, og da partikler mindre end 2,5 µm er så lette, at de opfører sig som en gas, vil partikler i røgen fra kraftværkerne derfor spredes mere. Partikeleksponeringen ved jorden vil således være større for et gram PM<sub>2,5</sub> udledt fra et hustag end et gram PM<sub>2,5</sub> udledt fra et kraftværks skorsten. De samfundsmæssige omkostninger ved at udlede et gram partikler fra en brændeovn bliver derfor sandsynligvis undervurderet. Det betyder, at de beregnede gevinster ved reduktion af partikelemissionen sandsynligvis også er undervurderede.

Skadesomkostningerne stiger med koncentrationen af brændeovne per km<sup>2</sup> i området, derfor kan det være rimeligt at give et tillæg til beregningsprisen for emissioner i byer med over 100.000 indbyggere; det drejer sig om København, Århus, Odense og Aalborg. København har desuden, som den eneste danske by, en befolkning på over 500.000, men under antagelse om, at der er færre, som benytter brændeovne og -kedler i indre København, ses der her bort fra tillæg til byer med over 500.000 indbyggere.

Alle anvendte priser er i faste 2005 priser. Generelt tages der hensyn til den tidsmæssige dimension ved at diskontere de årlige beløb til en nutidsværdi, for på den måde at tage hensyn til at projektets konsekvenser tidsmæssigt falder i forskellige år. I denne beregning er der således beregnet en nutidsværdi af de fire scenarier ved en kalkulationsrente på 3 % som anbefalet ved samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter.

### 5.2.2 Velfærdsøkonomisk resultat

På baggrund af energifremskrivningen, den dertilhørende fremskrivning af antallet af enheder fordelt på typer og de antagne emissionsfaktorer, fremkommer den samlede emission af partikler for de forskellige typer brændefyrede enheder. Disse emissioner ganges så med de velfærdsøkonomiske beregningspriser for hvert år, for at finde de samfundsmæssige skadesomkostninger.

Da der i beregningspriserne skelnes mellem Jylland og Sjælland + Øerne, er den procentvise fordeling af befolkningen i de to regioner brugt til at fordele de brændefyrede enheder på hhv. Jylland (ca. 46 %) og Sjælland og Øerne (ca. 54 %), inden deres respektive beregningspriser er ganget på. Samme fremgangsmåde er benyttet som tilnærmelse til, at finde ud af hvor mange af enheder, der står i byer med en befolkning på over 100.000 indbyggere (ca. 34 % af den samlede bybefolkning) (DST, Statistisk årbog 2005).

I tabel 5.2 er den akkumulerede emission opgjort for hvert af de fire scenarier, samt ændringen i forhold til basisscenariet. Med ”reduktion af emission i tons”, menes forskellen til basisscenariet. Det er vigtigt at være opmærksom på at det er den samlede akkumulerede emission for hele perioden, dvs. 15 år. Det ses, at specielt filterscenariet giver en meget stor reduktion af emission på næsten 50 %. Grunden til den store forskel i forhold til de andre scenarier skal findes i, at der i bekendtgørelsesscenariet kun ændres på sammensætningen af forskellige typer brændefyrede enheder, hvilket giver meget mindre reduktioner i forhold til basis, og at der i filter-zonescenariet bliver sat væsentlig færre filtre op end i filterscenariet.

Tabel 5.2 Akkumuleret emission af PM<sub>2,5</sub> frem til år 2020, tilbagediskonteret til 2006, tons.

Scenarie	Emission (tons)	Reduktion af emission i forhold til basis (tons)	Reduktion af emission, (%)
Basis	192.683		
Bekendtgørelse	173.591	19.092	9,91
Filter	100.153	92.530	48,02
Filter - zone	164.859	27.824	14,44

I tabel 5.3 er de akkumulerede skadesomkostninger for de fire scenarier. Tallene er opgjort som nutidsværdi i mio. kr. Endvidere er ændringen i forhold til basisscenariet beregnet. Reduktionen af skadesomkostningerne i bekendtgørelsesscenariet og i filterscenariet er procentvis stort set lig med reduktionen af emissionerne, mens den procentvise reduktion i skadesomkostninger i filter-zonescenariet er større end den procentvise reduktion i emissioner. Det skyldes, at filtrene kun opsættes i tættere befolkede områder, og at byer med over 100.000 indbyggere, hvor der er tillæg i beregningsprisen, kommer til at udgøre en forholdsvis større andel, samt at sammensætningen af brændefyrede enheder, og dermed den gennemsnitlige emissionsfaktor, er anderledes i byområder.

Tabel 5.3 Akkumuleret skadesomkostning ved PM<sub>2,5</sub> frem til år 2020, mio. kr. i 2006

Scenarie	Nutidsværdi i 2006 (mio. kr.)	Reduktion af skadesomkostning, (mio. kr.)	Reduktion af skadesomkostning (%)
Basis	34.100		
Bekendtgørelse	30.727	3.373	9,89
Filter	17.705	16.395	48,08
Filter - zone	26.336	7.763	22,77

Reduktionen i forhold til basisscenariet i skadesomkostningerne af PM<sub>2,5</sub> emission bliver her betragtet som den velfærdsøkonomiske gevinst. De årlige forbrugerbårne investeringsomkostninger anvendes her som den velfærdsøkonomiske omkostning. De forbrugerbårne investeringsomkostninger er omkostningerne forbundet ved køb af nye enheder i forbindelse med udskiftning, samt opsætning og senere udskiftning af filtre.

Disse investeringsomkostninger er beregnet på baggrund af udskiftningsraten af gamle brændeovne, samt ovne og filters anslåede levetid. De årlige investeringsomkostninger er annuieret over de enkelte enheders forventede levetid ved at benytte kapitalindvindingsfaktoren. For brændeovne og -kedler er der anvendt en forventet levealder på 20 år, jf. afsnit 3.1, og for filtre regnes der med en teknisk levealder på 10 år.

I tabel 5.4 er de akkumulerede forbrugerbårne investeringsomkostninger angivet.

Tabel 5.4 Samlede forbrugerbårne investeringsomkostninger frem til år 2020, mio. kr. i 2006

Scenarie	Nutidsværdi i 2006 (mio. kr.)	Meromkostning (mio. kr.)	Meromkostning (%)
Basis	3.791		
Bekendtgørelse	4.175	384	10,13
Filter	8.329	4.538	119,69
Filter - zone	5.155	1.364	35,97

Det ses, for det først, at der er tale om betydelige investeringer. Specielt filerscenariet indebærer en væsentlig meromkostning i forhold til basisscenariet på over det dobbelte. En del af den høje meromkostning for filterscenariet skyldes bl.a. at investeringen i filtre bliver annuieret over en 10 års periode, mens investeringen brændefyrende enheder bliver annuieret over 20 år, hvilket betyder, at ingen af investeringsomkostningerne forbundet med køb af ovne og kedler når at slå helt igennem, da der her kun ses på en 15 år lang periode. Dvs. at alle nyinvesterede brændefyrede enheder ved udgangen af perioden har en positiv scrapværdi.

Det velfærdsøkonomiske resultat fås ved at trække meromkostningen forbundet med forbrugerbårne investeringer fra den opnåede gevinst i form af sparede skadesomkostninger.

Tabel 5.5 angiver nutidsværdien af det samlede velfærdsøkonomiske overskud ved de tre scenarier sammenholdt med basisscenariet.

Tabel 5.5 Velfærdsøkonomisk resultat af den akkumulerede reduktion af partikler frem til år 2020

Scenarie	Nutidsværdi i 2006 (mio. kr.)
Bekendtgørelse	2.989
Filter	11.857
Filter-zone	6.400

Som det fremgår af tabel 5.5 ovenover giver alle tre initiativer velfærdsøkonomisk overskud ud fra de givne forudsætninger. Det er dog vigtigt at bemærke, at der er forskel på hvem der betaler hvad i de forskellige scenarier. Investeringsomkostninger er udelukkende afholdt af forbrugerne, mens de sparede skadesomkostninger også omfatter sparede statslige udgifter, som er indeholdt i de velfærdsøkonomiske beregningspriser. Hertil kommer, at de der lider skade ved partikelforurening, og hvis nyttetab derfor indgår i beregningsprisen, ikke nødvendigvis også har en brændefyret enhed. Dette forhold er illustreret i tabel 5.6. Af omkostninger og gevinster per ton kan man se hvor det er hhv. dyrest at reducere emissionen med ét ton og hvor reduktionen af ét ton partikler er forbundet med størst gevinst. En anden måde at anskueliggøre forskellen mellem de 3 scenarier og basis, er ved at se på den sparede emission ved hver investeret million kr. og den reducerede skadesomkostning per investeret million kr. Den førstnævnte indikerer cost-effectiveness ved de tre scenarier.

Tabel 5.6 Omkostninger og gevinster set i forhold til hhv. sparet emission og investerede millioner kr.

Scenarie	Investeringsomkostning ved reduktion af et ton partikler (kr.)	Reduceret skadesomkostning per ton partikler (kr.)	Netto gevinst ved reduktion af et ton partikler (kr.)	Sparet emission pr. mio. kr. investeret (ton/mio.kr.)	Reduceret skadesomkostning pr. mio.kr. investeret, mio. kr.
Bekendtgørelse	20.114	176.662	156.548	50	8,8
Filter	49.043	177.184	128.141	20	3,6
Filter-zone	49.010	279.019	230.009	20	5,7

Filterscenariet giver det klart største velfærdsøkonomiske overskud, se tabel 5.5, men indebærer samtidig de klart største forbrugerbårne investeringsomkostninger. Set per ton sparet emission er investeringsomkostningerne i dette scenarium dog lig investeringsomkostningerne ved filter-zonescenariet. Det ses endvidere af den midterste kolonne i tabel 5.6, at filter-zonescenariet giver den største samfundsmæssige gevinst per sparet ton emission af  $PM_{2,5}$ . Dette skyldes primært, at de tons emission der spares er forbundet med relativt store samfundsmæssige skadesomkostninger. Bekendtgørelsesscenariet udmærker sig ved at have de laveste forbrugerbårne investeringsomkostninger per reduceret ton partikler, samtidig er de sparede skadesomkostninger per reduceret ton partikler på niveau med filterscenariet.

Ser man derimod på hvor omkostningseffektive de enkelte scenarier er, sparer man over dobbelt så meget emission ved at investere én million i bekendtgørelsesscenariet, som ved samme investering i de andre scenarier. Også med hensyn til reduktion af skadesomkostningerne per investeret million kr., er bekendtgørelsesscenariet det mest effektive. Disse resultater hviler specielt på udregningen af investeringsomkostningerne og forbrugerpriserne på de brændefyrede enheder. Specielt antagelserne om at de nye brændefyrede kedler DS/EN 303-5 og nye moderne brændeovne prismæssigt ligner hhv. nye brænde kedler med akkumuleringstank og moderne

brændeovne, gør at basis og bekendtgørelsesscenariet er investeringsmæssigt meget ens.

### **Andre faktorer med indflydelse på det velfærdsøkonomiske resultat**

Ud over reduktion af emission  $PM_{2,5}$ , reduceres emissionen af dioxin, PAH og NMVOC også i de beskrevne scenarier. Denne reduktion er ikke prissat her, men antages at være forbundet med en yderligere reduktion af skadesomkostningerne for samtlige scenarier. Stofferne er i høj grad bundet til partiklernes overflade, men især til de allermindste partikler  $PM_{0,1}$ , hvor et filters rensningseffektivitet vurderes at være lavere. Et partikelfilter vil således kun stoppe en mindre procentdel af emissionen af andre stoffer end af  $PM_{2,5}$ . Bekendtgørelsesscenariet reducerer emission ved hjælp af bedre forbrænding i ovn og kedel bestanden, og det må forventes at emissionen af PAH og NMVOC mindskes derved.

Nye og bedre ovne vil muligvis føre til et ændret ressourceforbrug, dvs. et lavere brændeforbrug, idet de nye ovne udnytter brændværdien af træ bedre end de gamle ovne. Emissionsopgørelserne er imidlertid beregnet på grundlag af et konstant brændeforbrug, og kan derfor overestimere de faktiske emissioner og skadesomkostninger i bekendtgørelsesscenariet.

Der er i denne analyse set bort fra de forskellige administrative omkostninger (f.eks. tilsyn), der er forbundet med bekendtgørelses- og filterscenerierne, da de er svære at kvantificere på nuværende tidspunkt. Det må dog forventes at filterscenerierne er forbundet med højere administrative omkostninger end bekendtgørelsesscenariet, da filtersceneriet kræver omfattende tilsyn af monteringen af lovpligtige filtre, mens bekendtgørelsesscenariet kun stiller krav rettet mod installation af brændefyrede enheder, som udføres af autoriserede.

### 5.3 Følsomhedsanalyse

Det velfærdsøkonomiske resultat afhænger af en række faktorer, bl.a. emissions faktorerne, som har betydning for, hvor stor reduktionen af emission bliver i bekendtgørelsesscenariet, og diskonteringsfaktoren som har indflydelse på samtlige beregninger.

I tabel 5.7 er der set på, hvad en ændring i emissionsfaktoren har af indflydelse på den akkumulerede emission. Bemærk at det kun er emissionsfaktoren for gamle kedler, der varieres. For eksempel. Hvis rapportens anvendte emissionsfaktorerne sænkes med 25 %, svarende til "Lave emissionsfaktorer", falder den samlede emission i basisscenariet kun med ca. 5 %. Dette følger naturligvis af, at gamle kedler kun udgør en brøkdel af den samlede brændefyrede ovn og kedel bestand.

Tabel 5.7 Den akkumulerede emission og emissionsfaktoren.

	Emissionsfaktor (g/GJ)		$PM_{2,5}$ tilbagedisk. til 2006 (tons)		
	Gammel kedel med akk. tank*	Gammel kedel uden akk. tank*	Basis	Bekendtgørelse	Filter
Lave emissionsfaktorer	675	1350	182.455	166.271	94.341
<b>Basisanalyse</b>	<b>900</b>	<b>1800</b>	<b>192.683</b>	<b>173.591</b>	<b>100.153</b>
Høje emissionsfaktorer	1125	2250	202.911	184.912	105.966

\*Akkumuleringstank.

Diskonteringsfaktoren har som nævnt betydning for samtlige beregninger og har stor betydning for det velfærdsøkonomiske resultat. Valget af

diskonteringsfaktor bør afspejle befolkningens tidspræferencer, men bør samtidig også afspejle de forbigående alternative investeringsmuligheder. Sidstnævnte er mest relevant for investeringsomkostningerne i scenarierne, mens befolkningen må forventes at have tidspræferencer både med hensyn til investeringerne og med hensyn til reduktion af skadesomkostningerne og emissionerne. Tabel 5.8 nedenfor angiver det velfærdsøkonomiske resultats følsomhed overfor diskonteringsfaktoren.

Tabel 5.8 Det velfærdsøkonomiske resultat og diskonteringsfaktoren, mio.kr. i 2006.

Diskonteringsfaktoren	Bekendtgørelse	Filter	Filter-zone
1%	3.695	14.806	7.868
<b>3%</b>	<b>2.989</b>	<b>11.857</b>	<b>6.400</b>
6%	2.194	8.563	4.747

Som det fremgår af ovenstående tabel 5.8, giver en ændring af diskonteringsfaktoren på et par procentpoint eller tre, en ændring i resultatet på flere milliarder for filterscenarierne, mens bekendtgørelsesscenariet er mindre følsomt, med ændringer på en 700-800 millioner over tidsperioden på 15 år.

Beregningerne af skadesomkostningerne er forbundet med store usikkerheder, specielt omkring valget af beregningspriser. I nedenstående tabel 5.9 er sammenhængen mellem valget af beregningspriser og det velfærdsøkonomiske resultat belyst. Først undersøges betydningen af at fjerne tillægget i prisen for byer med over 100.000 indbyggere. Dette kan være relevant, hvis partikelforureningen fra et kraftværk tæt på en stor by, som tillægget i beregningsprisen jo er baseret på, er væsentligt større og berører flere mennesker end den akkumulerede partikelkoncentration fra brændefyrede enheder i store byer. Dernæst undersøges det velfærdsøkonomiske resultat ved hhv. en halvering og en fordobling af beregningsprisen. En halvering af prisen kan afstedkomme, hvis prisen for emission af et kilo partikler fra et kraftværk er stærkt overvurderet i forhold til den sande pris for udledning af et kilo partikler fra et hustag. Dette er dog, som før beskrevet, lidt usandsynligt. Det er mere sandsynligt, at beregningsprisen er undervurderet i forhold til prisen for emission af et kilo partikler fra et hustag og derfor undersøges effekten af en fordobling af beregningspriserne.

Tabel 5.9 Det velfærdsøkonomiske resultat og beregningspriser, mio.kr. i 2006

Scenarie	Uden tillæg for byer > 100.000 indbyggere	Beregningspriser halveret	Beregningspriser fordoblet
Bekendtgørelse	2.071	1.302	6.391
Filter	7.363	3.659	28.281
Filter-zone	1.906	-4.885	28.998

Som det fremgår af ovenstående tabel 5.9, har det stor betydning for filter-zonescenariet, at der er tillæg i prisen for emission i større byer. Hvis dette fjernes, giver scenariet samfundsmæssigt det mindste overskud af alle scenarierne, men alle scenarier giver stadig overskud. Størrelsen af beregningspriserne har naturligvis også stor betydning. Hvis beregningspriserne halveres, giver filter-zonescenariet underskud. Hvis beregningspriserne derimod fordobles, mange dobles det velfærdsøkonomiske overskud for alle scenarier. Som der tidligere er argumenteret for, er

beregningspriserne efter al sandsynlighed undervurderet snarere end overvurderet, hvilket kunne øge det velfærdsøkonomiske overskud.

#### 5.4 Sammenfatning

Alle tre scenarier giver velfærdsøkonomisk overskud, men rangordningen af scenarierne efter størrelsen af overskuddet afhænger af hvordan skadesomkostningerne beregnes. Filterscenarioet giver dog det største velfærdsøkonomiske overskud i alle tilfælde. Miljømæssigt giver filterscenarioet også den største reduktion af partikelemissionen, mens bekendtgørelsesscenarioet giver den største emissionsreduktion per investeret krone.

# 6 Diskussion og konklusion

## 6.1 Træforbrug og emissioner

Husholdningers forbrænding af træ i brændeovne og små brænde kedler i 2005 er opgjort til ca. 25 TJ, hvoraf hele brændestykker o.l. udgør 19,6 TJ og træpiller udgør 5,4 TJ. Træforbruget er 12,5 TJ (50 %) i brændeovne, 7,1 TJ i brænde kedler (28 %) og 5,5 TJ i træpillekedler (22 %). Antalsmæssigt udgør brændeovne langt den større andel da brændeforbruget pr. anlæg pr. år er mindre for brændeovne end kedler. Antallet af brændeovne udgør 86 % af det totale antal på godt 600.000 anlæg.

Emissionsfaktorer for gamle brændeovne og- kedler er generelt højere end for nye anlæg. Specielt er antaget høje emissionsfaktorer for gamle brænde kedler. De laveste emissionsfaktorer er estimeret for træpillekedler, hvilket betyder at emissionerne for denne anlægstype kun udgør 1 % af de totale  $PM_{2,5}$  emissioner fra træfyrede anlæg i husholdninger. Tabel 6.1 viser træforbrug og emissioner i 2005 fordelt på ovne og kedler sammen med vægtede gennemsnitlige emissionsfaktorer.

Tabel 6.1. Træforbrug, emissionsfaktorer og emissioner for 2005

	Forbrug (TJ)	Emissionsfaktorer, $PM_{2,5}$ (g/GJ)	Emissioner, $PM_{2,5}$ (tons)
Ovne	12,5	921	11536
Kedler	7,1	722	5128
Pillekedler	5,4	32	173
I alt	25,0	672	16838

Knap 90 % af emissionerne stammer fra anlægstyper med høje emissionsfaktorer, og der er derfor et stort potentiale for at reducere emissionerne ved udskiftning til anlægstyper med en mere effektiv forbrænding, f.eks. moderne ovne, nye kedler med akkumuleringstanke, automatisk indfyrede ovne og kedler samt masseovne. Som tidligere nævnt omfatter denne rapport kun teknologiske reduktionsmuligheder, men der er også et stort reduktionspotentiale i oplysningskampagne om korrekt anvendelse af brændeovne og kedler, da målinger har vist at der kan opnås meget lave PM-udledninger selv fra gamle brændeovne.

PM-emissionsopgørelsen for små træfyrede anlæg er generelt meget usikker, da både brændeforbrug og emissionsfaktorer er vanskelige at kvantificere. Et øget antal emissionsmålinger vil kunne forbedre beregningerne.

## 6.2 Emissionsscenarier

De estimerede emissionsudviklinger for de fire scenarier viser, at den største reduktion ses for filtersceneriet, hvor emissionerne i 2020 forventes at være ca. 705 tons  $PM_{2,5}$  svarende til en reduktion på 96 % fra 2005 under forudsætning af at filtrene installeres på samtlige brændefyrede enheder uden særskilt skelen til enhedernes forbrug eller emissionsfaktor før etablering af filter. For basissceneriet sker der et jævnt fald i antallet af anlæg med høje emissionsfaktorer, og andelen af teknologier med lave emissionsfaktorer stiger fra 18 % i 2005 til 43 % i 2020; for bekendtgørelsessceneriet stiger andelen i

samme periode til 74 %. For de to scenarier reduceres emissionerne fra 16,8 kilotons i 2005 til hhv. 14,1 kilotons og 10,6 kilotons i 2020, hvilket svare til reduktioner på 16 % og 37 %. Dette skal ses i forhold til, at der i samme periode forudses en stigning i brænde og træpilleforbruget på 22 %.

### 6.3 Velfærdsøkonomisk analyse

Den velfærdsøkonomiske analyse viser, at filterscenarioet giver klart det største velfærdsøkonomiske overskud samlet set. Selvom filterscenarioet er mere end dobbelt så dyrt som basisscenarioet ved de forbrugerbårne investeringsomkostninger alene, giver filterscenarioet et velfærdsøkonomisk overskud på 11,9 mia. kr. i nutidsværdi i forhold til basisscenarioet, svarende til en reduktion af skadesomkostningerne ved emission af  $PM_{2.5}$  på 16,4 mia. kr. minus de forbrugerbårne meromkostninger på 4,5 milliarder. Der er dog stor usikkerhed forbundet med de anvendte velfærdsøkonomiske beregningspriser på partikelemission. Det kræver yderligere studier at fastlægge skadesomkostningerne ved partikelemission fra brændefyrede enheder i husstande mere nøjagtigt. Ses der derimod på effektiviteten af at investere i de forskellige scenarier, opnås den største emissionsreduktion pr. investerede kr. ved bekendtgørelsesscenarioet, som er 2,5 gange større end for de to filterscenarioer.

Hvis man laver de samme beregninger for efterbrænderteknologien giver det en endnu større effektivitet af de investerede penge. Men potentialet er meget mindre, da det kun drejer sig om en forbedring for gamle ovne. Pga. udskiftningen af de gamle ovne vil der være tale om en tidsbegrænset effekt, der vil kunne opnås ved teknologien. Som tidligere nævnt er anvendeligheden af efterforbrændingsindsatser på gamle danske ovne ikke undersøgt. Desuden er det ikke lavet nogen opgørelser over hvor mange af de gamle ovntyper samt antal enheder, der ville kunne monteres en efterbrænder på. Derfor er det ikke muligt at lave en cost-benefit analyse på installation af efterbrændere på nuværende tidspunkt. Efterbrændere er på den baggrund ikke medtaget som et muligt reduktionsscenario i denne rapport.

## 7 Referencer

- Evald, A. (2006): Brændeforbrug I Danmark. Energistyrelsen.  
[http://www.ens.dk/graphics/Energi\\_i\\_tal\\_og\\_kort/BF\\_2005\\_Rapport.pdf](http://www.ens.dk/graphics/Energi_i_tal_og_kort/BF_2005_Rapport.pdf)
- Andersen, M.S., Frohn, L.M., Jensen, S.S., Nielsen, J.S., Sørensen, P.B., Herten, O., Brandt, J. & Christensen, J. (2004): Sundhedseffekter af luftforurening-beregningspriser. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU 507:85 s.
- Biovarme, 2006, [www.biovarme.dk](http://www.biovarme.dk), 1/6 2006
- BLT - Biomass Logistics Technology 2005, [www.blt.bmlf.gv.at/menu](http://www.blt.bmlf.gv.at/menu), 30/11 2005
- CEPMEIP (Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance) (2002) Database presented on the Internet: <http://www.air.sk/tno/cepmeip/>
- Energistyrelsen (2005): Energistatistikken 2004.  
[http://www.ens.dk/graphics/Energi\\_i\\_tal\\_og\\_kort/statistik/aarsstatistik/Statistik\\_2004/Energistatistik\\_2004.pdf](http://www.ens.dk/graphics/Energi_i_tal_og_kort/statistik/aarsstatistik/Statistik_2004/Energistatistik_2004.pdf)
- Houck, J.E. & Broderick, D.R. (2005): "PM<sub>2.5</sub> Emission Reduction Benefits of Replacing Uncertified Cordwood Stoves with Certified Cordwood Stoves or Modern Pellet Stoves", OMNI publications, May 26, 2005
- Houck, J.E. & Tiegs, P.E. (1998b): "Residential Wood Combustion Technology Review. Volume 2. Appendices", EPA-600/R-98-174a, December 1998
- Houck, J.E. & Tiegs, P.E. (1998a): "Residential Wood Combustion Technology Review. Volume 1. Technical Report", EPA-600/R-98-174a, December 1998
- Houck, J.E.; Scott, A.T.; Purvis, C.R.; Kariher, P.H.; Crouch, J. & Van Buren, M.J. (2000): "Low emission and high efficiency residential pellet-fired heaters" in Proceedings of the Ninth Biennial Bioenergy Conference, Buffalo, NY, October 15-19, 2000
- Illerup, J.B., Nielsen, O.-K., Winther M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Fauser, P. & Nielsen, M., Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2004, Department of Policy Analysis, National Environmental Research Institute, Denmark.
- Illerup, J.B. & Nielsen, M. (2004): Improved PM emissions inventory for residential wood combustion. In: Dilara, P., Muntean, M., Angelino, E. (Eds): Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop, Lago Maggiore, Italy, 18 October 2004. European Commission - EUR 21302: 142-149.
- Johansson L., Gustavsson L., Tullin C. & Cooper D., (2003.) Emissioner från småskalig biobränsleledning - mätningar och preliminära

mängdberäkningar. Swedish National Testing and Research Institute report, 2003:08.

Johansson, L.; Persson, H.; Joahnsen, M.; Tullin, C. & Gustavsson, L. (2005) "Fältmätningar av metan och andra viktiga komponenter från vedpannor – Etapp 1", Energimyntighetsprojekt nr. 21826-1, Februari 2005

Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Strandmark, L. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. 464 s.

Nikolaisen, L. (2005 a). Brugerundersøgelse for brændeovne og fastbrændselskedler. Ikke publiceret notat. Teknologisk Institut, Århus.

Nikolaisen, L. (2005 b). E-mail af 13. oktober 2005.

Palmgren, F., Glasius, M., Wählin, P., Ketzal, M., Berkowicz, R., Jensen, S.S., Winther, M., Illerup, J.B., Andersen, M.S., Hertel, O., Vinzents, P.S., Møller, P., Sørensen, M., Knudsen, L.E., Schibye, B., Andersen, Z.J., Hermansen, M., Scheike, T., Stage, M., Bisgaard, H., Loft, S., Lohse, C., Jensen, K.A., Kofoed-Sørensen, V. & Clausen, P.A. (2005) "Luftforurening med partikler i Danmark", Miljøprojekt nr. 1021, 2005, Miljøstyrelsen.

Senf, N. (1994): "Recent Laboratory and Field Testing of Masonry Heater and Masonry Fireplace Emissions", Presentation at the 87th Annual Meeting & Exhibition of Air & Waste Management Association, Cincinnati, Ohio, June 19-24, 1994

Sternhufvud, C., Karvosenoja, N., Illerup, J.B., Kindbom, K., Lükewille, A., Johansson, M. & Jensen, D., (2004): Particulate matter emissions and abatement options in residential wood burning in the Nordic countries. Nordic Council of Ministers. - ANP 2004:735: 72 pp.  
[www.norden.org/pub/miljo/miljo/sk/ANP2004735.pdf](http://www.norden.org/pub/miljo/miljo/sk/ANP2004735.pdf)

Teknologisk Institut (2000): "Installationsvejledning for bibrændselskedler", Udarbejdet for Energistyrelsen, j.nr. 51161/98-0069, Oktober 2000,  
[www.teknologisk.dk/energi/3193](http://www.teknologisk.dk/energi/3193)

Trondheim Kommune (2005): "Etterbrennar for å redusere svevestøvutslipp i eldre vedomnar", Sluttrapport juni 2006.

Vetthus, H. (2005). Applied Plasma Physics AS, Norge, Personal communication, 12/9 2005.