

Kulkonsekvens- undersøgelse

Luftforureningsmæssige
konsekvenser af
kulfyring på danske
kraftværker

Miljøministeriet

miljøstyrelsen · Strandgade 29 · 1401 København K · (01) 57 83 10

Kulkonsekvens-undersøgelse

Luftforureningsmæssige
konsekvenser af
kulfyring på danske
kraftværker

december 1980

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
STRANDGADE 29
1401 KØBENHAVN K

Miljøministeriet

miljøstyrelsen · Strandgade 29 · 1401 København K · (01) 57 83 10



trykt på genbrugspapir
ISBN 87-503-3514-6
Stougaard Jensen/København
Fu 00-188

FORORD

Overgangen fra olie- til kulfyring i kraftværkerne er sket langt hurtigere end forudsat i Handelsministeriets energiplan fra 1976. Samtidig har udskydelsen af principbeslutningen om at indføre kernekraft i Danmark medført, at miljøstyrelsen må planlægge for de miljømæssige konsekvenser af brugen af langt større kulmængder - og i et længere tidsrum - end forudset for blot 3-4 år siden.

Nærværende rapport skal tjene tre hovedformål. For det første indeholder rapporten en sammenfatning af en række undersøgelser, der har til formål at belyse dagens teknologiske stade for så vidt angår kulfyring i kraftværker og de hertil knyttede konsekvenser for luftforureningen og afledede konsekvenser heraf. For det andet søger rapporten på basis af prognoser for udbygningen af kraftværkssektoren og for anvendte kultyper og rensningsteknologier i 1980'erne at belyse kraftværkernes bidrag til luftforureningen i den kommende årrække. Og endelig skal rapporten med de gennemførte undersøgelser benyttes som en del af miljøstyrelsens basismateriale til fastlæggelse af de miljøpolitiske krav til kraftværkerne i de kommende år.

Jens Kampmann
december 1980

INDHOLD	<u>Side</u>
1. INDLEDNING	7
1.1. Baggrund	7
1.2. Iværksættelse af kulkonsekvensundersøgelse	8
1.3. Nedsættelse af styringsgruppe	8
1.4. Gennemførte undersøgelser	9
1.5. Afgrænsning af udredningsarbejdet	10
1.6. Udarbejdede rapporter	11
2. KRAFTVÆRKER - GENERELT	12
3. KULFYRING	16
3.1. Udvikling i kulforbruget	16
3.2. Kulegenskabers betydning for anvendelse i kraft- værker	17
3.2.1. Brændværdi	17
3.2.2. Askeindhold	18
3.2.3. Askens sammensætning og elektriske egen- skaber	18
3.3. Fluid-bed forbrænding	19
4. EMISSIONER VED KUL- OG OLIEFYRING - KVALITATIVE BETRAGTNINGER	22
4.1. Gasformige forureninger	22
4.1.1. Svovldioxid	22
4.1.2. Kvælstofoxider	23
4.1.3. Polycykliske aromatiske kulbrinter	24
4.1.4. Kviksølv	24
4.1.5. Kuldioxid	24
4.2. Partikelformige forureninger	25
4.3. Radioaktive sporstoffer	26

5. EMISSIONSBEGRÆNSENDE FORANSTALTNINGER	29
5.1. Begrænsning af partikelemission	29
5.1.1. Elektrofiltre	30
5.1.2. Posefiltre	32
5.1.3. Økonomi	33
5.2. Begrænsning af svovldioxidemission	34
5.3. Begrænsning af kvælstofoxidemission	38
5.4. Udenlandske regler om emission fra kraftværker	39
5.4.1. Svovldioxid	40
5.4.2. Kvælstofoxider	42
5.4.3. Partikler	42
6. EMISSIONSMÅLINGER	44
6.1. Generelt om måleprojektet	44
6.2. Brændselsanalyser	45
6.3. Gasformige emissioner	46
6.3.1. Svovldioxid og kvælstofoxider	46
6.3.2. Kviksølv	47
6.3.3. Polycykliske aromatiske kulbrinter	49
6.4. Partikelformige emissioner	49
7. SPREDNINGS- OG DEPOSITIONSBEREGNINGER	55
7.1. Basis for beregningerne	56
7.2. Luftkoncentrationsbidrag	57
7.2.1. Svovldioxid	58
7.2.2. Kvælstofoxider	63
7.2.3. Partikler og sporstoffer	64
7.3. Depositionsberegninger	66
7.3.1. Svovldeposition	67
7.3.2. Sporstofdeposition	70
7.4. Anvendelse af spredningsberegninger på andre anlæg	73

8. EMISSIONSFORHOLD VED ELPRODUKTION I 1980'ERNE	75
9. LANGTRANSPORT AF LUFTFORURENING	83
10. MILJØEFFEKTER AF KULFYRING	85
10.1. Effekter af gasformige forureninger	85
10.1.1. Effekter af svovldioxid	86
10.1.2. Effekter af kvælstofoxider	87
10.1.3. Effekter af nedbørens forsuring	89
10.2. Forurening med sporstoffer	91
10.2.1. Effekter af sporstoffer	93
10.2.2. Effekter af kraftværkers bidrag til deposition af sporstoffer	96
11. SUNDHEDSEFFEKTER AF KULFYRING	105
11.1. Generelt om sundhedsmæssige vurderinger	105
11.2. Sundhedsmæssige effekter af kulfyring	108
11.2.1. Svovldioxid og svævestøv	110
11.2.2. Kvælstofoxider	112
11.2.3. Fotokemiske oxidanter	114
11.2.4. Sporstoffer	114
11.3. Samlet vurdering af sundhedseffekter	115
12. SAMMENDRAG	118
13. KULKONSEKVENSDVALGETS VURDERING AF EVENTUELLE KRAV TIL FREMTIDIGE KRAFTVÆRKER	125
13.1. Svovldioxid	125
13.2. Kvælstofoxider	126
13.3. Partikler	126

14. AFSLUTNING

128

LITTERATURLISTE

129

ORDLISTE

132

1. INDLEDNING

1.1. Baggrund.

Energikrisen i 1973/74 nødvendiggjorde i de fleste lande en revision af den eksisterende energipolitik.

I 1976 forelå Handelsministeriets plan for en dansk energipolitik for de nærmest kommende 20 år (Handelsministeriet (DE 76), 1976).

En af planens hovedmålsætninger var at reducere vor sårbarhed med hensyn til energiforsyning og især vor afhængighed af olietilførsler så hurtigt, som det skønnedes foreneligt med målene for den økonomiske og sociale udvikling samt kravene til de miljømæssige kvaliteter.

Et af midlerne hertil skulle være opbygning af et flerstrengt energiforsyningssystem. Dette indebærer blandt andet, at der skulle foretages en vis omlægning fra olie til kul samt indføres nye energikilder i form af kernekraft og naturgas. Endvidere forudsattes en vis anvendelse af alternative energiformer som f.eks. sol- og vindenergi.

I planen forudsattes kulforbruget i 1985 forøget med ca. 60% i forhold til 1975, for derefter at aftage, således at kulforbruget i 1995 stort set ville have samme omfang som i 1975.

Aktuelt steg forbruget af kul på danske kraftværker i perioden 1975-1979 med omkring 125% (fra ca. 2,7 mill. tons til ca. 6,0 mill. tons).

Energiplanen indebærer, at en udvidet forskning på energiområdet skulle iværksættes. Specielt nævntes, at der skulle skabes mulighed for at iværksætte grundige undersøgelser af de virkninger på f.eks. miljøet, der kunne forventes i forbindelse med konkrete energipolitiske beslutninger.

1.2. Iværksættelse af kulkonsekvensundersøgelse.

Somet led i opfølgningen af energiplanen udarbejdede miljøministeriet i april 1977 et detaljeret program for udviklings- og planlægningsarbejder i forbindelse med energi og miljø, (Miljøministeriet, april 1977).

Blandt andet i lyset af udsættelsen af principbeslutningen om indførelse af kernekraft med heraf følgende mulighed for en yderligere stigning i forbruget af kul til elproduktion pegede miljøministeriet på det ønskelige i, at der iværksættes et udredningsarbejde, som nærmere skulle belyse, hvilken virkning en forøget kulanvendelse på kraftværker ville få for omgivelserne, specielt for balancen mellem partikelindholdet og svovldioxidkoncentrationen i luften. Det anførtes, at et sådant udredningsarbejde kunne bidrage til en afklaring af nødvendigheden af at fastsætte ændrede retningslinier - eventuelt normer - for begrænsning af luftforurening fra kulfyrede anlæg.

Efter en regeringsgodkendelse af det fremlagte program anmodede miljøministeriet med skrivelser af 16. juni 1977 og 22. september 1977 miljøstyrelsen om at forberede og igangsætte det foreslåede udredningsarbejde.

Projektet forudsattes gennemført ved hjælp af forskellige konsulentfirmaer, idet der dog fra miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium forudsattes en væsentlig indsats.

1.3. Nedsættelse af styringsgruppe.

Til at forestå arbejdet nedsattes i august 1977 en styringsgruppe med repræsentanter fra Dansk Kedelforening (DKF), elværkerne (EV), energistyrelsen (ES), miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium (ML) og miljøstyrelsen (MST).

Gruppen fik følgende sammensætning (kulkonsekvensudvalget):

Civilingeniør Kurt Delvig (MST), sekretær
Laboratorieførstander Hans Flyger (ML)
Dr. techn. Knud Hansen (DKF)

Civilingeniør A. Meldgård (ES)
 Overingeniør H.C. Mortensen (MST), formand
 Overingeniør J. Richen (EV)

I de senere faser af arbejdet blev gruppen suppleret med følgende medlemmer:

Cand.scient. Niels Christensen (MST)
 Civilingeniør Niels Z. Heidam (ML)
 Civilingeniør Erik Iversen (MST)
 Maskinmester Lars Jacobsen (DKF)
 Læge Anders Ottar Jensen (MST)
 Cand.scient. Ulrik Torp (ML)

Tre af de oprindelige medlemmer er udtrådt i løbet af arbejdsperioden.

H.C. Mortensen afløstes 1/2-1980 af overingeniør P.B. Suhr (MST), som også overtog formandshvervet. Knud Hansen afløstes primo 1979 af cheffingeniør Leif Hansen (DKF), og endelig er A. Meldgård blevet afløst af forskellige repræsentanter fra energistyrelsen (ekspeditionssekretær P.J. Snare, akademiingeniør P.M. Jensen og cand. tech. soc. Jan Andersen).

1.4. Gennemførte undersøgelser.

Styringsgruppen opdelte arbejdet i 3 faser:

- I. Udredningsarbejde
- II. Emissionsmålinger
- III. Luftkvalitetsvurderinger.

Under fase I udførtes litteraturstudier og måletekniske forundersøgelser, og rapporter blev udarbejdet inden for områder som kul-egenskaber, fyringsteknologi og røggasrensning.

Emissionsmålingerne under fase II blev udført på Studstrupværket, og omfattede blandt andet målinger af partikler, svovldioxid og kvælstofoxider. Der blev foretaget målinger med forskellige kulturetyper, ligesom der blev foretaget en sammenligning af emissionerne

ved kulfyring og oliefyring.

Undersøgelserne omfattede endvidere grundstofanalyser af partikler samt bestemmelse af kornstørrelsesfordelinger.

Med hovedvægten lagt på de under fase II målte værdier blev der i fase III foretaget luftkoncentrations- og depositionsregninger omkring nogle udvalgte kraftværksplaceringer. De herved fremkomne værdier er anvendt til en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af en overgang fra oliefyring til kulfyring på kraftværker.

Der er foretaget en vurdering dels af umiddelbare skadevirkninger forårsaget af partikler, svovldioxid og kvælstofoxider, dels af mere langsigtede virkninger forårsaget af en akkumulering af sporstoffer i jorden.

De forudsætninger, som oprindeligt lå til grund for udarbejdelsen af udredningsarbejdet, byggede hovedsagelig på "Dansk Energipolitik 1976", der som tidligere nævnt regnede med et fald i kulforbruget efter 1985 som følge af idriftsætning af kernekraftværker. Udskydelsen af kernekraftafgørelsen, har imidlertid medført, at der også efter 1985 må forudses en væsentlig stigning i kulforbruget. Endvidere er omstillingen fra olie til kul gået hurtigere end forventet. I "Dansk Energipolitik 1976" blev kulandelen af kraftværkernes brændselsforbrug i 1985 skønnet til ca. 50%, men allerede i 1979 kunne man konstatere, at andelen var ca. 66%, og i 1980 forventes kulandelen at blive ca. 80%.

Ovennævnte forhold bevirkede, at målsætningen for kulkonsekvensundersøgelsen blev udvidet til ud over en relativ vurdering af en omlægning fra olie til kul også at omfatte en absolut vurdering af de miljømæssige konsekvenser af den forventede store stigning i kulforbruget i det næste årti. Som et resultat heraf lod styringsgruppen i sommeren 1980 udarbejde en rapport omkring de forventede emissionsforhold ved elproduktion i 1980'erne baseret på de senest tilgængelige prognoser.

1.5. Afgrænsning af udredningsarbejdet.

Med de ressourcer, der har været afsat til udredningsarbejdet, har

styringsgruppen fundet det hensigtsmæssigt at afgrænse opgaven til en belysning af de konsekvenser, som en øget anvendelse af kul på danske kraftværker vil have for luftkvaliteten.

Problemer vedrørende transport og lagring af kul samt deponering af aske og slagger er således ikke behandlet i denne redegørelse. Heller ikke problemer omkring eventuelle materialeskader er behandlet.

Flyveaskeproblematikken har været behandlet i en anden projektgruppe, hvis undersøgelsesresultater er gengivet i miljøprojekt nr. 12: "Flyveaske, karakterisering og vurdering af disponeringsmuligheder", som er udgivet af miljøstyrelsen i december 1978.

Endvidere kan anføres, at der i Nordisk Ministerrådsregie er startet et projekt med titlen "Deponering af flyveaske fra kulforbrænding". Projektet ledes af miljøstyrelsen og forventes afsluttet i 1984.

1.6. Udarbejdede rapporter.

I forbindelse med udredningsarbejdet har styringsgruppen iværksat forskellige delundersøgelser. Disse er beskrevet i en række rapporter, der i litteraturlisten er mærket (x). Rapporterne kan i begrænset omfang rekvireres ved henvendelse til Dansk Kedelforening eller til miljøstyrelsens energikontor.

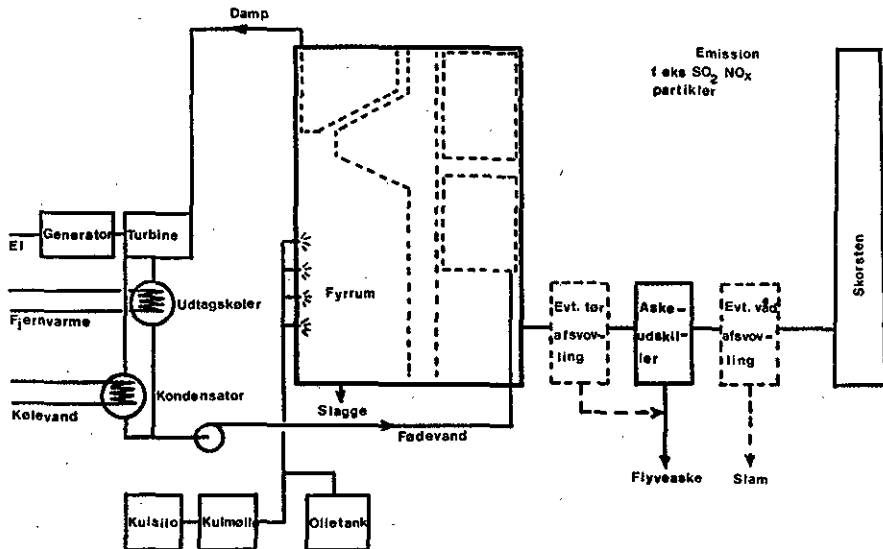
Nærværende redegørelse er hovedsagelig baseret på disse delrapporter.

2. KRAFTVÆRKER - GENERELT

For at lette forståelsen af de forskellige undersøgelser, som er refereret i denne rapport, skal indledningsvis gives en kortfattet gennemgang af et kraftværk, tillige med en definition af nogle af de begreber, som vil blive anvendt i rapporten. I øvrigt henvises til ordlisten bagest i rapporten.

Et kraftværk består i princippet af en kedel, en turbine og en generator med tilhørende hjælpeaggregater (figur 2.1.). Anvendes fuelolie som brændstof, pumpes denne fra olietank til kedlens fyrrum, hvor den forstøves ved indblæsning gennem oliebrændernes dyser.

Kulfyring kan finde sted med forskellige former for teknologi. Generelt gælder det, at man ved mindre kedler anvender ristefyring (spreaderstoker, vandrist), mens kulstøvfyring næsten er enerådende ved større anlæg. På nye kraftværker anvendes således udelukkende kulstøvfyring. Ved kulstøvfyring føres kullet fra kulplads til kilmøller, hvor kullene males til støv. Kulstøvet blæses ind i kedlens fyrrum gennem kulstøvbrændere.



Figur 2.1. Principskitse af typisk kraftværksenhed.

Fyrrummets vægge er beklædt med et stort antal rør, der indeholder vand, som af den tilførte varme omdannes til højtryksdamp.

Højtryksdampen, der har en temperatur omkring 540°C og et tryk omkring 180 bar, ledes til en turbine, som trækker en generator, der frembringer elektriciteten.

Når dampen har passeret turbinen, omdannes den til vand i en kondensator (varmeveksler). Vandet pumpes tilbage til kedlen, hvorved kredsløbet er sluttet.

Dampen kan udtages fra turbinen ved forskellige tryk og temperaturer. I det konventionelle kraftværk (kondensationsanlæg), der er bygget til maksimal elproduktion, er temperaturen af dampen, der forlader turbinen forholdsvis lav. Det betyder, at temperaturen af det opvarmede kølevand fra kondensatoren bliver lav ($10-20^{\circ}\text{C}$), hvilket igen medfører, at kølevandet ikke umiddelbart kan benyttes til f.eks. opvarmningsformål.

I et kraftvarmeværk (modtryksanlæg) udtages dampen ved højere tryk og temperatur. Elproduktionen bliver herved noget mindre, men til gengæld får vandet, der forlader varmeveksleren en så høj temperatur, at varmeenergien kan anvendes i et fjernvarmesystem.

En ulempe ved modtryksanlægget er, at det kun kan producere el og varme i et ganske bestemt forhold. Om sommeren, når varmebelastningen er lille, bliver elproduktionen også lille, selv om behovet for elektricitet kan være relativt stort. Omvendt kan der være perioder i vinternætter med stor varmebelastning, hvor anlæggets store elproduktion kan være vanskelig at udnytte.

Den stærke binding mellem el- og varmeproduktion kan f.eks. delvis undgås i et såkaldt udtagsanlæg, der er en kombination af et kondensationsanlæg og et modtryksanlæg.

Af den energi, der tilføres med brændslet, er det kun en del, der omdannes til anvendelig energi i form af el og varme. En del af energien fjernes med kølevandet og med røggassen. Den andel af den tilførte energi, der udnyttes, benævnes virkningsgraden.

I et kondensationsanlæg regnes med virkningsgrader omkring 40%. I et modtryksanlæg omdannes omkring 35% af den tilførte energi til el. Samtidig udnyttes dog som nævnt en del af spildvarmen til fjernvarmeproduktion, og man regner normalt med en samlet virkningsgrad på 80-85%. Virkningsgraden for et udtagsanlæg vil ligge et sted mellem de virkningsgrader, der gælder for kondensationsanlæg og modtryksanlæg.

Størrelsen af et kraftværk angives enten ved den energimængde, der kan indfyres pr. tidsenhed eller den mængde elektrisk energi, der kan produceres pr. tidsenhed. Den anvendte enhed er oftest Megawatt (MW), og de to ovenfor definerede størrelser benævnes MW(indfyret) og MW(e).

Som det fremgår af det foregående, udgør MW(e) typisk 35-40% af MW(indfyret).

Den røggas, der dannes ved forbrænding af kul og olie, består primært af forbrændingsprodukterne kuldioxid (CO_2) og vanddamp (H_2O). Hertil kommer overskudsilt (O_2) og kvælstof (N_2) fra den tilførte forbrændingsluft. Afhængig af forbrændingens karakter og mængden af urenheder i de anvendte brændsler vil røggassen indeholde varierende mængder af forurenende komponenter, dels gasformige (f.eks. svovldioxid (SO_2) og kvælstofoxider (NO_x)), dels partikler (flyveaske, som igen kan indeholde forskellige skadelige sporstoffer).

Kulfyring giver anledning til dannelse af store mængder aske. Noget af asken udtages fra bunden af fyrrummet som slagge, mens en væsentlig del føres med røggassen. Hovedparten af den medrevne aske kan opfanges i forskellige former for askeudskillere (cykloner, elektrofiltre, posefiltre).

I de kultyper, der anvendes i Danmark i dag, er askeindholdet typisk 10-15%. Heraf ender ca. 10% i slaggen. Af de resterende ca. 90% opsamles typisk mere end 99% i askeudskillere, således at mindre end 1% af kullenes askeindhold udsendes til atmosfæren.

En væsentlig del af røggassens indhold af svovldioxid kan fjer-

nes i afsvovlingsanlæg. Sådanne anlæg anvendes i dag i f.eks. USA, Japan og Vesttyskland, men endnu ikke i Danmark.

Afsvovlingsanlæg giver væsentlige mængder af affaldsprodukter. Afhængig af hvilken type anlæg, der anvendes, fås enten et tørt produkt eller et vådt produkt (slam). Placeringen af afsvovlingsanlæg i forhold til askeudskillere fremgår af figur 2.1.

3. KULFYRING

3.1. Udvikling i kulforbruget.

Som nævnt er omlægningen fra oliefyring til kulfyring på de danske kraftværker gået væsentlig hurtigere end forudsat i Handelsministeriets redegørelse fra 1976 om Dansk Enerkipolitik.

Ifølge de seneste prognoser forventer man, at kulandelen ved elproduktion i midten af 1980'erne vil ligge mellem 85 og 90%, hvilket på grund af den forventede vækst i elforbruget vil medføre, at kulforbruget i 1990 vil være mere end fordoblet i forhold til 1979.

Det i tabel 3.1. anførte skøn over udviklingen i kulforbruget i Danmark er udarbejdet af elværkssammenslutningen ELSAM i 1978.

Således som situationen tegner sig i dag, synes der kun at være begrænsede muligheder for, at den store stigning i kulforbruget kan tilvejebringes ved import fra de traditionelle kulleverandørlande. Derimod anses mulighederne gode for øgede tilførsler fra en lang række oversøiske producenter. Disse kuls egenskaber kan imidlertid afvige væsentligt fra de i dag anvendte kultyper.

Tabel 3.1. Prognose for det danske forbrug af kul i perioden 1979-1989 - millioner tons. (Jacobsen, 1980).

År	Elværker	Industri og fjernvarme	Ialt
1979	6,2	0,9	7,1
1980	8,1	0,9	9,0
1981	8,9	0,9	9,8
1982	9,3	1,0	10,3
1983	10,2	1,1	11,3
1984	10,9	1,2	12,1
1985	11,1	1,4	12,5
1986	12,6	1,5	14,1
1987	12,8	1,6	14,4
1988	14,3	1,7	16,0
1989	14,5	1,7	16,2

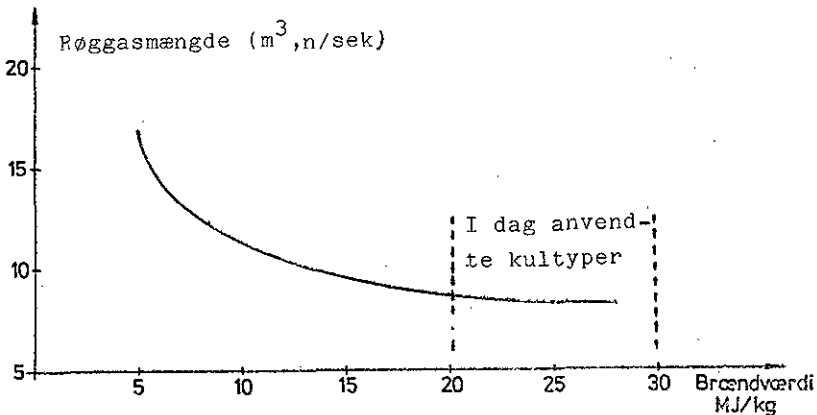
I det følgende er omtalt nogle af de egenskaber, som er af betydning dels for den miljømæssige belastning, som anvendelsen af kul medfører, dels for de forholdsregler som må træffes for at mindske eventuelle gener (Cortzen, 1979).

3.2. Kulegenskabers betydning for anvendelse i kraftværker.

3.2.1. Brændværdi.

Kullenes brændværdi er et udtryk for kullenes værdi som brændsel og er en væsentlig dimensionerende faktor for de enheder, det enkelte kraftværk er opbygget af.

Fra et miljømæssigt synspunkt har brændværdien betydning på den måde, at lavere brændværdi medfører større røggasmængde pr. produceret energienhed. Såfremt emission af f.eks. partikler pr. volumenenhed forudsættes konstant, vil en lav brændværdi derfor medføre større totalemission (figur 3.1.).



Figur 3.1. Røggasmængde som funktion af brændværdi ved en elproduktion på 10 MW.

3.2.2. Askeindhold.

Større askeindhold betyder mindre brændværdi med de under punkt 3.2.1. nævnte virkninger. Brændværdiforringelsen betyder, at den indfyrede kulmængde må forøges for at fastholde den indfyrede energimængde pr. tidsenhed. Dette bevirker, at den totale askemængde stiger mere, end den procentvise forøgelse af askeindholdet indicerer.

3.2.3. Askens sammensætning og elektriske egenskaber.

Elektrofilteret er mest udbredt blandt de i dag anvendte askeudskillere på kraftværker. Effektiviteten af elektrofiltre afhænger stærkt af flyveaskens elektriske egenskaber.

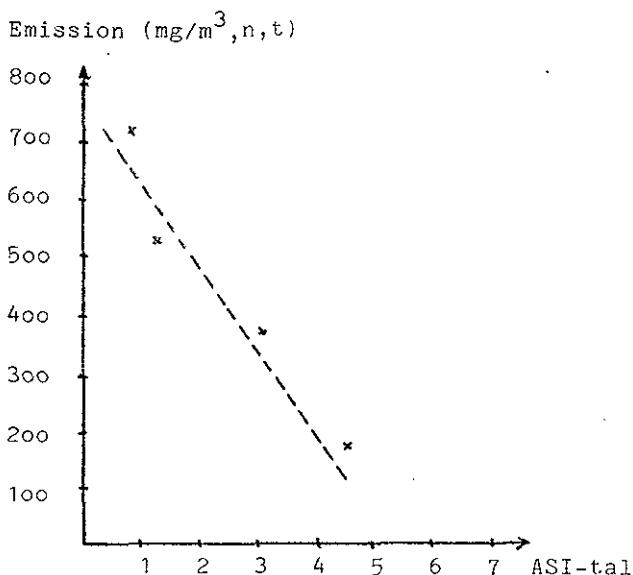
Den værdi, man normalt benytter til at karakterisere de elektriske egenskaber, er den såkaldte resistivitet. Både for høj og for lav resistivitet vanskeliggør udskillelsen af flyveaske.

Resistiviteten er en kompleks funktion, der blandt andet afhænger af askens karakter og sammensætning, fugtighedsindhold og partikelstørrelse. Men også fyringsbetingelserne kommer ind i billedet, da f.eks. svovlindholdet i form af svovltrioxid (SO_3) er af betydning, og svovltrioxidannelsen er afhængig af luftoverskuddet ved forbrændingen.

Især ved lavsvovlholdige kul (mindre end 0,5% svovl) kan små variationer i askesammensætningen have en overordentlig stor indflydelse på udskilningsevnen i elektrofilteret.

Man har på forskellig måde søgt at vurdere flyveaskens egenskaber ud fra analyser af kullene. Et tal, som tilsyneladende giver et godt indtryk af den ved forbrændingen dannede flyveaskes resistivitet, er det såkaldte ASI-tal (Alkali-Sulfat-Index), der yderligere har den fordel, at det kan måles på selve brændslet.

ASI-tallets indflydelse på emissionen er konstateret ved målinger på Studstrupværket. Resultaterne af disse målinger er vist i figur 3.2. (Jacobsen, 1980).



Figur 3.2. Partikelemission som funktion af ASI-tal.

3.3. Fluid-bed forbrænding.

Inden for de sidste år er der forskellige steder opstået en vis interesse for anvendelse af fluid-bed teknikken, som har flere fordele både af forbrændingsteknisk og miljømæssig art. En rapport omhandlende fluid-bed forbrænding indgår i baggrundsmaterialet for denne redegørelse (Cortzen, 1980).

Den teknik, som ligger bag fluid-bed princippet, har været kendt og anvendt inden for den kemiske industri i mange år. Til anvendelse ved varme- og elproduktion er det imidlertid først i 1970'erne, man for alvor er begyndt at udvikle fluid-bed kedler.

Årsagerne hertil er blandt andet, at man ikke tidligere fandt væsentlige anlægs- eller driftsøkonomiske fordele ved systemet. Dernæst var olien i 1950'erne og 1960'erne billig, og størstedelen af industrien og en ikke ubetydelig del af kraftværkerne gik over til dette nemme brændsel.

Når fluid-bed forbrænding nu omfattes med større interesse, skyldes det først og fremmest den mulighed, som teknikken frembyder for mere miljøvenlige anlæg, og desuden det almindelige ønske om at omlægge så meget som muligt af energiforbruget fra olie til kul.

Ved en fluid-bed forbrænding foregår forbrændingen i et lag (en "bed") af ubrændbare partikler (sand, aske m.m.), som holdes svævende af en opadgående luftstrøm. Af væsentlige fordele ved fluid-bed forbrænding kan nævnes:

- mulighed for enkel afsvovling,
- mindre emission af kvælstofoxider
typisk 20-40% af den mængde der emitteres fra et konventionelt kulstøvfyrer anlæg,
- uafhængighed af brændslet,
- mindre hedeblader,
anlæg kan bygges mere kompakte end konventionelle fyringsanlæg, hvilket ved større anlæg vil reducere anlægsudgiften.

Udviklingen af fluid-bed forbrænding er accelereret stærkt inden for de sidste år. Et antal mindre og mellemstore anlæg er bygget eller er under bygning rundt omkring i verden, og de fleste større kedelfirmaer har forskningsprojekter igang.

Inden for fjernvarmesektoren startede man et anlæg i Danmark (Ringe) i 1979. Anlæggets kapacitet er ca. 5 MW(indfyret).

Inden for kraftværkerne startede man i USA i 1976 det hidtil største anlæg med fluid-bed forbrænding. Kapaciteten er ca. 100 MW(indfyret). Der har imidlertid været store driftsmæssige problemer.

Anlæg af samme størrelsesorden er planlagt idriftsat i Vesttyskland i 1980-1981. I USA arbejder man på at udvikle en enhed på 200 MW(indfyret) til idriftsætning i slutningen af 1980'erne.

Der eksperimenteres i dag med to typer af fluid-bed anlæg, dels anlæg hvor forbrændingen foregår ved atmosfærisk tryk, dels trykfyrede anlæg. Specielt den sidstnævnte type vil medføre en væsentlig reduktion i anlægsstørrelsen, og det er sandsynligvis denne type, som på længere sigt vil have den største interesse.

Set fra en økonomisk synsvinkel synes fluid-bed anlæg især at være fordelagtige, såfremt der til kraftværker stilles krav om afsvovling af røggassen. På et konventionelt anlæg kan der blive tale om investeringer i størrelsesorden 20% af den totale investering, mens afsvovling ved fluid-bed forbrænding som ovenfor omtalt er relativ simpel.

Det konkluderes dog i den tidligere nævnte delrapport, at det næppe er realistisk at regne med fluid-bed forbrænding på danske kraftværker før tidligst omkring 1990.

4. EMISSIONER VED KUL- OG OLIEFYRING - KVALITATIVE BETRAGTNINGER.

4.1. Gasformige forureninger.

De gasformige forureninger, som man især har interesseret sig for, er svovldioxid (SO_2), kvælstofoxider (NO_x), polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH), samt sporstoffer, der er så flygtige, at de optræder i røggassen i dampform. I den sidste gruppe er det specielt kviksølv (Hg), opmærksomheden er rettet mod. Inden for de senere år er man endvidere begyndt at vurdere eventuelle uheldige klimatiske virkninger af det øgede udslip af kuldioxid (CO_2), som er resultatet af det stigende forbrug af fossile brændsler.

4.1.1. Svovldioxid.

Kullenes svovlindhold kan variere mellem 0,2 og 10% efter vægt. I de kultyper, som skønnes at kunne blive anvendt i Danmark, forventes svovlindholdet dog at ligge mellem 0,5 og 2%. Ved forbrændingen dannes svovldioxid.

En vis mindre del (max. 2-3%) omdannes til svovltrioxid, og noget forbinder sig med flyveaskens alkalimetaller under dannelse af sulfater.

Hvor stor en del af svovlet, der bindes til flyveasken, afhænger af askesammensætningen og fyringsteknologien. Ved kulstøvfyring indbindes normalt 5-15% af kullenes svovlindhold.

Den mængde svovldioxid, som ikke bindes i flyveasken, udsendes til atmosfæren gennem skorstenen primært som fri gas.

Svovlemissionen fra kraftværker udgør et miljømæssigt problem både i lokal og regional sammenhæng, og det er oftest den lokale forøgelse af forureningen med svovldioxid, der har været den afgørende faktor ved dimensioneringen af skorstenshøjden på det enkelte kraftværk.

De kulkvaliteter, der hidtil har været anvendt her i landet, stam-

mer hovedsagelig fra Polen og Sydafrika. Svovlindholdet i disse kul ligger typisk i området 0,7-1,5%. På energibasis svarer 1% svovl i kul til ca. 1,5% svovl i fuelolie, hvilket kan ses i relation til de gældende regler om maksimalt svovlindhold i fuelolie på 1% i hovedstadsområdet og 2,5% i resten af landet.

Den lille del af svovlet, som omdannes til svovltrioxid, forbinder sig let med vanddamp til svovlsyre. Inden for visse grænser bevirker svovlsyren en reduktion af flyveaskens resistivitet, som medfører, at udskillelsen i et elektrofilter forbedres.

4.1.2. Kvälstofoxider.

Forbrænding af kul medfører i lighed med forbrænding af andre fossile brændsler, at der dannes en vis mængde kvälstofoxider, primært i form af NO, som efter udsendelsen til atmosfären oxideres til NO₂ via en række komplekse kemiske processer.

Dannelsen af NO sker dels ud fra det kvälstof, der tilføres med forbrændingsluften, og dels ud fra det kvälstof, som findes bundet i organiske bestanddele af brændslet.

Reaktionen mellem forbrændingsluftens kvälstof og ilt er stærkt afhængig af forbrændingstemperaturen og iltkoncentrationen og kan derfor til en vis grad hæmmes. Der er i de senere år udviklet en række metoder (f.eks. trinvis forbrænding, recirkulation af røggas m.m.), som alle tager sigte mod at sænke forbrændingstemperaturen, hvorved NO-dannelsen reduceres.

I den anden reaktion, som er baseret på de organiske kvälstof-forbindelser i brændslet, nedbrydes disse under forbrændingen og danner frie kvälstofatomer, som reagerer med ilt under dannelse af NO. Denne reaktion kan ikke hæmmes, da den finder sted selv ved den lavest mulige flammetemperatur, og det organiske kvälstofindhold giver derfor en indikation af den minimale NO_x (NO + NO₂)-emission, man kan opnå ved anvendelse af den pågældende kulkvalitet.

Ud over de skadevirkninger kvälstofoxiderne selv kan påføre omgivelserne, indgår de i forskellige kemiske reaktioner i atmosfæ-

ren, som kan føre til dannelsen af af den såkaldte "fotokemiske smog". I den forbindelse er det væsentligt at være opmærksom på, at den samlede emission af kvælstofoxider fra biler er af samme størrelsesorden, som emissionen fra kraftværker.

4.1.3. Polycykliske aromatiske kulbrinter.

De polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH) er en stofgruppe, der har været genstand for opmærksomhed, fordi gruppen indeholder flere stoffer, som ved dyreforsøg har vist sig kræftfremkaldende. PAH dannes ved ufuldstændig forbrænding af fossile brændsler. Det antages normalt, at de PAH-forbindelser, der dannes ved forbrændingen, foreligger på gasform. Ved udledning til atmosfæren kondenseres de og sætter sig på de i røggassen forekommende partikler.

Dannelsen af PAH er stærkt afhængig af forbrændingskvaliteten, og undersøgelser har da også vist, at moderne kulstøvfyrede anlæg giver væsentlig lavere emissioner end f.eks. ristefyrede anlæg. Emissionen af PAH fra danske kraftværker er beskeden i absolutte tal og antagelig ikke over nogle hundrede kg pr. år.

4.1.4. Kviksølv.

Måling af kviksølvemissioner fra kulfyrede kraftværker indgår som et af de delprojekter, der blev iværksat i forbindelse med nærværende projekt. En kort beskrivelse af disse forsøg er givet i afsnit 6.3.2. Det skal dog her bemærkes, at den i dag udviklede prøveudtagningsteknik og analyseteknik for kviksølvs vedkommende er meget mangelfuld. De fundne resultater er derfor behæftet med stor usikkerhed. En gennemgang af udenlandske undersøgelsesresultater giver et tilsvarende billede af varierende resultater og forskellige vurderinger af, hvor stor en del af det i kullene forekommende kviksølv, der emitteres på gasform, og hvor stor en del der bindes i flyveasken.

4.1.5. Kuldioxid.

Kuldioxid indgår som en naturlig del af det økologiske kredsløb. Når man i de senere år er begyndt at forudse miljøproblemer i forbindelse med kuldioxid, hænger det sammen med, at målinger har vist en væsentlig stigning i atmosfærens indhold af stoffet. Siden

1850 er koncentrationen således steget omkring 14%. Stigningen, som sættes i forbindelse med det øgede forbrug af fossile brændsler, skulle efter nogle teorier kunne bevirke en stigning i den globale gennemsnitstemperatur, som kan afstedkomme ændringer i de klimatiske forhold (drivhuseffekt). Den kvantitative temperatureffekt af den stigende kuldioxidkoncentration i atmosfæren må dog på nuværende tidspunkt anses for helt uafklaret.

4.2. Partikelformige forureninger.

Ved forbrændingen af kul omdannes en del af de mineralske bestanddele, som findes i kullene, til små glasagtige partikler bestående af urent aluminiumsilikatglas.

Samtidig sker en fordampning af en række metaller og metalforbindelser. Ved afkøling af røggassen vil disse stoffer genudskilles og adsorberes på flyveaskepartiklernes overflade, hvorved der sker en opkoncentrering i forhold til slaggen. Da små partikler har størst specifik overflade, vil det først og fremmest være disse, som udviser afvigende sammensætning i forhold til kulasken. Dette kan have miljømæssig betydning, da det er disse partikler, der vanskeligst opfanges i filtre, og som kan deponeres dybt i lungerne.

Det ovennævnte forhold bevirker også, at den fysiologisk virksomme koncentration af stofferne på overfladen af de små enkeltpartikler er større, end den koncentration man vil finde ved en gennemsnitsanalyse af en partikelfraktion.

De i kullene forekommende grundstoffer opdeles i 3 grupper:

Gruppe 1: Grundstoffer der ikke udviser nogen tendens til opkoncentrering, således at koncentrationen er den samme i flyveaske og slagge. Hertil hører blandt andet aluminium, kalcium, kalium, magnesium, mangan, natrium, thorium og titan.

Gruppe 2: Grundstoffer med stærk tilknytning til små partikler. Hertil hører blandt andet arsen, kadmium, gallium, molyb-

dæn, bly, antimon, selen, wolfram og zink.

Gruppe 3: Mellemliggende optræden.

Hertil hører blandt andet barium, kobolt, krom, kobber, nikkel, strontium, uran og vanadium.

Herudover ser man ofte omtalt en fjerde gruppe af stoffer, som hovedsagelig emitteres i gasfase. Hertil hører kviksølv, klor og brom.

Forbrænding af kul er ikke den eneste og heller ikke den væsentligste kilde til atmosfærens indhold af sporstoffer. Af andre kilder kan nævnes trafik, industri, fueloliefyrede anlæg, affaldsforbrændingsanlæg samt naturlige kilder.

En sammenligning af den totale partikelemission fra forskellige kilder vil ikke give et rimeligt billede af miljøbelastningen. Det er nødvendigt med en mere nuanceret vurdering af de enkelte grundstoffer.

For en række af grundstofferne er det muligt at angive en hovedkilde til den atmosfæriske forurening. Inden for området forbrænding kan eksempelvis nævnes:

- a. Kul : beryllium, bor, krom, selen
- b. Olie : nikkel, vanadium
- c. Affald : zink, kadmium, antimon
- d. Benzin : bly, brom.

4.3. Radioaktive sporstoffer.

De radioaktive sporstoffer har i diskussionen omkring de miljømæssige konsekvenser af øget kulfyring påkaldt sig speciel interesse.

Selv om de grundlæggende mekanismer ved emission og spredning ikke er forskellig fra de ikke-radioaktive komponenter, har kul-konsekvensudvalget ladet udarbejde en rapport specielt om de radioaktive sporstoffer (Fenger, 1980). De følgende betragtninger er baseret på denne rapport.

Kul indeholder altid visse mængder af radioaktive stoffer. Det drejer sig hovedsagelig om uran og thorium, samt stoffer dannet ved radioaktivt henfald heraf. Typisk optræder uran i koncentrationer omkring 1 ppm (parts per million) og thorium omkring 2 ppm, men i visse kultyper kan indholdet være op til 40 gange større.

Hovedparten af de radioaktive stoffer fjernes fra røggassen sammen med flyveasken i de installerede askeudskillere. For visse af stofferne kan der ske en opkoncentrering på små partikler, således som det er beskrevet i afsnit 4.2.

Udsendelsen af radioaktive stoffer via skorstenen på kulfyrede kraftværker måles ikke direkte. Den metode, der almindeligvis anvendes, indebærer, at der foretages direkte målinger af indholdet af radioaktive stoffer i kullene og i den ved kulforbrændingen producerede aske.

I en ofte citeret amerikansk rapport (McBride, 1977) har man foretaget en beregning af den samlede strålingsmængde til den omkringboende befolkning fra et kulfyret kraftværk på 1000 MW(e) under forudsætning af, at indholdet af uran og thorium er henholdsvis 1 ppm og 2 ppm, samt at 99% af flyveasken opfanges i askeudskillere. Det blev antaget, at de beregnede radioaktive udslip ville belaste 3,5 millioner mennesker inden for en afstand af 90 km fra værket.

Beregningerne viste en årlig totaldosis på 10-25 mandrem afhængig af skorstenshøjden.

Man antager normalt, at der optræder ét kræftdødsfald for en dosis på 10.000 mandrem, og påvirkningen fra et kulfyret kraftværk vil således være helt ubetydelig.

Den maksimale dosis til enkeltpersoner ville efter beregningerne forekomme i en afstand af ca. 500 meter fra skorstenen og være på ca. 1,9 millirem pr. år. For hele områdets beboere ville den gennemsnitlige totaldosis være 0,003-0,07 millirem pr. år.

Disse tal kan ses i relation til baggrundsstrålingen, som giver en belastning på ca. 80 millirem pr. år.

I en række undersøgelser af samme type, men udført med forskellige forudsætninger, fås resultater, der varierer inden for en faktor 5 i begge retninger. Konklusionerne er imidlertid stor set de samme. Det radioaktive udslip giver gennemsnitlige bestrålingsbelastninger, der er forsvindende sammenlignet med strålingsbelastningen fra baggrunden.

Den forsvindende virkning af de radioaktive udslip fra kulfyrede kraftværker er blandt andet betinget af en effektiv røggasrensning, hvilket indebærer, at den tilbageblevne flyveaske indeholder størstedelen af radioaktiviteten, således at der kan være en risiko ved deponering eller genanvendelse af affaldet.

5. EMISSIONSBEGRÆNSENDE FORANSTALTNINGER

Emissionsbegrænsning kan foretages enten ved at installere rensningsudstyr eller ved at stille krav til det anvendte brændsel eller i begrænset omfang ved at anvende speciel fyringsteknologi.

I det omfang det ikke er teknisk muligt ved hjælp af emissionsbegrænsende udstyr at holde forureningen fra et enkelt anlæg nede på et acceptabelt niveau, må skorstenshøjden øges, således at en passende fortynding opnås.

Herved vil man kunne afhjælpe forholdene i de nære omgivelser, men til gengæld bliver resultatet en øget fjerntransport.

Der er i dag udviklet forskelligt udstyr, som er i stand til i større eller mindre grad at begrænse emissionen af forurenende stoffer fra kulfyrede kraftværker. I forbindelse med nærværende projekt er udarbejdet statusrapporter for elektrofiltre (Gilbu, 1979), posefiltre (Gilbu, 1979) og røggasafsvovling (Collian-der 1978-1979).

5.1. Begrænsning af partikelemission.

Installation af partikelrensningsudstyr på industrielle anlæg påbegyndtes i Danmark i 1920'erne. I starten var det udelukkende cyklonanlæg, men i slutningen af 1930'erne kom de første elektrofiltre. Selv langt op i 1950'erne installeredes dog stadig cykloner på mindre kulfyrede kedelanlæg.

Cykloner har imidlertid flere ulemper. For det første går partikler mindre end 1-5 μm praktisk taget direkte igennem.

Dernæst er udskilningsgraden beskeden (60-90%). For kulstøvfyrede anlæg, hvor partikelindholdet i den urensede gas typisk ligger på 10-20 $\text{g/m}^3, \text{n,t}$, vil man således i bedste fald kunne rense ned til 1-2 $\text{g/m}^3, \text{n,t}$, hvor de vejledende krav til store, nye anlæg i dag er 0,15 $\text{g/m}^3, \text{n,t}$. Denne værdi kan imidlertid overholdes med

f.eks. elektrofiltre og posefiltre.

Oliefyring har med de hidtil anvendte oliequaliteter ikke givet anledning til større partikelemission. Normalt har de vejledende krav på 1,0 g støv pr. kg. olie (svarende til ca. $0,075 \text{ g/m}^3$, n,t) kunnet overholdes uden anvendelse af kostbart rensningsudstyr.

Det mindre forbrug af fuelolie pr. ton raffineret råolie, som er et af resultaterne af oliekrisen i 1973/74, har imidlertid medført, at råolien i dag krakkes væsentlig hårdere på raffinaderierne, end hvad man kendte til i 1960'erne. Herved er fuelolie-kvaliteten ændret, og specielt kan anføres, at indholdet af asfaltener er forøget, hvorved forstøvning og fuldstændig forbrænding vanskeliggøres.

Disse forhold kan bevirke en øget emission fra eksisterende olie-fyrede anlæg, og det kan medføre, at de vejledende krav til emissionen overskrides, hvis anlæggene ikke forsynes med effektive filtre.

5.1.1. Elektrofiltre.

I princippet består elektrofiltre af nogle emissionselektroder, hvorfra et stort antal negativt ladede ioner udsendes mod de såkaldte udfældningselektroder. Sender man en partikelfyldt røggas gennem systemet, vil der ske kollisioner mellem de negativt ladede ioner og partikler, hvorved disse bliver negativt opladet. Under påvirkning af det elektriske felt vil partiklerne herefter bevæge sig over mod den jordforbundne udfældningselektrode og blive udskilt.

Det udskilte lag fjernes ved hjælp af slagværker og opsamles i filterkammerets bund.

Med dagens teknik kan man opnå udskilningsgrader mellem 99,5 og 99,8% afhængig af brændselstypen.

Der er forskellige faktorer, som påvirker elektrofiltrenes effektivitet. Lidt forenklet kan siges, at jo større filtrene gøres, desto mere effektive bliver de.

Herudover spiller flyveaskens elektriske egenskaber (resistivitet) som nævnt i afsnit 3.2.3. en afgørende rolle.

De mere teoretiske detaljer omkring resistivitet og udskillelse ligger uden for denne redegørelses rammer. Der kan om denne problematik henvises til den udarbejdede delrapport (Gilbu, 1979). Her skal det blot konstateres, at der ved flyveaske med høj resistivitet kræves større filterareal end ved flyveaske med lav resistivitet for med en given røggasmængde at opnå samme udskilningsgrad.

Resistiviteten afhænger primært af askens sammensætning, men også temperaturen har en vis indflydelse. Dette har blandt andet bevirket, at man har undersøgt forskellige placeringer af elektrofiltre i røggasstrømmen (før eller efter luftforvarmer).

Ved at tilsætte røggassen forskellige stoffer, såkaldte konditioneringsstoffer, kan resistiviteten nedsættes og udskilningsgraden forbedres.

Denne metode anvendes først og fremmest som nødløsning på filtre, hvor udskilningsgraden ikke er tilfredsstillende. I forbindelse med nye anlæg foretrækkes normalt andre løsninger. De konditioneringsstoffer, som har været anvendt, er blandt andet svovltrioxid (SO_3), vanddamp (H_2O) og ammoniak (NH_3).

Den store afhængighed elektrofiltrenes udskilningsgrad har af flyveaskens elektriske egenskaber bevirker, at virkningsgraden af et installeret elektrofilter kan variere, alt efter hvilken kultype der anvendes.

Forsøg på de danske elværker har vist, at man ved at blande forskellige kultyper kan opnå bedre udskilningsgrader, ligesom det må konstateres, at elektrofilterfabrikanter i dag arbejder på at udvikle filtertyper, der er mindre følsomme over for variationer i kulkvaliteten.

De ideer der arbejdes med, er blandt andet ændrede elektrodeafstande, opladning af støvpartikler før selve filteranlægget samt anvendelse af pulserende strømme. Selv om der er fremkommet lovende

rapporter, må ændringerne dog endnu betragtes som værende på udviklingsstadiet.

5.1.2. Posefiltre.

Posefiltre har flere mere eller mindre dækkende navne som f.eks. tekstilfiltre, slangefiltre, konvolutfiltre, back filtre m.m. Filtrene fungerer i princippet som filterposen i en ganske almindelig støvsuger.

Støvlaget, som opsamles uden på filterdugen, frigøres enten ved, at en luftstrøm ledes den modsatte vej gennem filtrene (trykpulsrensning, returluftspuling) eller ved en mekanisk rystning. Støvet opsamles i en tragt, hvorfra det transporteres til silo.

I slutningen af 1950'erne skete en kraftig udvikling i selve posefiltermaterialerne, men anvendelse i kraftværker kom først i gang i starten af 1970'erne. De lande, som har været banebrydende på området, er USA og Australien.

Den primære årsag til, at posefiltre endnu ikke har fundet den store udbredelse inden for kraftværkssektoren, er de udviklede filtermaterialers manglende evne til at klare de høje røggastemperaturer og modstå de korrosive egenskaber, som røggassen besidder. Endvidere er den fysiske styrke af de i dag udviklede filtre begrænset, således at levetiden i praksis oftest er under 2 år.

Der knyttes store forventninger til den fremtidige anvendelse af glasfibermateriale, som er meget temperaturresistent, og som har stor kemisk modstandsevne. De mekaniske egenskaber er dog endnu for ringe til, at større anvendelse kan komme på tale.

Posefiltre har mange fordele set i relation til elektrofiltre, brændselstypen har blandt andet kun ringe indflydelse på udskillelsen.

Udskillelsen af fine partikler kan være overordentlig god - man kan således i området 0,1-1 μm få udskilt ca. 99,5%, og støvindholdet i den rensede røggas ligger ofte i området 10-30 mg/m^3 , n, t.

Forsøg har vist, at posefiltre kan opfange en vis del af sporstofferne, der findes i røggassen på gasform. Dette gælder f.eks. arsen og kviksølv.

De væsentligste ulemper er høje driftsomkostninger grundet større trykfald over filterne samt den i dag konstaterede korte filterlevetid. Den ringe temperaturbestandighed af de i dag udviklede materialer kræver nøje temperaturregulering af røggassen. Det må også nævnes, at pladsbehovet til posefiltre i almindelighed vil være større end til elektrofiltre.

I Danmark er posefilteranlæg installeret på Kyndbyværket og på Enstedværket. For så vidt angår rensningsgraden har erfaringerne været gode, idet røggassens indhold af partikler typisk ligger under $20 \text{ mg/m}^3, \text{n,t}$, men man har haft store mekaniske problemer, dels med tilstopning og korrosion, dels med filternes styrkemæssige egenskaber. Man har blandt andet konstateret, at kullenes svovlindhold er af afgørende betydning for disse problemers opståen.

Udviklingen af filtermaterialer er for tiden intensiv for at forbedre de mekaniske og kemiske egenskaber. Inden for en 5-10 års periode vil man antagelig kunne tilvirke glasfiber som filtermateriale og dermed have løst et af de væsentlige problemer med røggas-temperaturen.

På danske kraftværker skønner man, at posefiltre ikke inden for den kommende 10-20 års periode vil få den store udbredelse, dels fordi elektrofiltrene stadig udvikles, og dels fordi driftserfaringerne med posefiltre til store anlæg er små. Man skønner, at posefiltre vil kunne dække små anlæg og ombygning af ældre anlæg samt anlæg med forholdsvis kort restlevetid.

5.1.3. Økonomi.

Dimensioneringen af et elektrofilter afhænger, som det fremgår af de forrige afsnit, dels af resistiviteten af flyveasken, dels af det ønskede emissionsniveau (i $\text{mg/m}^3, \text{n,t}$).

Størrelsen af et posefilter er stort set uafhængig af disse fakto-

rer.

Under en række nøjere specificerede forudsætninger omkring kapitaludgifter, driftstider, energiomkostninger, lønniveau m.m. kan man i 1980 for et mellemstort kraftværk forvente følgende investeringsomkostninger og gennemsnitlige bidrag til elprisen (Gilbu, personlig kommunikation):

	Investering kr/kW(e)	Bidrag til elpris ø/kWh
Elektrofilter (ved et emissionskrav på 100 mg/m ³ ,n,t)	80-140	0,4-0,7
Posefilter	110-130	0,6-0,7

Til sammenligning kan anføres, at den krævede investering til hele kraftværket ligger i størrelsesordenen 3000 kr/kW(e).

5.2. Begrænsning af svovldioxidemission.

Svovlet i kul forekommer dels organisk bundet, dels uorganisk bundet som mineralet pyrit (FeS₂).

Mængden af svovl ligger typisk i området 0,5-2%. Ved lave svovlindhold er andelen af organisk bundet svovl normalt høj, mens den falder med stigende indhold af svovl.

Typiske tal for svovlindhold i kul fra forskellige leverandørlande er givet i tabel 5.1.

Tabel 5.1. Typiske svovlindhold i kul fra forskellige leverandørlande.

	Vest- Canada	Polen	Syd- afrika	Øst- Canada
Total - svovl (%)	0,5	0,7-1,0	1,0-1,4	1,5
Organisk bundet svovl (% af totalt svovlindhold)	ca. 80	ca. 60	ca. 50	ca. 50

En direkte afsvovling af kul kan kun gennemføres for den del af svovlet, der foreligger som pyrit, og man kan derfor ad denne vej kun opnå en reduktion på 30-50%. Metoden anvendes i dag kun i begrænset omfang og er næppe realistisk under danske forhold.

En eventuel reduktion af svovldioxidemissionen må derfor klares med røggasafsvovling (FGD = Flue Gas Desulfurization).

Princippet ved røggasafsvovling beror på, at man via en fysisk-kemisk proces udskiller eller binder røggassens indhold af svovldioxid.

Anvendelse af røggasafsvovling har været kendt siden 1933, hvor man på et kraftværk i England vaskede røggassen med flodvand.

I dag kendes over 150 FGD-processer, men kun 10-15 er industrielt udviklede. Det som ofte karakteriserer de processer, som ikke bliver videreudviklet er, at de anvendte bindingskemikalier er for dyre. Selv om det bindende materiale ofte genvindes, vil der altid være et tab, og da det svovlholdige slutprodukt sjældent har nogen værdi i sig selv, bliver processens driftsøkonomi stærkt afhængig af kemikalieprisen.

Hovedparten af de i dag eksisterende anlæg findes i Japan og USA. Næsten alle USA-anlæg er knyttet til kulfyrede anlæg, mens de japanske anlæg hovedsagelig er opført i forbindelse med oliefyrede kedler.

Inden for de sidste år er installeret FGD-anlæg i Vesttyskland, Norge og Sverige. En oversigt over installerede anlæg pr. december 1977 er givet i tabel 5.2.

Tabel 5.2. Oversigt over installerede FGD-anlæg (december 1977).

	Antal	MW(e)	Antal anlæg større end 50 MW(e)
Japan	505	24200	58
USA	27	10100	26
Vesttyskland	-	220	3
Norge	1	-	1
Sverige	1	-	1

FGD-processerne inddeles normalt i tre kategorier:

a. Throwaway-processer.

Slutprodukt er et udpræget spildprodukt.

b. Gips-processer.

Anlæg er konstrueret således, at slutproduktet bliver gips (CaSO_4), der enten anvendes som erstatning for naturlig gips eller som stabilt affaldsprodukt med gode muligheder for deponering eller genanvendelse.

c. Regenerative processer.

Anlæg er konstrueret til at regenerere den svovldioxid, som er fjernet fra røggassen med fremstilling af svovlsyre eller ren svovl for øje.

Omkring 95% (beregnet som MW) af de anlæg, der opføres i dag, er af throwaway-typen. Der er flere årsager hertil. For det første er anlæggene gennemgående mindre kapitalkrævende, og driftsomkostningerne er mindre. Dernæst er markedet for svovlprodukter væsentlig mindre end de samlede svovlemissioner. Således varierer forholdet mellem svovlindholdet i den emitterede svovldioxid og svovl anvendt til svovlsyreproduktion, som udgør omkring 90% af de svovlholdige produkter, fra 1,5 til 3,0.

De fleste processer inden for throwaway-typen giver som affaldsprodukt kalciumsulfit/kalciumsulfat-slam ($\text{CaSO}_3/\text{CaSO}_4$), som kan være vanskelig atdeponere eller genanvende.

Det er værd at lægge mærke til, at der inden for de sidste år er udviklet en ny metode til fjernelse af svovldioxid fra røggassen. Denne metode er bygget på forstøvningstørringsteknikken og giver et tørt affaldsprodukt.

Ved de "våde" afsvovlingsanlæg er det nødvendigt at fjerne partikler fra røggassen før tilledning til FGD-anlægget. Det er endvidere nødvendigt at genopvarme røggassen før udledning til skorstenen for at hæve temperaturen op over svovlsyrens dugpunkt.

Disse ulemper er fjernet ved den tørre proces, idet flyveasken og dannede svovlforbindelser opsamles sammen. Herved får man imidlertid en flyveaske, som i egenskaber afviger en del fra, hvad man hidtil har været ude for ved kulfyrede anlæg. Herved kan der opstå begrænsninger i de muligheder, der eksisterer for genanvendelse af flyveaske (f.eks. til vejunderlag, iblanding af cement m.m.).

Denne problemstilling er endnu ikke afklaret og må nødvendigvis tages op i forbindelse med eventuelle krav om installation af svovlrensingsudstyr.

Det danske firma Niro Atomizer har i USA opstillet et demonstrationsanlæg på 7 MW(e). Et kommercielt anlæg til behandling af røggas fra en 435 MW(e)-enhed idriftsættes i 1981. Det kan også anføres, at et anlæg af denne type er ordret til opstilling på Kommunekemi A/S.

I Japan har man primært satset på gips- og regenerative-processer, fordi man her har store problemer med at fremskaffe arealer til deponering af de slammængder, som produceres ved throwaway-systemerne.

De slammængder, der er tale om, kan illustreres ved et eksempel. Et 500 MW(e) elværk fyres med kul med et svovlindhold på 2% og et askeindhold på 15%. Typisk vil man her få en årlig slammængde på ca. 260.000 tons. Samtidig produceres en askemængde på ca. 240.000 tons. Kulforbruget vil være omkring 1,5 mill. tons pr. år.

Problemerne med slamdeponering er - ud over pladsbehov - slammets fysiske egenskaber og slamvandets indhold af opløste stoffer, f.eks. tungmetaller.

Der tilbydes i dag mange forskellige anlægstyper. Forskellen mellem de enkelte anlæg ligger hovedsagelig i udformningen af de enkelte dele, oftest røggasvaskeren (scrubberen). Også materialevalget er af betydning og adskiller de enkelte firmaer.

Sammenfattende kan det siges, at de tekniske problemer, man i starten af 1970'erne havde med afsvovlingsanlæg nu i store træk

anses at være løst, og anlæggene anses for at være rimelig drifts-sikre.

Afsvovlingsgraden for de i dag anvendte FGD-anlæg ligger typisk i området 70-90%. Økonomien ved afsvovlings af røggas afhænger af den valgte proces. En arbejdsgruppe under NATO/CCMS (Committee of the Challenge of Modern Society) indsamlede i 1977/78 oplysninger fra en række eksisterende svovlrensingsanlæg. Undersøgelsens resultater giver et noget broget billede af forholdene, men indicerer at throwaway-anlæggene under europæiske forhold er de billigste. I 1976-priser var niveauet for anlægudgiften omkring 400 kr/kW(e).

Bidraget til elprisen kunne under forskellige forudsætninger vedrørende forrentning, afskrivning, arbejds løn, energiforbrug og kemikalier, men ikke udgifter til bortskaffelse af affald, beregnes til ca. 1,5 øre pr. kWh (1976-priser).

Niro Atomizer har oplyst, at man for et "tørt" afsvovlingsanlæg (inklusiv elektrofiter eller posefiter) i 1980 skal regne med anlægsgudgifter af størrelsesorden 300 kr/kW(e). Bidraget til elprisen (defineret som ovenfor) udregnes af Niro Atomizer til 1-2 øre pr. kWh.

5.3. Begrænsning af kvælstofoxidemission.

Processer til reduktion af emissionen af kvælstofoxider fra stationære kilder, som f.eks. kraftværker, må i dag anses for at være på udviklingsstadiet.

Det er tidligere nævnt, at fluid-bed forbrænding på grund af den lave forbrændingstemperatur medfører et lavere udslip af kvælstofoxider.

Der er flere typer af metoder under udvikling. Dels prøver man ad fyringsteknisk vej at reducere dannelsen af kvælstofoxider, dels arbejder man med udstyr, der er i stand til at fjerne kvælstofoxider fra røggassen.

Ad fyringsteknisk vej er det som tidligere nævnt kun muligt at på-

virke mængden af de kvælstofoxider, der dannes ved reaktion mellem forbrændingsluftens indhold af kvælstof og ilt. Den mængde, der stammer fra det organisk bundne kvælstofindhold i kullene, påvirkes ikke. De to bidrag er stort set af samme størrelsesorden.

De parametre, man søger at påvirke for at formindske dannelsen af kvælstofoxider, er blandt andet fyrrumskonstruktion, iltoverskud, flammetemperatur, forbrændingshastighed og brændertype.

I praksis kan påvirkningen foregå ved trinvis forbrænding, recirkulation af røggas eller ved ændring i forvarmningen af forbrændingsluften.

Det er begrænset, hvad man kan opnå af reduktion af kvælstofoxidemissionen med fyringstekniske metoder. Derfor har man - specielt i Japan - arbejdet en del på at udvikle metoder, der kan fjerne kvælstofoxider fra røggassen.

Metoderne er primært undersøgt på oliefyrede kraftværker, og resultaterne lader sig ikke uden videre overføre til kulfyrede anlæg. Selv om der arbejdes både med "tørre" og "våde" processer, sætter man størst lid til de "tørre" processer, specielt kan nævnes en metode, hvor man tilsætter ammoniak (NH_3) til røggassen. Ammoniak reagerer med kvælstofoxider under dannelse af frit kvælstof (N_2) og vanddamp (H_2O). Metoden er noget dyrere end de fyringstekniske metoder, men til gengæld fås en større rensning.

Det er dog næppe realistisk at tro, at denne metode til reduktion af emissionen af kvælstofoxider vil være kommercielt udviklet inden for det første årti.

5.4. Udenlandske regler om emission fra kraftværker.

I langt de fleste industrialiserede lande er der i dag indført regler om emissionsbegrænsning af forurenende stoffer fra kraftværker.

Reglerne kan være af vejledende karakter, således som de kendes i Danmark, eller mere generelle, som tilfældet er i f.eks. USA. De

emissionsgrænseværdier, som er fastsat, omhandler normalt svovldioxid, kvælstofoxider og partikler. I Danmark er kun fastsat vejledende emissionsgrænseværdier for partikler.

I det følgende er omtalt nogle af de regler, der gælder for emission fra kulfyrede kraftværker i en række udvalgte lande.

5.4.1. Svovldioxid.

I USA er fastsat regler for anlæg større end 73 MW(indfyret). De gældende emissionsgrænser er vist i tabel 5.3.

Tabel 5.3. Federale emissionsgrænser for svovldioxid fra kulfyrede kraftværker i USA.

Emission af svovldioxid uden rensning		Krævet reduktion	Emissionsgrænse for svovldioxid	
lb pr. million BTU(indfyret)	(*)		lb pr. million BTU(indfyret)	(*)
mindre end 2	(0,86)	70%	op til 0,6	(0,26)
2-6	(0,86-2,6)	70-90%	0,6	(0,26)
6-12	(2,6-5,2)	90%	0,6-1,2	(0,26-0,52)
mere end 12	(5,2)	mere end 90%	1,2	(0,52)

lb/million BTU = 1,8 mg/kcal = 0,43 g/MJ = 1,54 kg/MWh

(*) Omregnet til g/MJ(indfyret).

Som det ses, varierer de fastsatte emissionsgrænser med kullenes svovlindhold. Emissionsgrænserne er udtrykt i enheden lb pr. million BTU (lb = pound, BTU = British Thermal Unit). Omregning til andre enheder kan foretages med de under tabellen angivne faktorer.

Regner man på de i dag i Danmark anvendte kul typer (brændværdi omkring 24 MJ pr. kg, svovlindhold 1%, indbinding af svovl i slagge og flyveaske 10%) vil man typisk få en svovldioxidemission på 0,75 g/MJ(indfyret).

Overholdelse af de amerikanske regler ville derfor kunne klares med en reduktion på 70%.

I Vesttyskland har alle nye kulfyrede kraftværker med en indfyret effekt større end 4 Terajoule pr. time (svarende til ca. 1100 MW (indfyret)), siden 1974 skullet forsynes med afsvovlingsanlæg. Det har været tilladt at foretage installationen i 2 trin, således at den ene halvdel blev idriftsat samtidig med kraftværket og den anden halvdel 3 1/2 år senere. Der har ikke været egentlige grænseværdier, men det har været forudsat, at der skulle anvendes bedst tilgængelig teknologi.

De nævnte regler er dog under revision, og forbundsregeringen har i 1980 udarbejdet udkast til egentlige grænseværdier for svovldioxidemission fra kulfyrede kraftværker.

Den foreslåede ændring indebærer, at der fra kulfyrede anlæg med en kapacitet større end 1,7 Terajoule pr. time (svarende til ca. 470 MW (indfyret)) tillades en emission af svovldioxid på 650 mg/m^3 , n målt ved et iltindhold i røggassen på 6%.

Denne foreslåede grænseværdi er uafhængig af kullenes svovlindhold.

Indholdet af svovldioxid i røggassen fra et dansk kraftværk vil under de tidligere nævnte forudsætninger typisk ligge i størrelsesordenen 2000 mg/m^3 , n, t, således at de vesttyske regler for de i dag i Danmark anvendte kultyper ville indebære afsvovling på 65-70%.

Der er i dag installeret enheder til svovlrensning på tre 700 MW(e) kraftværker i Vesttyskland, og yderligere ti er under opførelse. I alle tilfælde anvendes "våd afsvovling".

Også i Sverige har man i dag regler vedrørende emission af svovldioxid fra kraftværker. I praksis fungerer de som begrænsninger i det tilladelige svovlindhold i brændslet.

Der gælder forskellige regler for forskellige dele af Sverige. I Sydsverige tillades en emission på 0,24 g svovl pr. MJ indfyret

brændsel. I Nordsverige er tallet 0,6 g svovl pr. MJ indfyret brændsel.

Fra 1. oktober 1984 gælder den lave værdi for hele Sverige.

Emission fra et dansk kraftværk ligger typisk i størrelsesordenen 0,35-0,40 g svovl pr. MJ indfyret effekt, altså lidt over den svenske grænseværdi for Sydsverige.

Det svenske Naturvårdsverk har ved flere lejligheder fremført, at emissionsgrænsen burde sættes lavere. Man finder, at værdierne 0,05 g svovl pr. MJ(indfyret) for kondensationskraftværker og 0,1 g svovl pr. MJ(indfyret) for større kraftvarmeværker i dag vil være teknisk og økonomisk rimelige.

5.4.2. Kvælstofoxider.

Afhængig af kultypen ligger de i USA gældende emissionsgrænser for kvælstofoxider i området 0,5-0,6 lb pr. million BTU(indfyret), svarende til 0,22-0,26 g/MJ(indfyret). Disse grænser er fastsat således, at de skulle kunne overholdes alene ved modifikationer af forbrændingsteknikken.

Til sammenligning ligger indholdet af kvælstofoxider i røggassen fra et dansk kraftværk ved anvendelse af polske eller sydafrikanske kul typisk i området 0,35-0,40 g/MJ (indfyret).

Også i Vesttyskland satser man på modifikationer af brændere, men der eksisterer ingen specifik grænseværdi.

5.4.3. Partikler.

For kulfyrede anlæg større end 100 MW(indfyret) har miljøstyrelsen i Danmark fastsat en vejledende emissionsgrænseværdi for partikler på 150 mg/m³,n,t ved 12% CO₂ i røggassen.

I USA er fastsat en emissionsgrænse på 0,03 lb pr. million BTU (indfyret). For de i dag i Danmark anvendte kultyper svarer dette til ca. 35 mg/m³,n,t ved et luftoverskud svarende til 12% CO₂ i røggassen.

I Vesttyskland er grænseværdien for større kulfyrede kraftværker for almindelige kul fastsat til 150 mg/m^3 , n, t ved et luftoverskud svarende til 6% O_2 (ca. 13-14% CO_2) i røggassen. Dette svarer nogenlunde til den vejledende danske grænseværdi.

6. EMISSIONSMÅLINGER

6.1. Generelt om måleprojektet.

Som et led i nærværende projekt blev det besluttet at udføre målinger og analyser på et dansk kraftværk til belysning af konsekvenserne ved overgang fra fueloliefyring til kulfyring. Det blev indledningsvis undersøgt, hvilket kraftværk man kunne anvende som forsøgsanlæg. Betingelsen var, at anlægget var både fueloliefyret og kulfyret, og at støvudskilningsanlægget ved kulfyring var af en rimelig standard.

Valget faldt på Studstrupværket, som består af 2 blokke med følgende data:

	<u>Blok 1</u>	<u>Blok 2.</u>
Brændsel	Kul	Olie
Idriftsat	1968	1972
Kapacitet, MW(e)	160	265
Røgrensning	Elektrofilter	Ingen

For at få et indtryk af kulkvalitetens indflydelse på de emitterede faststofmængder blev der gennemført målinger ved fyring med forskellige kul typer (polske og sydafrikanske kul).

Målingerne på Studstrupværket (Dansk Kedelforening, 1979) blev gennemført i perioden februar-april 1979. Efter afslutningen af denne undersøgelse er der i anden sammenhæng udført målinger på Vestkraft (september 1979).

En sammenligning af måleresultaterne fra Studstrupværket og Vestkraft, som er ombygget til kulfyring i 1978, viser, at nyere røgrensningsudstyr for partikler er i stand til at reducere partikelemissionen pr. produceret energienhed ganske væsentligt i forhold til ældre typer.

Det skal derfor pointeres, at det vil være betænkeligt ukritisk at

bruge resultaterne fra Studstrupundersøgelsen til beregning af partikelemissionen fra fremtidige kulfyrede kraftværker.

Studstrupundersøgelsen er således repræsentativ alene for kulfyrede anlæg bygget omkring 1965-1973 udstyret med elektrofiltre, mens resultaterne fra Vestkraft er retningsgivende for emissionforholdene fra nyere anlæg.

I de følgende afsnit er anført de væsentligste resultater og konklusioner fra undersøgelsen.

6.2. Brændselsanalyser.

I tabel 6.1. er gengivet gennemsnitstal for nogle udvalgte brændselsanalyser for de ved Studstrupundersøgelsen anvendte brændsler.

Tabel 6.1. Brændselsanalyser.

	Enhed	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie
Nedre brændværdi	MJ/kg	24	24	41
vand	%	11	9	0,1
aske	%	12	14	0,02
svovl	%	0,7	1,0	2,8
kvelstof	%	1,0	1,6	0,2
<u>Gruppe 1.</u>				
mangan	(Mn) ppm	160	47	-
jern	(Fe) ppm	8500	8400	-
<u>Gruppe 2.</u>				
zink	(Zn) ppm	140	20	-
arsen	(As) ppm	7	10	-
selen	(Se) ppm	1	1	-
kadmium	(Cd) ppm	-	2-9	-
bly	(Pb) ppm	37	15	-
<u>Gruppe 3.</u>				
vanadium	(V) ppm	45	64	-
krom	(Cr) ppm	-	21	-
nikkel	(Ni) ppm	16	20	-
kobber	(Cu) ppm	66	47	-
kviksølv	(Hg) ppm	0,1	0,3	0,004

6.3. Gasformige emissioner.

6.3.1. Svovldioxid og kvælstofoxider.

Gennemsnitsemissioner for svovldioxid og kvælstofoxider for de forskellige brændselstyper er anført i tabel 6.2.

Emissionen er opgivet dels som koncentration i røggas (ppm), dels som emission pr. produceret energienhed (g/MWh(e)).

Tabel 6.2. Emission af svovldioxid og kvælstofoxider.

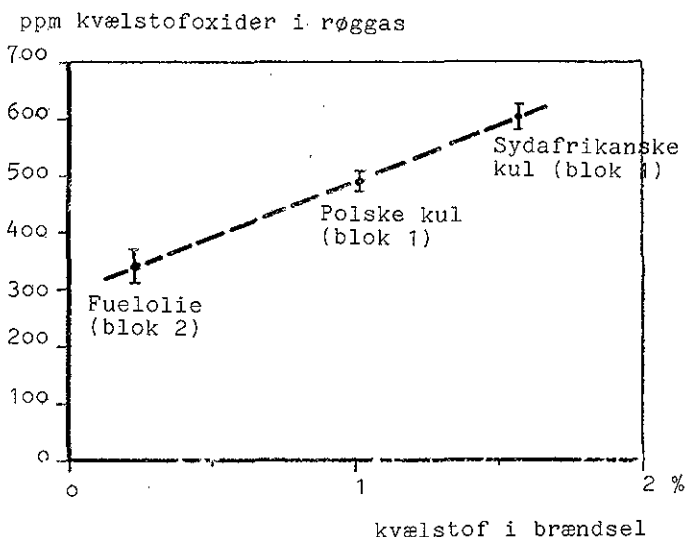
	Svovldioxid		Kvælstofoxider	
	ppm	g/MWh(e)	ppm	g/MWh(e)
Polske kul	610	5100	490	2952
Sydafrikanske kul	878	7585	603	3738
Fuelolie	1293	9676	340	1814

Måleresultaterne viser, at emissionen af kvælstofoxider ved kulfyring er omkring dobbelt så stor som ved oliefyring.

Svovlindholdet i fuelolien var ved Studstrupundersøgelsen 2,8%. Herved fandt man, at emissionen af svovldioxid ved oliefyring var omkring 1,5 gange større end ved kulfyring. Havde man anvendt 1% svovlholdig fuelolie, således som det lovmæssigt er påbudt i hovedstadsområdet, havde forholdet været omvendt, og man ville have målt en svovldioxidemission ved oliefyring, der var omkring 2/3 af emissionen ved kulfyring.

Ved kulfyring konstaterede man en indbinding af svovl i slagge og udskilt aske på 4-8% af det indfyrede svovl.

Undersøgelserne bekræftede (jfr. afsnit 4.1.2.), at der er en sammenhæng mellem emissionen af kvælstofoxider og brændslets kvælstofindhold (fig. 6.1.).



Figur 6.1. Emission af kvælstofoxider som funktion af kvælstofindhold i brændsel. (Målt ved Studstrupundersøgelsen).

6.3.2. Kviksølv.

Ved en gennemgang af tilgængelig litteratur omkring kviksølvemissionen fra kulfyrede kraftværker, ser man oftest rapporteret, at hovedparten af det i kullet forekommende kviksølv emitteres med røggassen uden udskillelse i røgrensningsudstyr. Et typisk tal for den andel, der udsendes, angives at være ca. 90%, mens omkring 10% altså tilbageholdes i aske og slagge.

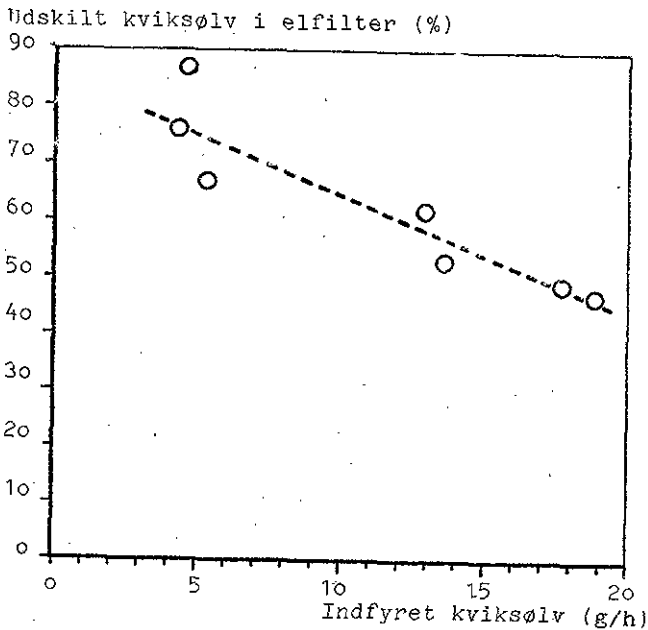
Måling af kviksølvindholdet i røggassen er imidlertid yderst vanskelig, og det blev derfor i forbindelse med dette projekt besluttet at foretage nogle prelimære undersøgelser af kviksølvindholdet i røggassen på Vestforbrænding. Formålet skulle være at sammenligne forskellige målemetoder og herefter udvælge den bedste til anvendelse ved Studstrupundersøgelsen.

De udførte forsøg er beskrevet og vurderet i 3 rapporter (Dansk Kedelforening, 1979, Isotopcentralen, 1978, miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium, 1979).

De udførte forsøg udviste meget store forskelle i resultaterne fra de forskellige metoder, og der var kun dårlig sammenhæng mellem målingerne fra metode til metode. Forsøgs materialet tillader ikke, at der drages konklusioner med hensyn til den bedste målemetode. Da analyser af kviksølv i fast stof udføres med mere velgennemprøvet teknik, blev det besluttet at beregne emissionen af kviksølv som differencen mellem indholdet af kviksølv i det indfyrede kul og i udskilt aske og slagge. Dette medfører imidlertid en betydelig usikkerhed i bestemmelsen.

Målingerne på Studstrupanlægget gav efter denne metode resultater, der afveg en del fra de ovenfor oftest rapporterede værdier, idet man konstaterede en væsentlig indbinding af kviksølv, specielt i flyveasken. Af den med kullene indfyrede kviksølv mængde fandt man for de polske kul en udskillelse på ca. 76% og for de sydafrikanske kul 48-58%.

Man kunne endvidere ved målingerne konstatere, at udskillelsen (i %) af kviksølv i elektrofilteret faldt med stigende indhold af kviksølv i det indfyrede kul (figur 6.2.).



Figur 6.2. Udskilt kviksølv som funktion af indfyret mængde.

Der er i litteraturen rapporteret undersøgelser, som giver resultater i samme størrelsesorden som Studstrupundersøgelsen. En forklaring på variationen i kviksvølvudskillelsen kan være varierende røggastemperatur, idet kviksvølvdampe ved lavere temperatur begynder at kondensere og adsorberes på partikler, som herefter udskilles.

6.3.3. Polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH).

I forbindelse med Studstrupundersøgelsen blev indsamlet prøver til bestemmelse af PAH-indholdet i røggassen. Analyserne blev udført på Civilforsvarets analytisk-kemiske laboratorium.

Da det efterundersøgelsens afslutning måtte konstateres, at antallet af analyserede prøver var for lille, samt at opsamlingsmetoden ikke var tilstrækkelig effektiv med henblik på analyse af PAH-forbindelser, fandtes det ikke rimeligt at vurdere, hvor stort et bidrag et moderne kulstøvfyrte kraftværk giver til den samlede PAH-koncentration i atmosfæren.

6.4. Partikelformige emissioner.

Partikelemissionsmålingerne på Studstrupværket blev som tidligere omtalt suppleret med målinger på en fornylig ombygget enhed på Vestkraft.

Gennemsnitsværdier for den totale partikelemission ved de forskellige brændsler er gengivet i tabel 6.3.

Tabel 6.3. Oversigt over total partikelemission fra Studstrupværket og fra Vestkraft.

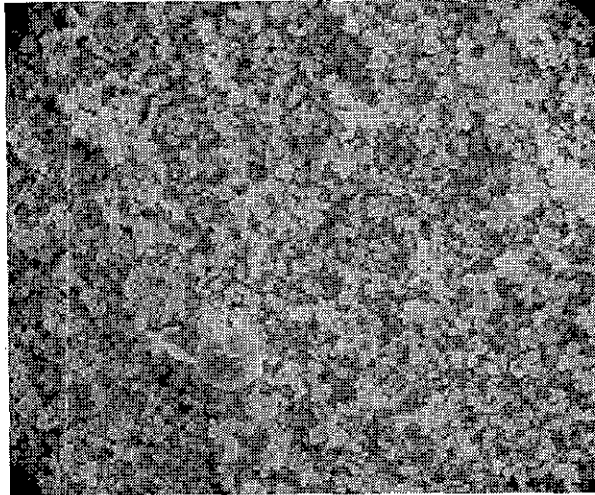
	Studstrup		Vestkraft	
	mg/m ³ ,n,t	g/MWh(e)	mg/m ³ ,n,t	g/MWh(e)
Polske kul	207	617	13	30
Sydafrikanske kul	168	452	-	-
Fuelolie	209 x)	545	-	-

x) 2,54 gram støv pr. kg olie.

Det fremgår, at den totale partikelemission ved fyring med henholdsvis kul og fuelolie på Studstrupværket blev fundet at være af samme størrelsesorden. Bemærkelsesværdigt er det, at partikelemissionen ved kulfyring på Vestkraft blev fundet at være omkring 1/20 af de værdier der er målt på Studstrupværket.

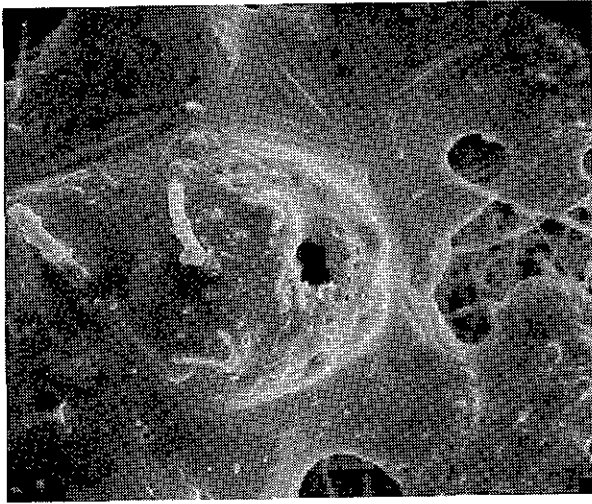
Partikelemissionen ved kulfyring er imidlertid både fysisk og kemisk forskellig fra partikelemissionen ved fueloliefyring.

I figur 6.3. og 6.4. er vist fotografier taget med elektronmikroskop af udskilte partikler ved henholdsvis kul- og fueloliefyring.



10 μm

Figur 6.3. Fotografi af partikler fra kulfyring.



10 μm

Figur 6.4. Fotografi af partikler fra oliefyring.

Billederne illustrerer, at den finkornede partikelfraktion opsamlet ved kulfyring optræder som enkeltpartikler, mens partikler opsamlet ved oliefyring agglomererer, hvilket forhindrer en egentlig kornstørrelsesbestemmelse.

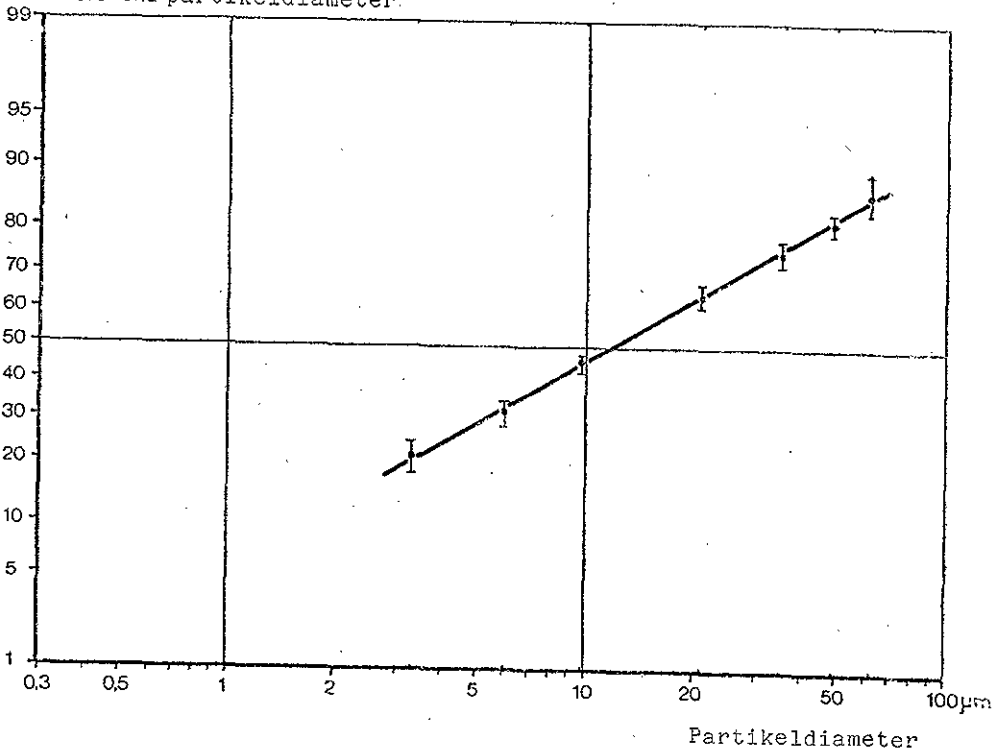
Den andel af kulasken, som forlader skorstenen sammen med røggassen, er meget lille. Ved Studstrupundersøgelsen fandtes følgende gennemsnitlige fordeling:

	<u>% af kulaske</u>
Emission	1,1
Slagge	6,9
Udskilt i elektrofilter	92,0

I forbindelse med kulfyring foretoges bestemmelser af kornstørrelsesfordelinger af det emitterede faststof baseret på massebestemmelser.

Resultaterne viste en middeldkornstørrelse på 12 μm (figur 6.5.).

Massefordeling af faststof
% mindre end partikeldiameter.



Figur 6.5. Kornstørrelsesfordeling af emitterede partikler ved kul-fyring.

Det fremgår, at kun en beskedne andel af de emitterede partikler er mindre end 2-3 μm, hvilket må anses for meget atypisk for et moderne anlæg.

I tabel 6.4. er anført middelemmissionen af forskellige grundstoffer ved de tre brændselstyper - polske kul, sydafrikanske kul og fuelolie. Værdierne er udtrykt i mg pr. produceret MWh. Omregning til koncentration i røggassen ($\mu\text{g}/\text{m}^3, \text{n,t}$) kan ske ved at multiplicere tallene med 0,33.

Samtidig er i tabellen angivet forholdet i grundstofemissionen ved kul-fyring kontra fueloliefyring.

Tabel 6.4. Midelemission af forskellige grundstoffer. Enhed mg/MWh(e)

Grundstof	Studstrup				Kul: fuel- olie	Vestkraft Polske kul
	Polske kul	Sydafr. kul	Fuel- olie			
<u>Gruppe 1</u>						
silicium (Si)	149000	157000	10500	15:1		7174
aluminium (Al)	35200	40800	-	kun kul		896
svovl (part.) (S)	3500	2770	39300	1:12		527
kalium (K)	10100	5290	294	26:1		533
kalций (Ca)	23700	17300	460	45:1		1965
titan (Ti)	3700	4500	35	117:1		318
mangan (Mn)	745	243	14	35:1		55
jern (Fe)	41000	38600	3031	13:1		1961
rubidium (Rb)	77	40	-	kun kul		3
lanthan (La)	-	58	-	kun kul		-
cerium (Ce)	90	122	-	kun kul		-
thorium (Th)	23	14	-	kun kul		-
<u>Gruppe 2</u>						
zink (Zn)	769	168	183	3:1		44
gallium (Ga)	30	36	6	6:1		3
arsen (As)	51	58	7	8:1		6
selen (Se)	-	20	2	10:1		-
molybdæn (Mo)	51	29	52	1:1		-
kadmium (Cd)	10	6	3	3:1		1
antimon (Sb)	13	12	4	3:1		2
bly (Pb)	201	68	76	2:1		14
<u>Gruppe 3</u>						
barium (Ba)	1500	1120	10	131:1		294
vanadium (V)	278	320	9410	1:31		65
krom (Cr)	313	295	-	-		5
nikkel (Ni)	296	227	2890	1:11		4
kobber (Cu)	93	40	54	1:1		17
strontium (Sr)	585	1000	8	99:1		64
kviksølv (Hg)	7	48	0,6	46:1		?
Partikler ialt	617000	452000	545000	1:1		30300

En vurdering baseret alene på Studstrupundersøgelsen vil vise, at en overgang til kulfyring kun vil medføre reduktion i partikelemissionen for tre stoffer, nemlig de tre hovedbestanddele i olieasken - nikkel, svovl og vanadium.

Sammenlignes imidlertid med tallene bestemt på Vestkraft, ses det, at den bedre rensning på dette anlæg har medført, at emissionen af de enkelte stoffer ved kulfyring mængdemæssigt nærmer sig emissionen ved fueloliefyring.

Grundstofferne er inddelt efter de principper, som blev omtalt i afsnit 4.2. Måleresultaterne har bekræftet den foretagne inddeling, idet man for de fleste gruppe 2-stoffer konstaterede en opkoncentrering i den finkornede partikelfraktion efter elektrofiltret. Den procentvise fordeling af de forskellige grupper på forskellige partikelstørrelser er anført i tabel 6.5.

Tabel 6.5. Procentvis fordeling af forskellige grundstofgrupper på forskellige partikelstørrelser (Studstrupmålinger).

	Sydafrikanske kul			Fuelolie	
	større end 4,4 μm	mindre end 4,4 μm	mindre end 0,4 μm	større end 4,4 μm	mindre end 4,4 μm
Gruppe 1	82	18	(5)	75	25
Gruppe 2	69	31	(10)	54	46
Gruppe 3	79	21	(8)	61	39

Målingerne på Vestkraft viste en mindre reduktion i emissionen af gruppe 2-stofferne end gennemsnittet, hvilket givet hænger sammen med, at denne stofgruppe er stærkest repræsenteret blandt de mindste partikler, som er vanskeligst at udskille i elektrofiltre.

7. SPREDNINGS- OG DEPOSITIONSBEREGNINGER

Et af formålene med det i afsnit 6 beskrevne måleprojekt på Studstrupværket var at få fremskaffet emissionsfaktorer fra et repræsentativt kraftværk til brug for beregninger af forureningen i området omkring et kraftværk.

Beregningerne skulle omfatte såvel luftkoncentrationsberegninger som depositionsberegninger for både olie- og kulfyring. På baggrund af de fundne resultater skulle foretages forskellige miljø- og sundhedsmæssige vurderinger.

Da modelberegningerne er stærkt afhængige af de lokale meteorologiske og topografiske forhold, og da der ikke kunne fremskaffes tilpas kvalitetskontrollerede meteorologiske data fra området omkring Studstrupværket, blev beregningerne foretaget på modelkraftværker med en anden geografisk placering, hvor sådanne data kunne fremskaffes.

Man valgte placeringer svarende til de eksisterende kraftværker Amagerværket og Vendsysselværket samt et fremtidigt kraftvarmeværk i Herning.

Da emissionsforholdene på de pågældende værker både med hensyn til komponenter og partikelstørrelser kan afvige fra Studstrupværket, kan man ikke forvente at finde overensstemmelse mellem beregnede værdier og aktuelt forekommende værdier.

Beregningerne kan derfor alene anvendes til at belyse den ændring i luftkvaliteten og afsætningen på jorden, der kan forventes som følge af overgang fra fyring med olie til fyring med kul på eksisterende kraftværker.

På baggrund af disse forudsætninger er værkerne i det følgende anført i citationstegn.

Sprednings- og depositionsberegningerne er foretaget på Sveriges

Meteorologiska og Hydrologiska Institut (SMHI), som også har udarbejdet en rapport over de fundne resultater (Persson, 1980).

Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium har med baggrund i nævnte rapport foretaget en udredning omkring modelkraftværkernes bidrag til koncentrationen i luft og depositioner på jord for en række udvalgte komponenter (Torp, 1980). En kortfattet gennemgang af de nævnte rapporter er foretaget i de følgende afsnit.

7.1. Basis for beregningerne.

Modelkraftværkernes bidrag til luftkoncentrationen er beregnet for gasser (svovldioxid, kvælstofoxider), partikler og udvalgte sporstoffer. Depositionsbidrag er beregnet for svovl og udvalgte sporstoffer.

Beregningerne omkring "Amagerværket" og "Vendsysselværket" er baseret på de emissionsmålinger, der blev foretaget på Studstrupværket, idet der er anvendt aktuelle værktekniske forhold såsom belastning og skorstenshøjde. Beregningerne omkring "Herningværket" er baseret på emissionsdata fra et lignende værk i Göteborg. Både partikelsammensætning og middeldkornstørrelse af de emitterede partikler afviger i dette tilfælde væsentligt fra Studstrup-tallene.

Luftkoncentrationsberegningerne er gennemført for en gennemsnitlig juni måned, idet denne måned har den største atmosfæriske ustabilitet og dermed giver de højeste luftkoncentrationer ved jordoverfladen af forureninger udsendt fra høje kilder - uanset at den samlede emission kan være mindre end i vintermånederne.

Depositionsberegningerne er foretaget for henholdsvis sommer- og vinterhalvåret.

De værktekniske data, som er anvendt ved beregningerne, er gengivet i tabel 7.1.

Tabel 7.1. Aktuelle værktekniske data.

	Amagerværk	Vendsysselværk	Herningværk
Max. effekt	MW(e) 270	450	92
Middeleffekt - juni	MW(e) 185	157	ca. 74
sommer	MW(e) 154	130	- 37
vinter	MW(e) 221	180	- 44
Skorstenshøjde	m 150	110	75

For at simplificere forholdene vil den efterfølgende gennemgang af SMHI-rapporten blive koncentreret omkring det største af de undersøgte modelkraftværker (opgivet som middeleffekt), nemlig "Amagerværket". Hvor det findes af betydning, vil der blive givet enkelte kommentarer til "Vendsysselværket", mens "Herningværket" ikke vil blive omtalt, da beregningerne viste, at dette værk under de valgte forudsætninger kun giver meget beskedne bidrag til både luftkoncentration og deposition.

7.2. Luftkoncentrationsbidrag.

Beregninger af luftkoncentrationer er foretaget ved hjælp af en såkaldt Gaussisk spredningsmodel.

De meteorologiske data, som indgår i beregningerne, omfatter blandt andet statistikker over vindretning, vindhastighed og atmosfærisk stabilitet (inddelt efter den såkaldte Pasquill-Turner metode).

Da beregningerne er foretaget for en gennemsnitlig juni måned for en 10-årig periode, kan en enkelt ustabil juni måned afvige 50-100% fra de beregnede værdier. SMHI skønner, at en juni måned med 50% større værdier vil forekomme et ud af ti år.

Resultaterne er opgivet som 99%-fraktiler af 1-times middelværdier, hvilket vil sige, at den for et givet punkt angivne 1-times middel-

værdi under de valgte forudsætninger kun vil overskrides 1% af tiden. (Svarende til 7 gange pr. måned).

Dette valg af referencetilstand er i overensstemmelse med svenske grænseværdifastsættelser. De i Danmark fastsatte vejledende grænseværdier for svovldioxid og partikler (mindre end 10 μm) refererer til 1/2-times middelværdier og 99%-fraktil (svarende til at værdierne tillades overskredet 15 gange pr. måned), og værdierne kan derfor ikke direkte sammenlignes.

7.2.1. Svovldioxid.

Resultaterne af de beregninger SMHI har udført, er gengivet i form af figurer som figur 7.1.

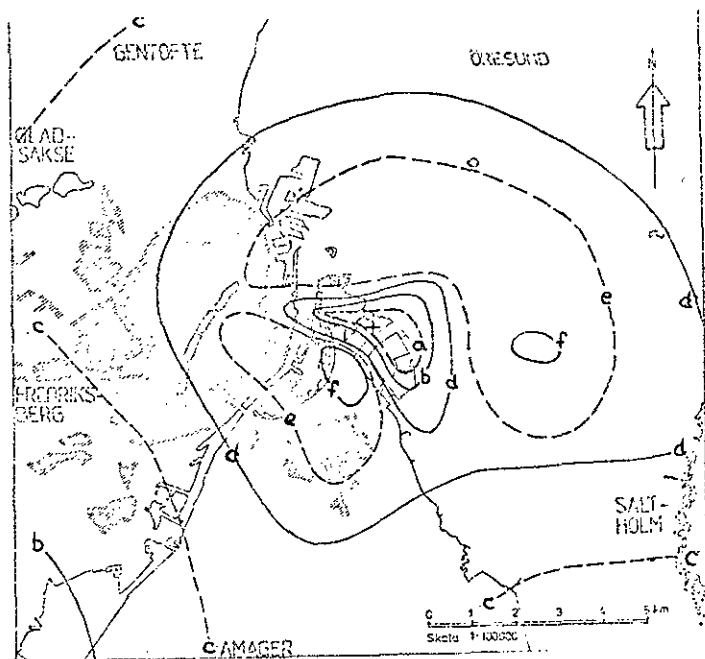
Man har forbundet punkter med samme luftkoncentrationsbidrag (99%-fraktil af 1-times middelværdier) fra det betragtede kraftværk. Herved fremkommer de såkaldte isolinier.

Under figuren er anført værdier for de aktuelt forudsatte emissionsforhold (baseret på Studstrupmålingerne) for henholdsvis polske kul, sydafrikanske kul og fuelolie.

Det skal anføres, at de af SMHI udførte beregninger for fuelolie referer til et svovlindhold på 2,8%. Da den nuværende grænse i hovedstadsområdet er maksimalt 1% svovl, er værdier svarende til dette svovlindhold også indført i tabellen under figuren.

Isoliniernes form afviger en anelse fra hinanden ved henholdsvis kul- og oliefyring, men er af simplificeringshensyn her anset for identiske.

Det fremgår af figur 7.1., at der optræder 2 områder med maksimalt koncentrationsbidrag, henholdsvis øst for anlægget (over Øresund) og sydvest for anlægget (over Amager). De størst beregnede værdier af 99%-fraktiler for 1-timesmiddelværdier er angivet i følgende tabel (side 60):



Figur 7.1. Isolinier for beregnede 99%-fraktiler ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for 1-times middelværdier af svovldioxid og kvælstofoxider omkring "Amagerværket" i en gennemsnitlig juni måned. Den aktuelle værdi af isolinierne fremgår af nedenstående tabel. (Enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Isolinie	Polske kul		Sydafr. kul		Fuelolie		NO _x
	SO ₂	NO _x	SO ₂	NO _x	SO ₂ (2,8% S)	SO ₂ (1% S)	
a	13	8	19	10	25	9	5
b	26	15	39	19	49	18	10
c	39	23	58	29	74	27	15
d	52	30	77	38	99	35	20
e	65	38	97	48	124	44	25
f	78	45	116	57	148	53	30

$\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$

Polske kul	78
Sydafrikanske kul	116
Fuelolie (2,8% S)	148
Fuelolie (1% S)	53

Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium (Torp, 1980) har foretaget en kortlægning af den almindelige forureningstilstand med svovldioxid til sammenligning med de af SMHI beregnede tal.

I Københavnsområdet er målinger for juni måned, der blev foretaget på 13 stationer i perioden 1975-78, anvendt som repræsentative, mens niveauet i landområder er repræsenteret ved baggrundsmålinger på 5 stationer i året 1973.

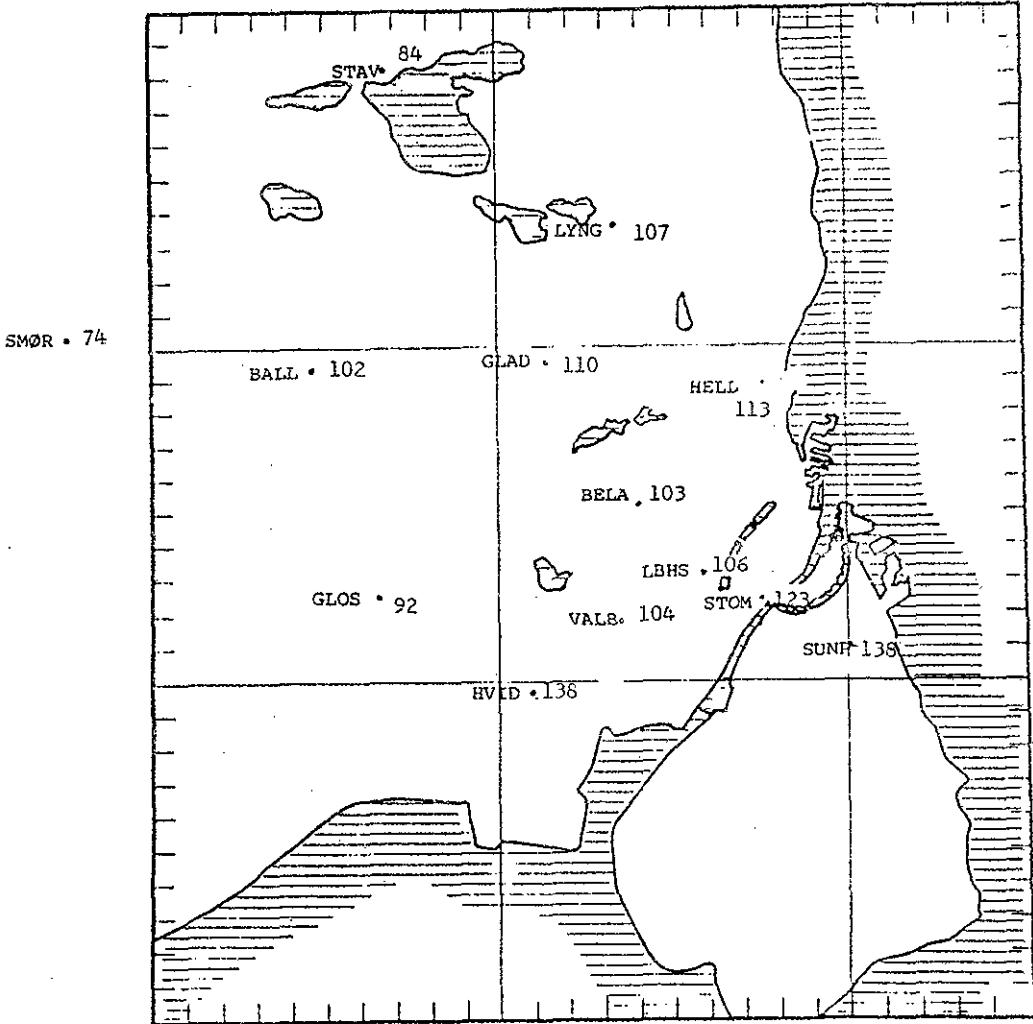
De nævnte svovldioxid-målinger er alle opgivet som 24-timers middelværdier og må derfor omregnes til 1-times middelværdier. Omregningerne er foretaget ved hjælp af den såkaldte Larsen-model. Resultaterne (99%-fraktiler af 1-times middelværdier) for de enkelte målestationer i København er indtegnet på figur 7.2.

Det fremgår, at 99%-fraktilerne af 1-times middelværdierne ligger i området $92-138 \mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er af samme størrelse som det maksimale bidrag fra "Amagerværket".

Der er imidlertid stor usikkerhed ved omregning fra 24-timers middelværdier til 1-times middelværdier, og selv kraftige, men kortvarige bidrag fra store enkeltkilder vil ikke kunne "hentes" ud af døgnmålingerne. Man kan derfor ikke udelukke, at der i Stor-københavn kan være kilder, der giver større 99%-fraktiler end de anførte $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ud fra det forhold at alle målestationer i området ligger på samme niveau, samt at niveauet er af samme størrelse som det maksimale bidrag fra "Amagerværket", må man dog konkludere, at i det område, hvor "Amagerværket" giver det maksimale bidrag, vil bidraget fra samtlige andre kilder i København være mindst lige så stort.

Baggrunds niveaue (99%-fraktil af 1-times middelværdier) er beregnet at være af størrelsesorden $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette bidrag til luftkoncentrationen nås for "Amagerværket" i en afstand af ca. 10 km.



Figur 7.2. Beregnede 99%-fraktiler ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for 1-times middelværdier for svovldioxid for juni måned på grundlag af målte 24-timers værdier for årene 1975-1978.

Det må derfor konkluderes, at "Amagerværket" under de givne forudsætninger vil give et vist bidrag til svovldioxid-koncentrationen i en afstand af 2-10 km fra værket.

For "Vendsysselværket" fås noget højere værdier end for "Amagerværket". Årsagen er primært den lavere skorsten. De beregnede maksimumsværdier er:

	<u>$\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$</u>
Polske kul	130
Sydafrikanske kul	200
Fuelolie (2,8% S)	250

Bemærkelsesværdigt for beregningerne omkring "Vendsysselværket" er, at de højeste koncentrationer optræder i landbrugsområder, mens Ålborg-Nørresundby området ligger uden for de høje 99%-fraktiler.

De danske vejledende grænseværdier for svovldioxidkoncentrationer er anført i miljøstyrelsens vejledning nr. 7/1974 om "Begrænsning af luftforurening fra virksomheder".

Det fremgår heraf, at indholdet af svovldioxid i omgivelserne ikke bør overstige $750 \mu\text{g}/\text{m}^3$ målt som 1/2-timesværdi mere end højst 1% af tiden.

Der er i vejledningen anført forskellige procedurer til vurdering af, hvor meget en enkelt virksomhed må bidrage med. For en frit beliggende virksomhed er det maksimalt tilladelige bidrag fastsat til $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I byområders centrale dele er grænsen fastsat til $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og i alle andre tilfælde til $280 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nogen entydig omregning fra 1/2-times middelværdier til 1-times middelværdier kan ikke foretages, men under forskellige forudsætninger kan man dog regne med følgende omtrentlige sammenhæng:

<u>1/2-times middelværdi</u>	<u>1-times middelværdi</u>
750	ca. 600
350	- 280
280	- 225
210	- 170

Således som beregningerne omkring "Amagerværket" og "Vendsysselværket" er udført, kan der ikke konstateres nogen overskridelse af gældende retningslinier, men det må bemærkes, at beregninger for "Amagerværket" er udført ved en belastning svarende til ca. 69% af maksimalbelastningen og for "Vendsysselværket" ved ca. 35% af maksimalbelastningen.

Ved fuld belastning i juni måned må man i hvert tilfælde for "Vendsysselværket" forvente overskridelse af de nævnte vejledende grænseværdier.

7.2.2. Kvalstofdioxid.

Da kvalstofdioxid spredes i atmosfæren på samme måde som svovldioxid, er de på figur 7.1. optrukne isolinier også anvendelige til fremstilling af "Amagerværkets" bidrag til luftens indhold af kvalstofdioxid i forskellige afstande fra værket. Isoliniernes aktuelle værdier er anført under figuren.

Det fremgår, at de maksimale koncentrationsbidrag af kvalstofdioxid (udtrykt som NO₂) er beregnet til følgende værdier:

	<u>µg NO_x/m³</u> (omregnet til NO ₂)
Polske kul	45
Sydafrikanske kul	57
Fuelolie	30

De eneste systematiske målinger af luftens indhold af kvalstofdioxid, der foreligger i Danmark, stammer fra 2 målestationer i København, hvor man siden 1975 har foretaget bestemmelse af 24-timers middelværdier. Endvidere blev der i perioden 1972-1974

foretaget målinger ved ialt 11 stationer i Københavnsområdet.

For at kunne sammenligne disse måleresultater med SMHI-beregningerne, er det nødvendigt at omregne til 1-times middelværdier. Anvendes samme procedure som omtalt i afsnit 7.2.1., fås følgende værdier for 99%-fraktiler af 1-times middelværdier for kvælstofoxider (omregnet til NO_2):

	$\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ (omregnet til NO_2)
Måleperiode 1972-1974	332
Station 1 1975-1978	750
Station 2 1975-1978	975

Det fremgår heraf, at kraftværkers bidrag til emissionen af kvælstofoxider i Københavnsområdet, kun er af marginal betydning. Dette er ikke overraskende, idet en anden kildetype, nemlig motorkøretøjer, her spiller en væsentlig rolle. For landet som helhed udgør emissionen af kvælstofoxider fra biler ca. 30% af den samlede emission af kvælstofoxider, og når hertil lægges, at emissionen fra bilerne sker i omtrent samme højde som målestationerne og i de dårligt ventilerede gader, må bilernes andel af NO_x -koncentrationen være dominerende.

Uden for byområderne kan bidraget fra enkeltkilder dog være af væsentlig betydning.

Der er i Danmark ikke fastsat grænseværdier for luftens indhold af NO_2 eller NO_x . Det kan anføres, at man i USA har fastsat en grænseværdi for NO_2 på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddel, mens verdenssundhedsorganisationen (WHO) anbefaler en grænseværdi på $190-320 \mu\text{g}/\text{m}^3$ målt som 1-times middelværdi.

7.2.3. Partikler og sporstoffer.

Ved de beregninger, der er foretaget af SMHI af modelkraftværkers bidrag til partikel- og sporstofindholdet i luften, er resultaterne opgivet som månedsmiddelværdier for en gennemsnitlig juni måned.

Der kan på samme måde som beskrevet i de forrige afsnit optrækkes

isolinier, som forbinder punkter med samme månedsmiddelværdi. Formen af isolinierne svarer stort set til de i figur 7.1. viste.

De beregnede maksimale månedsmiddelværdier omkring "Amagerværket" for en række udvalgte sporstoffer er gengivet i tabel 7.2.

Til sammenligning er i tabellen anført koncentrationen af partikler, bly, kadmium og zink bestemt ved 6 målestationer i København, som gennemsnit af 4 juni-måneder.

Endvidere er anført værdier for luftens indhold af sporstoffer bestemt ved 2 baggrundsmålestationer som gennemsnit for sommerperioden 1979.

Tabel 7.2. Månedsmiddelværdier for luftens indhold af partikler og udvalgte sporstoffer udtrykt i nanogram pr. m³ for en gennemsnitlig juni måned.

	Maks. koncentrationsbidrag fra "Amagerværk"			Gennemsnit af 6 målestationer	Baggrundsværdier	
	Polske kul	Sydafr. kul	Fuelolie	København	Keldsnor	Tange
<u>Gruppe 1</u>						
mangan (Mn)	0,6	0,2	0,01	-	36	21
jern (Fe)	32	30	2	-	299	410
<u>Gruppe 2.</u>						
zink (Zn)	0,6	0,1	0,1	110	45	52
arsen (As)	0,04	0,04	0,01	-	2	-
selen (Se)	-	0,02	-	-	1	0,3
kadmium (Cd)	0,007	0,005	0,002	1	0,3	0,3
bly (Pb)	0,15	0,05	0,06	273	44	45
<u>Gruppe 3.</u>						
vanadium (V)	0,2	0,3	7	-	8	7
krom (Cr)	0,2	0,2	-	-	2	1
nikkel (Ni)	0,2	0,2	2	-	3	2
kobber (Cu)	0,07	0,03	-	-	4	4
Partikler ialt	470	350	420	33.000	-	-

Det fremgår af tabellen, at det maksimale bidrag fra "Amagerværket" til luftens indhold af vanadium og nikkel ved fueloliefyring er af samme størrelse som de målte baggrundskoncentrationer. For

alle de øvrige undersøgte sporstoffer samt det totale partikelindhold må man konstatere, at modelkraftværkets bidrag er marginalt sammenholdt med almindeligt forekommende koncentrationer.

Ved en beregning af partikelkoncentrationer omkring "Amagerværket" opgivet som 99%-fraktiler af 1-times middelværdier vil man få samme billede som vist i figur 7.1.

De største beregnede 99%-fraktiler af 1-times middelværdier (kurve f) for de forskellige brændsler er beregnet til følgende værdier:

	<u>µg partikler/m³</u>
Polske kul	11
Sydafrikanske kul	7
Fuelolie	9

7.3. Depositionsberegninger.

Forurenende stoffer i atmosfæren vil før eller senere blive bragt ned til jordoverfladen. Man opererer normalt med to forskellige depositionsprincipper - våddeposition og tørdeposition.

Ved våddeposition føres stofferne til jordoverfladen via nedbøren, mens tørdepositionen kan være støvfald (for partikler større end 10 µm) eller afsætning af partikler på jord og vegetation, når partiklerne med luftstrømmen føres mod overfladen.

Tørdeposition er den væsentligste mekanisme for gasser og partikler større end 10 µm, mens våddeposition er dominerende for partikler mindre end 10 µm.

Ved beregning af den tørredeposition kræves kendskab til den såkaldte depositions-hastighed, der er defineret som forholdet mellem den tørt deponerede mængde pr. tids- og arealenhed og luftkoncentrationen i en vis højde over jordoverfladen (her 1 m). Luftkoncentrationen af de enkelte stoffer beregnes efter samme principper som anført i afsnit 7.2.

Depositionshastigheden er væsentlig forskellig for forskellige partikelstørrelser, hvorfor det har været nødvendigt for SMHI at beregne særskilte partikelstørrelsesfordelinger for de i afsnit 6 nævnte stofgrupper. Beregningerne er udført fra den i figur 6.5. gengivne kornstørrelsesfordeling for den totale partikelemission og den procentvise fordeling af de forskellige grupper som anført i tabel 6.5.

SMHI har beregnet følgende middeldkornstørrelser (μm) for de enkelte grupper:

	<u>kul</u>	<u>fuelolie</u>
Gruppe 1	12	9,4
Gruppe 2	5	5,7
Gruppe 3	9	3,7

Ved beregning af våddeposition anvendes den såkaldte udvaskningskoefficient, der angiver, hvor hurtigt forureningen fjernes fra luften af nedbøren. Da der ikke hersker enighed om størrelsen af denne udvaskningskoefficient, har SMHI udført beregningerne med 2 forskellige værdier. Også udvaskningskoefficienten varierer med partikelstørrelsen.

Ved beregningerne af den våde deposition er indgået yderligere meteorologiske data i form af nedbørsmængde, nedbørsfrekvens samt vindretning ved nedbør.

Beregningerne udføres på en sådan måde, at man ved hvert betraget punkt omkring kraftværket fratrækker den deposition, som har fundet sted tættere ved værket.

Depositionsberegninger er foretaget for svovl og sporstoffer.

7.3.1. Svovldeposition.

De fundne værdier for den årlige deposition af svovl omkring "Amagerværket" under anvendelse af den største af de 2 undersøgte udvaskningskoefficienter er vist i figur 7.3.

Det fremgår, at de største depositioner optræder nær ved værket og

har følgende størrelser:

gram svovl pr. m² pr. år.

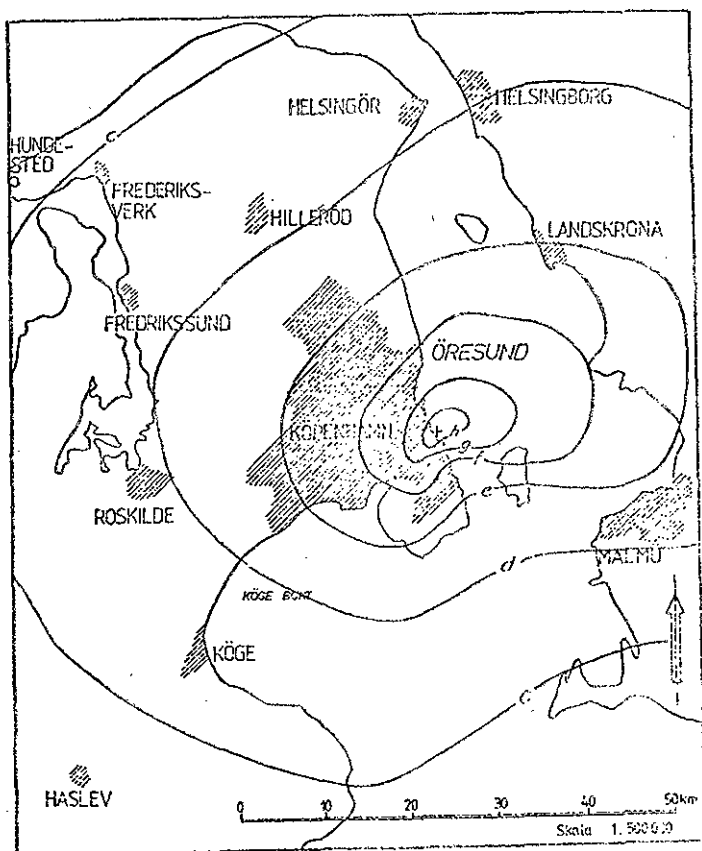
Polske kul	1,2
Sydafrikanske kul	1,9
Fuelolie (2,8% svovl)	2,4
Fuelolie (1% svovl)	0,8

Det fremgår også af figuren, at den største svovldeposition over Sverige under de givne forudsætninger ved kulfyring andrager omkring 0,2 g svovl pr. m² pr. år.

Egentlige målinger, som kan sætte de nævnte tal i relief, eksisterer ikke. Der kan dog refereres til en af OECD udarbejdet rapport (OECD, 1977), hvori der er gennemført beregninger af den totale svovldeposition for forskellige europæiske lande. For Danmark er for 1974 angivet en gennemsnitlig totaldeposition for hele landet på 2,5 g svovl pr. m². I dette tal indgår både bidrag fra udenlandske og indenlandske kilder. Af de 2,5 g udgør tørdepositionen 1,8 g og våddepositionen 0,7 g pr. m².

At de 2,5 g pr. m² er et gennemsnitstal for hele landet betyder, at depositionen i byområder tæt på mange kilder må være væsentlig større, og det bidrag, som er beregnet for "Amagerværket", må derfor anses for at udgøre en mindre del af den samlede deposition.

Anvendes den mindste af udvaskningskoefficienterne ved beregningerne fås depositions mængder, der er ca. halvdelen af de under figur 7.3. anførte værdier.



Figur 7.3. Beregnet årlig svovldeposition (mg svovl pr. m² pr. år) omkring "Amagerværket" ved anvendelse af den største af de undersøgte udvaskningskoefficienter. Isoliniernes værdi fremgår af nedenstående tabel.

Isolinier	Polske kul	Sydafr. kul	Fuelolie	
			(2,8% S)	(1% S)
a (uden for kort)	10	15	19	7
b (uden for kort)	19	29	37	13
c	39	58	74	26
d	78	116	148	53
e	156	231	296	106
f	311	462	591	211
g	622	924	1180	421
h	1244	1850	2360	843

7.3.2. Sporstofdeposition.

Depositionsberegninger afhænger, som det indledningsvis blev nævnt, af partikelstørrelsen.

SMHI har udarbejdet depositions-kort for de i afsnit 6 nævnte 3 stofgrupper ved både kul- og oliefyring.

Som eksempel er i figur 7.4. vist beregnede depositioner for gruppe 1-stofferne ved kulfyring. Den absolutte værdi af isolinierne er naturligvis forskellig for de enkelte stoffer, men forholdet mellem de værdier, som de enkelte isolinier repræsenterer, er ens for alle stofferne. Disse forholdstal er anført under figuren.

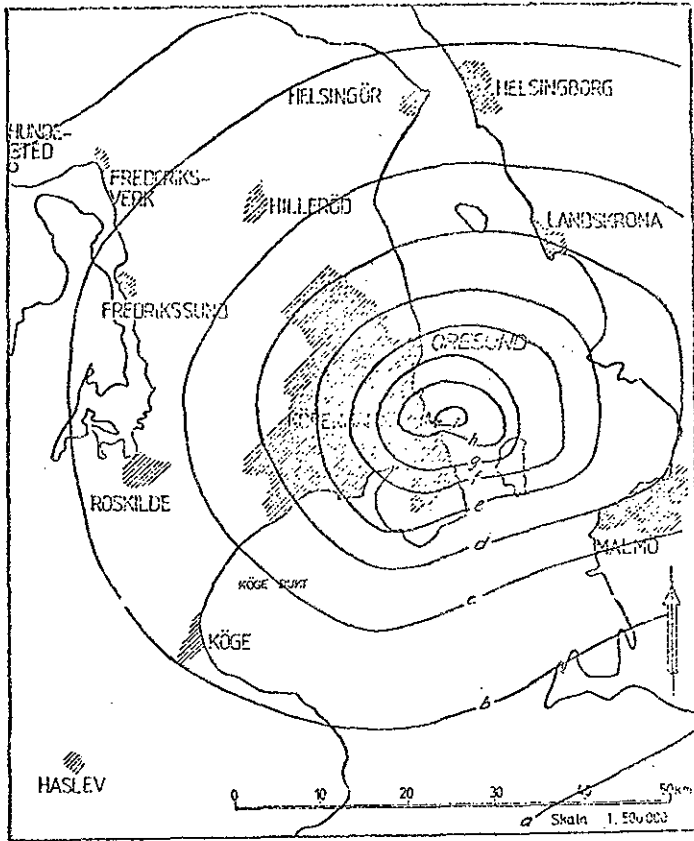
For en række sporstoffer er i tabel 7.3. anført de maksimale depositioner (mg pr. m² pr. år), som optræder i umiddelbar nærhed af "Amagerværket" (svarende til isolinie i, figur 7.4.).

Til sammenligning er i tabellen anført middelværdier for sporstof - depositioner bestemt ved forskellige danske målinger.

Det fremgår af tabellen, at depositionen af jern (Fe) og krom (Cr) ved kulfyring når op på baggrundsværdierne. Endvidere ligger depositions-værdierne for vanadium (V) og nikkel (Ni) ved fueloliefy- ring adskillige gange over baggrundsniveauet.

For de øvrige sammenlignede stoffer ligger de beregnede maksimale depositions-værdier væsentligt under baggrundsværdierne.

Det må dog hertil bemærkes, at baggrundsværdier for selen (Se) ikke har kunnet fremskaffes, ligesom kviksølv (Hg) ikke indgår i vurderingerne.



Figur 7.4. Beregnet deposition af sporstoffer (gruppe 1) fra "Amagerværket" ved kulfyring. Værdierne for isolinierne varierer for de enkelte sporstoffer, men forholdet mellem de enkelte kurver fremgår af nedenstående tabel.

Isolinie	a	b	c	d	e	f	g	h	i
Relativ værdi	1	2	4	8	16	32	64	128	256

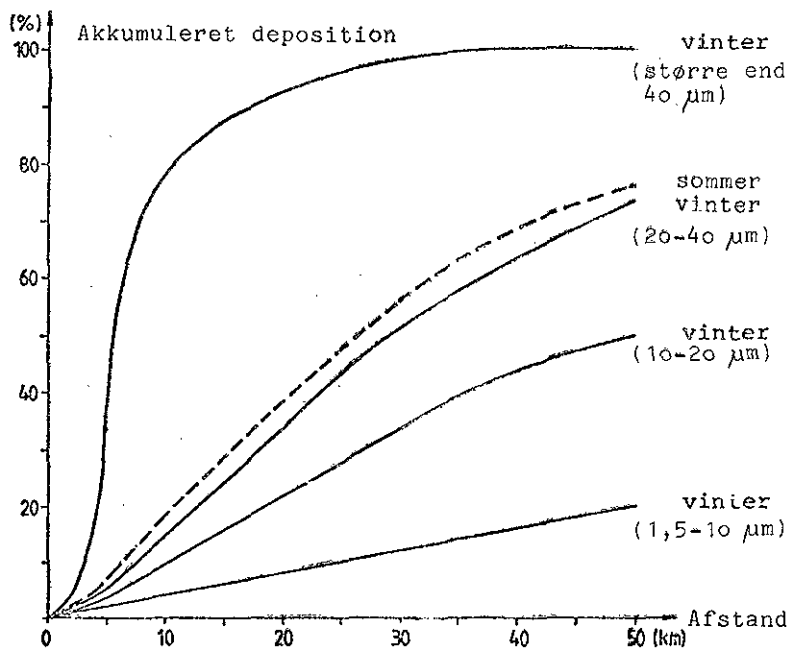
Tabel 7.3. Beregnede maksimale depositionsverdier (mg pr. m² pr. år) for udvalgte sporstoffer omkring "Amagerværket" samt forskellige baggrundsværdier.

	"Amagerværket"		Danske bag-		Målinger ved København
	Polske kul	Sydafr. kul	Fuel-olie.	grundsmålin-ger +)	
<u>Gruppe 1</u>					
mangan (Mn)	1,8	0,6	0,03	9	13
jern (Fe)	101	95	7	90	249
<u>Gruppe 2.</u>					
zink (Zn)	1,9	0,4	0,5	23	51
arsen (As)	0,1	0,1	0,02	0,5	-
selen (Se)	-	0,04	0,004	-	-
kadmium(Cd)	0,02	0,01	0,006	0,2	0,6
bly (Pb)	0,5	0,2	0,2	14	35
<u>Gruppe 3.</u>					
vanadium (V)	0,7	0,8	23	1,3	4
krom (Cr)	0,8	0,7	-	0,6	-
nikkel (Ni)	0,7	0,6	7	1,2	2
kobber (Cu)	0,2	0,1	0,1	2	10
kviksølv (Hg)	-	-	-	0,4	-

+) fra tabel 10.9.

Ved en vurdering af de miljømæssige virkninger af depositioner af forskellige sporstoffer, kan det være af interesse at se, hvor langt man skal væk fra kilden, før hovedparten af sporstofferne er deponeret. SMHI har udført beregninger omkring "Vendsysselværket" af den akkumulerede deposition som funktion af afstand og partikelstørrelse. Disse resultater er gengivet i figur 7.5.

Det fremgår, at partikelstørrelsen har en væsentlig indflydelse, mens årstidsvariationen er beskedent.



Figur 7.5. Akkumuleret deposition som funktion af afstand fra "Vendsysselværket" for forskellige partikelfraktionier.

7.4. Anvendelse af spredningsberegninger på andre anlæg.

De beregninger af modelkraftværkers bidrag til luftkoncentrationer og depositioner, som er omtalt i de forrige afsnit, er foretaget ud fra en række forudsætninger omkring f.eks. meteorologiske data, emissionsfaktorer og skorstenshøjder. Såfremt en af disse forudsætninger ændres, vil også beregningsresultatet ændres.

Da meteorologiske data kan variere betydeligt inden for selv små afstande, kan de udførte beregninger ikke overføres til en anden lokalitet, selv om man betragter et værk med uændrede emissionsforhold og uændret skorstenshøjde.

De foretagne beregninger er udført for anlæg med middeleffekter af størrelsesorden 200 MW(e). Bygning af nye kraftværker eller udbygning af eksisterende kraftværker kan meget vel betyde, at vi i

1980'erne vil komme til at operere med kraftværkenheder omkring 1200 MW(e).

Hvorledes disse anlægs bidrag til luftkoncentrationer og depositioner vil være, er det ikke muligt at udtale sig om ud fra de af SMHI udførte beregninger.

For så vidt angår svovldioxid og kvælstofoxider vil en 6-dobling af effekten medføre en tilsvarende forøgelse af emissionen. Koncentrationen ved jordoverfladen behøver imidlertid ikke at stige af den grund, idet det må forventes, at der til de nye enheder vil blive stillet krav om væsentligt højere skorstene.

Det kan anføres, at der for nylig i forbindelse med en vurdering af en udvidelse af det eksisterende Amagerværk fra 270 MW(e) til 750 MW(e) er udført spredningsmeteorologiske beregninger omkring det samlede værk. De anvendte skorstenshøjder er 150 meter for de eksisterende blokke og 213 meter for den nye blok. De udførte beregninger er foretaget ved maksimal kapacitet og ved et svovlindhold i kullene på 1,8% (aktuelt forventes et årsgennemsnit på 1,2%). Disse beregninger er foretaget efter de i Danmark hidtil anvendte beregningsmodeller, som kan give afvigende resultater fra den af SMHI anvendte model.

De største 99%-fraktiler af 1/2-times middelværdier, som fandtes ved beregningerne, var ca. $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svovldioxid og ca. $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for kvælstofoxider.

Om partikelemissionen er det tidligere anført, at nyere enheder giver en væsentlig lavere emission end målt ved Studstrupundersøgelsen. Endvidere vil middelkornstørrelsen af de emitterede partikler være mindre. Det er derfor ikke usandsynligt, at et fremtidigt stort kraftværk vil give lavere bidrag til luftkoncentration og deposition af partikler og sporstoffer end de værdier, som er beregnet omkring "Amagerværket" ved en middeleffekt på 185 MW(e).

En mere udførlig omtale af den forventede udvikling i emissionsforholdene ved elproduktion i 1980'erne er givet i afsnit 8.

8. EMISSIONSFORHOLD VED ELPRODUKTION I 1980'ERNE.

Dansk Kedelforening har for kulkonsekvensudvalget udarbejdet en redegørelse vedrørende udviklingen i emissionsforholdene ved elproduktion i 1980'erne (Jacobsen, 1980).

Analysen er baseret på de udbygningsplaner for elværkssektoren, som forelå i foråret 1980, samt den prognose for udviklingen i kulforbruget, som i 1978 blev udarbejdet af elværkssammenslutningen ELSAM (se afsnit 3.1.).

Der er imidlertid i den senere tid konstateret en udpræget stagnation i elforbruget, som utvivlsomt vil bevirke, at de foreliggende prognoser ikke vil holde, således at de betragtninger, der fremføres i det følgende, må betragtes med visse forbehold.

Elværkernes udbygningsplaner indebærer, at der på en række eksisterende anlæg foretages visse udbygninger, samt at en række ældre anlæg eller enheder nedlægges.

I området øst for Storebælt (ELKRAFT) regnes med en nettotilgang på lidt over 1200 MW(e) i perioden 1980-1990. Vest for Storebælt (ELSAM) regnes med en nettotilvækst på lidt over 3500 MW(e) i samme tidsrum.

De kultyper, som forventes anvendt på det danske marked i 1980'erne vil afvige fra de i dag anvendte typer. Elværkernes egen vurdering af fordelingen af kulforbruget på de enkelte leverandørlande er vist i tabel 8.1.

De i dag eksisterende røgrensningsanlæg er af meget varierende kvalitet afhængig af type og alder. Nye røgrensningsanlæg vil typisk blive dimensioneret således, at de gældende emissionsgrænser kan overholdes selv ved anvendelse af de i udskilningsmæssig henseende dårligste kultyper. Dette indebærer, at man i 1980'erne vil finde en række forskellige røgrensningsanlæg med varierende emissioner. Typiske emissionsværdier for forskellige filtertyper er gengivet i tabel 8.2.

Tabel 8.1. Procentvis fordeling af kulforbrug i perioden 1979-1989.

Land	1979	1984	1989
Sydafrika	38	34	36
Polen	45	28	20
Australien	9	14	13
Canada	4	4	10
Sydamerika	-	9	8
Indien	-	4	6
Kina	-	-	4
USA	-	3	2
USSR	4	-	-
EF	-	4	1

Tabel 8.2. Typiske partikelemissionsværdier for forskellige filtertyper installeret på danske kraftværker i 1980'erne.

Filter	Typisk partikelemission (mg/m ³ ,n,t)
Multicyklon o.l.	200-1500
Posefiltre	5-150
Elektrofiltre, ældre	200-1000
Elektrofiltre, nyere	100-300
Elektrofiltre, ombygning	5-150
Elektrofiltre, tilgang 1980'erne	5-150

De ældste anlæg med multicyklonudskillere er ikke i normal drift.
De tjener kun som reservekapacitet med få årlige driftstimer.

Elektrofiltrenes rensningsevne varierer som nævnt i afsnit 3.2.3. med flyveaskens elektriske egenskaber. Heraf følger, at emissionen fra de "gode" kultyper vil være forholdsvis lav. Forventede emissionsværdier for forskellige kultyper ved elektrofiltre, der bygges i 1980'erne, er givet i tabel 8.3.

Tabel 8.3. Partikelemissioner fra nye elektrofiltre som funktion af kulstype.

Land	Partikelemission ($\text{mg}/\text{m}^3, \text{n}, \text{t}$)
Polen	20
Sydafrika	15
Canada	100
Australien	120

Ved de vurderinger, som er foretaget omkring emissionsforholdene i 1980'erne, er anvendt emissionsværdier som angivet i tabel 8.4.

Tabel 8.4. Typiske partikelemissionsværdier i 1980'erne.

Filter	Partikelemission ($\text{mg}/\text{m}^3, \text{n}, \text{t}$)
Multicyklon, o.l.	1000
Posefiltre	50
Elektrofiltre, ældre	750
Elektrofiltre, nyere	250
Elektrofiltre, ombygning	35
Elektrofiltre, nybygning	35
Vægtet middelemmission 1980	465
1989	205

Efter udbygningsplanerne vil produktionen blive ca. fordoblet fra 1980 til 1989, men middelemissionen forventes, som det fremgår af tabel 8.4., mere end halveret.

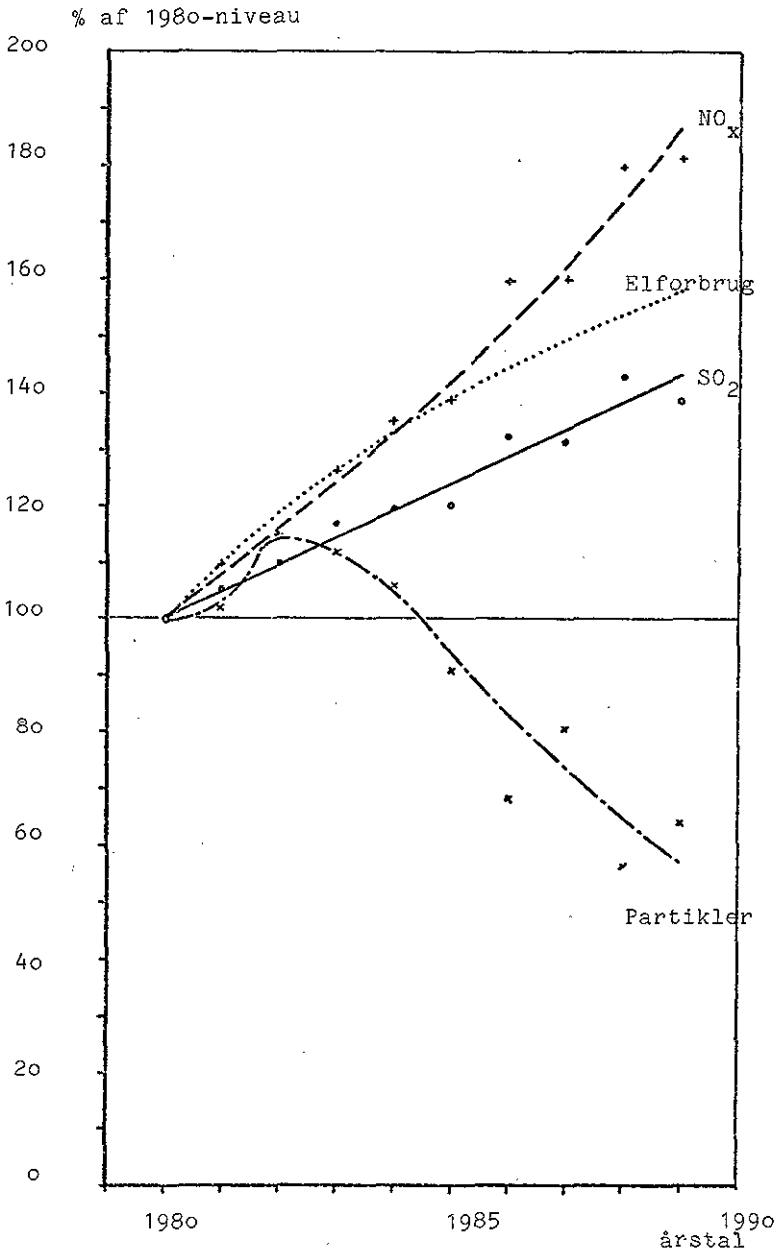
Ved de beregninger, der er foretaget over emissionsforholdene, er for anlæg bygget i perioden 1964-1971 anvendt de ved Studstrupundersøgelsen fundne værdier (tabel 6.4.) suppleret med emissionsværdier for andre kultyper. For nye og ombyggede anlæg er for udvalgte stoffer og kultyper anvendt de i tabel 8.5. anførte værdier.

Tabel 8.5. Emissionsfaktorer for nye og ombyggede anlæg for udvalgte stoffer og kultyper.

	Polske	Sydafrikanske	Australske	Columbi- anske
	kul	kul	kul	kul
	<u>g/MWh(e)</u>			
Partikler ialt	30	23	180	25
Svovldioxid	5100	7600	3700	5000
Kvælstofoxider	3000	3700	-	3400

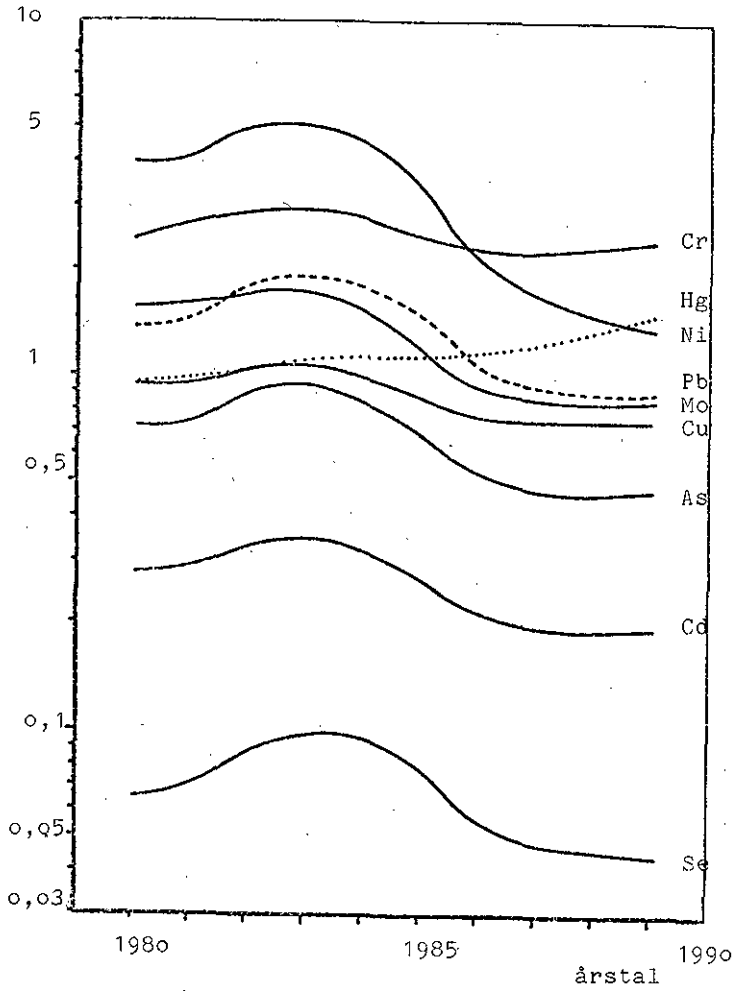
	<u>mg/MWh(e)</u>			
<u>Gruppe 2.</u>				
arsen (As)	8	10	7	6
selen (Se)	0,4	0,4	3	1
molybdæn (Mo)	-	7 (mindre end	25) (mindre ²	
kadmium (Cd)	1	2 (mindre end	8) (mindre ²	3)
bly (Pb)	25	10	32	26
<u>Gruppe 3.</u>				
krom (Cr)	5	11 (mindre end	30)	3
nikkel (Ni)	6	8	152	2
kobber (Cu)	30	21	6	10

Resultaterne af de foretagne beregninger er vist i figur 8.1. og figur 8.2.



Figur 8.1. Udvikling i elforbrug og emission af svovldioxid, kvælstofoxider og partikler i 1980'erne.

Sporstofemission (tons/år)



Figur 8.2. Sporstofemission fra elproduktion i 1980'erne.

Det må anføres, at beregningerne er baseret på tilgængeligt materiale, men også i et vist omfang på skøn, og de er derfor behæftet med en vis usikkerhed.

Den generelle tendens skønnes dog som værende realistisk, d.v.s. den udbygning af elværkssektoren, som forventes i 1980'erne, kan for denne sektor isoleret betragtet, antages at ville medføre en væsentlig forøgelse i emissionen af svovldioxid og kvælstofoxider, mens partikelemissionen forventes reduceret.

For så vidt angår svovldioxid kan anføres, at elværkernes andel af den samlede emission i Danmark i 1977 udgjorde ca. 45% (Torp, 1979). Den resterende andel stammer primært fra boligopvarmning og industri.

Det er her værd at henlede opmærksomheden på det forhold, at såfremt kraftvarmeforsyningen og naturgassen kommer til at erstatte fuelolieforbruget til disse sidstnævnte formål, således som det er forudsat i Handelsministeriets energipolitiske redegørelse fra marts 1979, vil den samlede emission af svovldioxid i Danmark ikke forøges, på trods af den forventede forøgelse fra elproduktionen. Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium (Torp, 1979) har således beregnet følgende totale emissioner af svovldioxid:

1975:	420.000 tons
1979:	450.000 tons
1985:	400.000 tons

Hvorledes konsekvenserne for luftkvaliteten omkring nye eller udbyggede anlæg vil være, er det ikke muligt at udtale sig om på det foreliggende grundlag. Dette vil kræve nye spredningsmeteorologiske beregninger for hvert enkelt værk, hvortil forudsættes kendskab til lokale meteorologiske data, emissionsforhold og skorstenshøjde.

Det er også vanskeligt at udtale sig om de fremtidige depositionsforhold omkring de enkelte værker. For forureninger, der udsendes i partikelform, vil højere filtereffektivitet ikke alene have af-

gørende betydning for størrelsen af de emitterede mængder, men der vil også ske en væsentlig formindskelse i de emitterede partiklers gennemsnitlige størrelse, der igen er af afgørende betydning for depositionsprocesserne.

For forureninger, der udsendes i gasfase, som f.eks. svovldioxid, kan man ifølge SMHI-beregningerne antage, at højst 15% deponeres inden for en afstand af 50 km fra værket (figur 7.5.).

For et kulfyret modelkraftværk med en middeleffekt på omkring 200 MW(e), som indgår i SMHI-beregningerne, kan man forvente en årlig emission af svovldioxid på omkring 10.000 tons. Dette svarer til en deponering af svovl på ca. 750 tons inden for en afstand af 50 km.

For en kommende større kraftværksblok med en middeleffekt på f.eks. 1000 MW(e) kan tilsvarende forventes en svovldeposition på ca. 3700 tons.

Fra elproduktion kan der ifølge Dansk Kedelforening (Jacobsen, 1980) i 1989 forventes en samlet svovldioxidemission på ca. 325.000 tons, hvorefter man kan forvente en samlet deposition af svovl inden for en afstand af 50 km omkring elværkerne på ca. 24.000 tons.

Til sammenligning kan anføres, at man ved den tidligere refererede OECD-undersøgelse (OECD, 1977) har beregnet den totale svovldeposition på danske landområder i 1974 til ca. 110.000 tons, hvoraf de 40.000 tons blev tilført fra andre lande i Europa.

9. LANGTRANSPORT AF LUFTFORURENING.

Både luftkvaliteten og depositionen af forurenende stoffer i Danmark er påvirket af transport af forurening fra vore nabolande.

Danmark deltog i 1972-1976 i et OECD-projekt (OECD, 1977), der forsøgte at estimere omfanget af langtransporteret svovlforurening.

Beregningerne blev udført for året 1974, og de viste, at omkring 25% af svovlindholdet i luften over Danmark var af udenlandsk oprindelse.

Endvidere fandt man, at totaldepositionen i Danmark var ca. 110.000 tons, hvoraf omkring 80% stammede fra tørdeposition og resten fra våddeposition.

Af de omkring 80.000 tons tørdeponeret svovl blev de 60.000 tons (ca. 75%) angivet at stamme fra Danmark selv.

Af våddepositionen på ca. 30.000 tons stammede kun ca. 6% fra Danmark.

Sammenlagt giver det, at af det svovl, der i 1974 blev afsat i Danmark, stammede omkring 40% fra udlandet.

De nævnte procenter gælder for landet som helhed. Bidragene vil i byområder være relativt lavere og i landområder relativt højere.

Beregningerne viste også, at af de ca. 300.000 tons svovl, som blev udsendt fra danske virksomheder, deponeredes ca. 140.000 tons uden for landets grænser, heraf ca. 30.000 tons i Sverige og 8.000 tons i Norge.

Til sammenligning kan anføres, at vesttyske emissioner førte til en deponering af 600.000 tons uden for landets grænser (heraf 6000 tons i Danmark og 30.000 tons i Sverige), og at Storbritanniens eksport var ca. 1.000.000 tons svovl (heraf 10.000 tons

til Danmark, 40.000 tons til Sverige og 60.000 tons til Norge).

Som det fremgår af afsnit 8, kan man forvente en reduktion af den samlede emission af svovl i Danmark i 1980'erne. Dette er dog ikke ensbetydende med, at også fjerntransportbidraget reduceres, idet den gennemsnitlige skorstenshøjde i 1980'erne vil være større end i 1970'erne, hvilket vil give andre beregningsforudsætninger.

Nogen kvantitativ vurdering af disse forhold foreligger dog ikke.

Ved vurderinger, som tidligere er foretaget af langtransportproblematikken (f.eks. miljøstyrelsen 1980), anføres, at fjerntransport af svovldioxid har en vis betydning for luftkvalitet og deponering i landdistrikter. I byområder er indflydelsen kun af marginal betydning.

For så vidt angår sporstofdepositioner viser forskellige undersøgelser i landdistrikter, at de væsentligste kilder ligger uden for landets grænser.

I forbindelse med fjerntransportproblematikken skal i øvrigt bemærkes, at der under De Forenede Nationers økonomiske kommission for Europa (ECE) er udarbejdet en konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande.

I henhold til denne konvention vil de underskrivende lande, heriblandt Danmark, bestræbe sig på at begrænse og i videst muligt omfang gradvis formindske og forhindre luftforurening, herunder grænseoverskridende luftforurening over store afstande.

10. MILJØEFFEKTER AF KULFYRING.

Beskrivelsen af de miljømæssige effekter er i denne redegørelse baseret på to delrapporter, som er udarbejdet på kulkonsekvensudvalgets foranledning (Pilegård, 1979 - 1980, Christensen, 1980). Den vil ud over mere generelle betragtninger indeholde en række vurderinger baseret på de beregninger, der er udført omkring enkelte modelkraftværker, og som er gengivet i afsnit 7.

10.1. Effekter af gasformige forureninger.

Ud over den primære effekt som emissionen af svovldioxid og kvælstofoxider fra kraftværker kan påføre miljøet, vil der være forskellige sekundære effekter. Dels kan svovldioxid og kvælstofoxider i atmosfæren oxideres til stærke syrer, som svovlsyre og salpetersyre, og herved forøge nedbørens indhold af disse stoffer, og dels kan kvælstofoxiderne indgå i de såkaldte fotokemiske processer, hvor de under indflydelse af ultraviolet lys (sollys) kan reagere med forskellige organiske stoffer under dannelse af andre forureningskomponenter, som f.eks. ozon (O_3) og peroxyacetylnitrat (PAN).

De sekundært dannede syrer og oxidanter vil som oftest først blive dannet langt fra emissionsstedet. De potentielle forureningsproblemer er derfor som oftest af regional art og vanskelige at associere til enkeltkilder.

De gasformige forureningsindvirkning på vegetationen kan opdeles i akutte, kroniske og egentlige langtidspåvirkninger. Akutte effekter er typisk visuelle bladskader, som opstår ved relativt korte eksponeringstider ved høje koncentrationer. Kroniske effekter opstår, når planter gennem en hel vækstperiode eller over flere år eksponeres for relativt lave koncentrationer. Kroniske effekter manifesterer sig ikke nødvendigvis som visuelle skader, men kan typisk være væksthæmninger, som resulterer i en nedsat planteproduktion.

Langtidspåvirkninger forbindes normalt med effekter på hele samfund (økosystemer). Som eksempel kan nævnes effekter af sur nedbør på jordbunden og på vandområder.

10.1.1. Effekter af svovldioxid.

Plantearter og forskellige varieteter af samme art udviser meget forskellig følsomhed overfor svovldioxid.

Blandt lavarterne findes nogle af de mest følsomme planter. Det kan således nævnes, at 2 arter, som forekommer her i landet, forsvinder i områder, hvor SO_2 -koncentrationen som årsgennemsnit er større end ca. $40\text{-}50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Også højere plantearter kan være følsomme overfor selv lave svovldioxidkoncentrationer. Hos grantræer er således registreret skader på nålene ved en svovldioxidkoncentration på $25\text{-}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved en eksponering over en flerårig periode.

Ovenstående forhold har blandt andet ført til, at man i Vesttyskland har fremsat forslag om grænseværdier til beskyttelse af vegetationen (tabel 10.1.).

Tabel 10.1. Foreslåede vesttyske grænseværdier med henblik på beskyttelse af vegetationen. Enhed $\mu\text{g SO}_2$ pr. m^3 .

	Årsmiddel	Middelkonc. i vækstsæson	97,5%-frak- til af 1/2- times værdi
Mest følsomme planter	60	50	250
Følsomme planter	90	80	400
Mindst følsomme planter	130	120	600

Overholdelse af grænseværdierne udelukker ikke nødvendigvis skadevirkninger i alle tilfælde, men under normale vækst- og miljøforhold i øvrigt, skønnes det dog, at vegetationens økonomiske og øko-

logiske funktioner kan opretholdes. Det skal dog understreges, at de anførte grænseværdier ikke tager højde for kombinerede virkninger af flere gasser, som forekommer samtidig med svovldioxid.

Repræsentative undersøgelser af SO_2 -koncentrationer i Danmark er kun foretaget i det Storkøbenhavnske område. I 1979 kunne man således konstatere en årsmiddel på omkring $30 \mu\text{g pr. m}^3$, som altså ligger væsentlig under den vesttyske grænseværdi for de mest følsomme planter.

De beregninger, som er beskrevet i afsnit 7, giver svovldioxidkoncentrationer op til $53-148 \mu\text{g/m}^3$ angivet som 99%-fraktiler af 1-times middelværdier for en gennemsnitlig juni måned. Disse kan med nogen tilnærmelse sammenlignes med de vesttyske 97,5%-fraktiler af 1/2-times middelværdier, og det vil ses, at de beregnede bidrag fra modelkraftværkerne ligger væsentlig under de fastsatte grænseværdier. Det kan dog ikke udelukkes, at kraftværkers bidrag sammen med bidrag fra andre kilder kan give anledning til overskridelse af kritiske værdier.

På basis af udbredelsen af lavarter, der er særlig følsomme overfor svovldioxid, sammenholdt med de ovennævnte vurderinger, synes det dog meget lidt sandsynligt, at der herhjemme forekommer planteskadelige koncentrationer af svovldioxid, når denne gas vurderes isoleret.

10.1.2. Effekter af kvælstofoxider.

Eksperimentelle undersøgelser over kvælstofoxidernes effekter på planter viser, at NO_2 er den mest toksiske af kvælstofoxiderne. Luftkvalitetskriterier og standarder for NO_2 til beskyttelse af vegetationen, sikrer dermed også mod effekter af NO og andre kvælstofoxider.

NO_2 forårsager bladskader, som minder om svovldioxid-effekter - dog er det fundet, at NO_2 er omkring 1-5 gange mindre toksisk end svovldioxid-afhængig af plantearten.

Ligesom for svovldioxid har man i EF-regie foreslået grænseværdier

for kvælstofdioxid (NO_2) med henblik på beskyttelse af vegetationen (tabel 10.2.).

Tabel 10.2. Foreslåede grænseværdier for NO_2 med henblik på beskyttelse af vegetationen. Enhed $\mu\text{g NO}_2$ pr. m^3 .

	Middelværdi over 7 mdr.	1/2-times middelværdi
Mest følsomme planter	250	4000
Følsomme planter	350	6000
Mindre følsomme planter	500	9000

Det må i den forbindelse nævnes, at der er undersøgelser, som viser, at kvælstofoxider ikke blot sammen med de fotokemiske reaktionsprodukter, men også sammen med svovldioxid har en gensidig forstærkende effekt på planter (synergistisk effekt).

Der foreligger ikke målinger af NO_2 - eller NO_x - koncentrationen i luften uden for egentlige byområder i Danmark. Direkte skadelige effekter på vegetationen er næppe sandsynlig, idet årsmiddelt koncentrationen af NO_x selv i det indre København ligger noget under de i tabel 10.2. anførte værdier.

Indirekte effekter af NO_2 på vegetationen i nærheden af storbyområder kan dog ikke udelukkes. Kvælstofoxiderne deltager i atmosfæren i de fotokemiske reaktioner, som episodisk kan føre til forhøjede ozonkoncentrationer. I Københavnsområdet har man således observeret planteskader, som kan skyldes ozonpåvirkning.

Selv om resultaterne af de beregninger, der er udført omkring forskellige modelkraftværker, som omtalt under afsnittet om svovldioxid, er opgivet ved andre referencebetingelser, skønnes de beregnede koncentrationsbidrag at ligge væsentlig under de i tabel 10.2. foreslåede grænseværdier. Det kan dog heller ikke for kvælstofdioxid udelukkes, at kraftværkernes bidrag sammen med andre kil-

ders birag (biler) kan give anledning til høje koncentrationer.

Det skal understreges, at det er specielt vanskeligt at vurdere NO_x -effekter omkring et enkelt kraftværk. Hovedparten af de emitterede kvælstofoxider er NO , der som nævnt er en relativ uskadelig gasart. Omsætningshastigheden af NO til NO_2 i atmosfæren er en ukendt og variabel størrelse, så koncentrationen i omgivelserne omkring et kraftværk af NO_2 kan ikke beregnes på det eksisterende grundlag.

10.1.3. Effekter af nedbørens forsurening.

Regnvand vil under normale forhold have en surhedsgrad svarende til en pH-værdi omkring 5,6. Dannelsen af svovlsyre og salpetersyre gennem en oxidation af svovldioxid og kvælstofoxider har i de seneste 20-30 år resulteret i en surere nedbør i forskellige dele af verden. I nedbørsrige områder kan der ofte registreres en pH-værdi i nedbøren på 4,0 eller mindre.

I Danmark har man fulgt nedbørens surhedsgrad ved en række målestationer. I perioden 1970-1977 konstateredes et fald i den gennemsnitlige pH-værdi fra 5,5 til 5,0.

Denne forsurening af regnvandet kan influere på vandområder og på jordbunden.

Søer og vandløbs evne til at modstå en øget belastning med forsurende stoffer afhænger af flere forhold, blandt andet af kalkindholdet (alkaliniteten).

Det er dog således, at kalkfattige søer kun udgør en mindre del af det totale antal søer i Danmark. I visse områder af Jylland er jorden dog sandet og kalkfattig.

Der blev i 1976 påbegyndt et undersøgelsesprogram omkring nogle udvalgte søer i det centrale og nordvestlige Jylland. De resultater, som foreligger på nuværende tidspunkt, indikerer, at der i flere søer har fundet en forsurening sted, men det understreges dog, at den forløbne periode er for kort til at drage sikre konklusioner.

I Sverige og Norge er der i de senere år foretaget omfattende undersøgelser af forsuringseffekter på søer, og i flere områder er der konstateret søer med en pH-værdi under 5, hvilket er en værdi, som medfører ændringer i artssammensætningen af dyre- og plantsamfund.

Effekter på jordbunden er et problem, som i Norge og Sverige er genstand for omfattende undersøgelser i områder karakteriseret ved høj nedbør, og områder hvor jordbundsforholdene er betinget af sure bjergarter eller kalkfattige moræner.

Forskellige undersøgelser i disse lande har sandsynliggjort, men ikke dokumenteret, at sur nedbør alene forringer jordens frugtbarhed i særligt belastede skovområder.

Under danske forhold, hvor den landbrugsmæssige udnyttelse af jorden er intensiv, vil anvendelsen af kunstgødning i sig selv resultere i en forsurende effekt, som helt dominerer over en potentiel effekt af sur nedbør.

På basis af nedbørens stigende surhed i perioden 1970-1977 er det således beregnet, at ændringer i syrenedfaldet kan kompenseres af ca. 10 kg kalciumkarbonat pr. ha/år. Til sammenligning tilføres der normalt ca. 450 kg kalciumkarbonat pr. ha/år gennem den rutinemæssige kalkning i jordbruget.

I Midt- og Vestjylland på de sandede hedesletter og morænejorde findes uopdyrkede områder med en jordbund med ringe evne til at modvirke sur nedbør. En eventuel påvirkning kan således ikke udelukkes, men dette problem må i Danmark, på nuværende tidspunkt, områdemæssigt betragtes som marginalt og i øvrigt uafklaret.

Fjerntransportproblematikken er af væsentlig betydning i forbindelse med en vurdering af spørgsmål omkring nedbørens forsuring.

I afsnit 9 er omtalt de beregninger, som er foretaget af OECD vedrørende fjerntransport af svovl. Tilsvarende beregninger for kvælstofoxid-emissionens bidrag til nedfaldet af nitrat er ikke foretaget.

Ved analyser af nedbør fra en række europæiske målestationer har man fundet, at nitratkoncentrationen i nedbør udgør mellem 20 og 50% af summen af nitrat og sulfat. I følge samme observationer er nitratkoncentrationen i nedbøren i de foregående 20 år årligt steget med 5%, hvor sulfatkoncentrationen kun er steget med 2-3% årligt.

Tilsvarende målinger er ikke foretaget i Danmark, men det må ud fra den udviklingstendens for emissionen af svovldioxid og kvælstofoxider, som er beskrevet i afsnit 8, forventes at nitratdepositionens bidrag til nedfaldet af stærke syrer vil stige i relativ betydning.

10.2. Forurening med sporstoffer.

Vurderinger af sporstoffers miljøeffekter kræver informationer om emitterede mængder, transport og deponering i miljøet, samt oplysninger om tilgængelighed, akkumulering og akut eller kronisk toksicitet over for kritiske organismer eller miljøer (økosystemer). Specielt i forbindelse med sidstnævnte kategorier af informationer vil det være nødvendigt med oplysninger om sporstoffernes kemiske tilstandsform i partikelfasen samt graden af opløselighed og dermed tilgængelighed. Dog har man i de fleste undersøgelser alene fokuseret på simple bestemmelser af den totale koncentration i partikelfasen, hvilket vanskeliggør en rimelig eksakt vurdering af forureningsrisikoen.

Ud fra kendskabet til koncentrationer af sporstoffer i flyveaske og de hidtil kendte potentielt mulige miljøeffekter vil hovedvægten i de følgende afsnit lægges på sporstofferne arsen, kadmium, krom, kobber, kviksølv, molybdæn, nikkel, bly, selen og vanadium. Dog skal det bemærkes, at den eksisterende viden om især arsen, selen og molybdæn er meget begrænset.

På jordoverfladen deponeres partikelbundne sporstoffer enten direkte, eller indirekte via afsætningen på planteoverflader og nedbrydningen af døde plantedele. Sporstofferne i jorden vil enten forblive i de øverste jordlag, optages i planterne eller udvaskes til overfladevand eller grundvand.

Sporstoffernes videre transport og toksicitet i planternes rodzone vil afhænge af de akkumulerede mængders tilgængelighed. Tilgængeligheden vil afhænge af stoffernes kemiske egenskaber, jordbundstypen, den biologiske aktivitet og faktorer som temperatur og nedbør.

Den relative plantetilgængelighed i jorden af sporstoffer tilført fra atmosfæren kan angives med følgende rangorden efter en stigende tendens til optagelse:

kobber, bly, zink, kadmium, nikkel (størst).

På basis af udvaskningsforsøg med uforurenede jorder kan der opstilles følgende relative rangorden efter en stigende tendens til udvaskning:

bly, krom, vanadium, kobber, zink, kadmium, nikkel (størst).

Det kan i nogenlunde overensstemmelse med disse resultater konkluderes, at bly, krom, og kobber bindes stærkt i jorden, hvorimod kadmium, nikkel og zink bindes relativt svagt.

Undersøgelser over den relative betydning af det lufttransporterede bidrag og jordens bidrag til plantens sporstofoptagelse er undersøgt for enkelte stoffer på 2 plantearter i Danmark. Hovedresultatet var, at bly og kobber næsten udelukkende blev optaget fra luften gennem våd- eller tørdeponering. Af nikkel-indholdet stammede en mindre del fra jorden. Af kadmium-indholdet stammede en væsentlig del fra jorden.

Ud over det bidrag, der skyldes atmosfærisk nedfald, kan sporstoffer tilføres landjorden som urenheder i handelsgødning og gennem udbringning af staldgødning.

Bortførelse af stofferne sker gennem høstning af afgrøderne og udvaskning og nedsivning til grundvandet.

For uopdyrkede områder som f.eks. skovarealer vil atmosfærisk ned-

fald være eneste eksterne kilde og dermed af afgørende betydning for akkumuleringen.

Søer og vandløb tilføres sporstoffer med atmosfærisk nedfald, grundvand, drænvand, spildevand og gennem overfladeafstrømning. Gennem udenlandske undersøgelser er det blevet påvist, at det atmosfæriske nedfald i mange tilfælde er den væsentligste kilde for tilførsel af bly, zink, kadmium og kviksølv til søer. Under danske forhold er dette blevet påvist for bly i enkelte søer, som alene modtager tilløb af grundvand.

I vandet vil sporstofferne som regel hurtigt blive adsorberet på opslemmede partikler, optaget i planktonorganismer eller bundet i sedimentet. Tilgængeligheden og frigørelsen af stofferne fra sedimentet vil ligesom for jordens vedkommende være stærkt styret af kemiske og fysiske faktorer i sedimentet som f.eks. pH, iltningsforholdene og kemiske og biologiske omdannelser. Sedimentet udgør det største reservoir for sporstoffer, men kan, afhængigt af de kemiske forhold, fungere som sporstofkilde til de frie vandmasser.

Organismer kan optage forureningskomponenter fra deres fysiske omgivelser og fortynde, koncentrere, omdanne eller fiksere dem. Biologisk transport, herunder transporten gennem flere led i en fødekæde kan være en vigtig proces af betydning for organismernes eksponering for sporstoffer og toksiciteten af disse. Kvantitativt spiller denne biologiske transport imidlertid ofte kun en mindre rolle i totaltransporten af stofferne i det ydre miljø.

10.2.1. Effekter af sporstoffer.

Sporstoffer kan påvirke vegetationen direkte gennem afsætning på eller optagelse i blade, samt indirekte gennem deposition og akkumulering i jorden og efterfølgende rodoptagelse.

Sporstoffer kan påvirke den mikrobielt betingede omsætning af organisk stof i jorden og hæmme mineraliseringen af kvælstof og fosfor.

Gennem optagelsen i planter kan væksten påvirkes, hvorved afgrødeudbyttet samt kvaliteten af planterne betragtet som foder eller føde for henholdsvis husdyr og mennesker forringes.

Der er ikke i Danmark fastsat normer eller vejledende grænseværdier for den atmosfæriske deposition af sporstoffer.

Et indtryk af hvilke niveauer, der i dag anses for tilstrækkelige til at sikre mod skadelige virkninger, både akut og på langt sigt, fremgår af tabel 10.3., hvor der er anført vejledende værdier for tilførsel af en række sporstoffer til landbrugsjorden med vandingsvand tillige med beregnet årlig tilførsel ved en vandings-tilladelse på 100 mm.

Tabel 10.3. Grænseværdier for tilførsel af sporstoffer til landbrugsjord med vandingsvand (ifølge EF-direktiv forslag).

	Vejledende værdi mg/l	Årlig tilførsel mg/m ² /år
arsen	0,1	10
kadmium	0,01	1
molybdæn	0,01	1
bly	0,5	50
selen	0,02	-
krom	0,1	10
kobber	0,2	20
nikkel	0,2	20
kviksølv	0,001	0,1

I tabel 10.4. er anført forskellige udenlandske forslag til grænseværdier for tilførslen af kviksølv, kadmium og bly til dyrkede jorder.

Tabel 10.4. Foreslåede grænseværdier for tilførsel af kviksølv, kadmium og bly til dyrkede jorder med henblik på beskyttelsen af planter og dyreliv. Enhed mg pr. m² pr. år.

	kviksølv	kadmium	bly
Atmosfærisk nedfald			
Vesttyskland	-	0,9	90
EF	-	3,6	180
Tilførsel af spildevandsslam			
Finland	-	2,0	-
Norge	1,4	3,0	60
Sverige	-	1,0	-
Tilførsel med vandingsvand (tabel 10.3).			
	0,1	1,0	50

Der er i Vesttyskland også opstillet forslag til grænseværdier for tolerabelt indhold af sporstoffer i dyrkede jorder. Disse værdier er givet i tabel 10.5 tillige med normalkoncentrationen i dansk landbrugsjord.

Tabel 10.5. Forslag til vesttyske grænseværdier for tolerabelt indhold af sporstoffer i dyrkede jorder med henblik på beskyttelse mod plantetoksiske virkninger. Enhed g pr. m² (0-20 cm af pløjelag).

	Tolerabel koncentration	Dansk normal- koncentration
arsen	5	1
zink	75	6,8
kadmium	0,75	0,063
molybdæn	1,25	-
bly	25	4
selen	2,5	-
krom	25	3
kobber	25	3,2
nikkel	12,5	1,5
vanadium	12,5	6,3
kviksølv	0,5	0,013

Som det fremgår af tabellen, er koncentrationerne af de forskellige sporstoffer i dansk landbrugsjord væsentlig lavere end de anførte tolerable koncentrationer.

Dog skal det specielt for kadmium og kviksølv bemærkes, at en tolerabel koncentration på henholdsvis 0,75 og 0,5 g/m² sekundært kan resultere i en forurening af konsumafgrøder, som ud fra en sundhedsmæssig synsvinkel er uacceptabel.

Det må generelt vurderes, at de i tabel 10.3.-10.5. anførte grænser for koncentrationer og tilførsler af sporstoffer til dyrkningsjorden er baseret på et dårligt dokumenteret kriteriegrundlag. I mange tilfælde er de anførte værdier helt tentative, og det er generelt uklart, om der skelnes mellem kritiske toksiske niveauer, et acceptabelt niveau eller en ønskelig kvalitet af eksempelvis dyrkningsjorden.

10.2.2. Effekter af kraftværkers bidrag til deposition af sporstoffer.

For at kunne vurdere påvirkningen af kraftværkernes samlede emission vil det være nødvendigt at sætte denne i relation til emission og deposition fra andre kilder - herunder det fjerntransporterede bidrag. Denne sammenligning vanskeliggøres af, at der kun foreligger yderst begrænsede oplysninger på nationalt niveau om emission og spredning af sporstoffer.

Nationale oversigter over emission af sporstoffer til atmosfæren findes kun tilgængelige for bly, kadmium og kviksølv.

Kraftværkernes andel af den samlede emission af disse tre sporstoffer er i 1977-1978 opgjort til følgende værdier:

	<u>% af samlet emission</u>
bly	ca. 1
kadmium	ca. 7
kviksølv	ca. 10

For en række sporstoffer er der som nævnt i afsnit 8 udført beregninger over den forventede emission fra elproduktionen i 1980'erne. For årene 1980 og 1989 er de fundne værdier anført i tabel 10.6. For 1980 er endvidere foretaget en beregning af kraftværkernes bidrag til baggrundsområdernes belastning. Ved denne beregning er forudsat, at nedfaldet udgør omkring 15% af kraftværkernes totalemission (se fig. 7.5.). De resterende 85% antages deponeret over vandarealer eller fjerntransporteret.

Til sammenligning er i tabellen anført typiske værdier for atmosfærisk nedfald i Danmark.

Tabel 10.6. Sporstofemission og deposition fra danske kraftværker i perioden 1980-1989. Enhed tons pr. år.

	Forventet emission		Beregnet deposition	Atmosfærisk nedfald ialt	Kraftværk andel (%)
	1980	1989	1980	1980	
arsen	0,73	0,48	0,11	(22)	(0,5)
selen	0,07	0,05	0,01	-	-
kadmium	0,28	0,19	0,04	8,6	0,5
bly	1,39	0,90	0,21	600	0,04
krom	2,42	2,38	0,36	26	1,4
nikkel	3,99	1,50	0,60	52	1,2
kobber	0,95	0,76	0,14	90	0,2
kviksølv	0,94	1,41	(0,14)	1,7	(8,3)

Det forventede fald i emissionen af de fleste sporstoffer skyldes som nævnt i afsnit 8, at der i forbindelse med bygning af nye og ved ombygning af eksisterende kraftværker vil blive etableret elektrofiltre med væsentlig bedre rensningseffekt end eksisterende filtertyper.

Mest markant forventes faldet at blive for vanadium og nikkel, idet emissionen af disse metaller pr. energienhed er størst ved oliefyring.

Eneste væsentlige undtagelse er kviksølvemissionen, som forventes at stige hen gennem 1980'erne.

Det skal pointeres, at der knytter sig væsentlig usikkerhed til de i tabellen anførte værdier. Specielt er der stor usikkerhed omkring bestemmelsen af emissionen og deponeringen af kviksølv i gasfasen. Der findes i litteraturen ikke pålidelige oplysninger om deponering af kviksølv, og bestemmelsen vanskeliggøres endvidere af, at metallisk kviksølv kan re-emitteres fra jordoverfladen via fordampning.

De i tabel 10.6. anførte tal for atmosfærisk nedfald bygger på målinger af tragtopsamlet nedfald i baggrundsområder. Denne metode underestimerer tørdepositionen, og da depositionen over vand og de særligt belastede by- og industriområder ikke er medtaget, er der således tale om minimumstal.

Det fjerntransporterede bidrag til depositionen i landdistrikterne kan ikke kvantificeres. Forskellige undersøgelser har dog vist, at mere end 90% af depositionen af bly, kadmium, kobber og zink er af antropogen oprindelse. Undersøgelserne har endvidere vist, at nedfaldet af disse sporstoffer er tydeligt større i de sydøstlige dele af Danmark end i de nordvestlige dele. Dette indikerer, at nedfaldet af sporstoffer i væsentlig grad stammer fra kildeområder syd for Danmark.

I tabel 10.7. er anført de målte værdier for atmosfærisk nedfald sammen med beregnede værdier for total tilførsel og total fraførsel af sporstoffer for et dansk landbrugsareal. Tilførslen stammer fra kunstgødning, staldgødning og atmosfærisk nedfald, mens fraførslen sker med afgrøder, nedsivning og via fordampning (kviksølv).

Tabel 10.7. Til- og fraførsel af sporstoffer for Danmarks landbrugsareal. Enhed mg pr. m² pr. år.

	Total tilførsel	Heraf atm. nedfald	% af tilførsel	Total fraførsel
zink	69	23	33	30
kadmium	0,7	0,2	29	0,16
bly	15,6	14	90	1,2
krom	3,5	0,6	17	0,9
nikkel	5	1,2	24	0,3
kobber	35	2,1	6	6
kviksølv	0,24	0,04	17	0,05

Det fremgår af tabellen, at det atmosfæriske bidrag af bly er dominerende med en andel på ca. 90% af totaltilførslen. Depositionen af kobber er af underordnet betydning i forhold til de øvrige kilder, hvorimod depositionen af sporstofferne kadmium, krom, nikkel, zink og kviksølv er af ikke uvæsentlig betydning, idet bidraget er af størrelsesorden 20-30%.

Det ses endvidere af tabellen, at den samlede tilførsel er større end den samlede fraførsel, og at sporstofferne således med tiden vil opkoncentreres i jorden. Hvis tilførslen og fraførslen antages at være konstante størrelser, kan fordoblingstiden i jorden beregnes for de enkelte stoffer på basis af normalkoncentrationen i jorden ifølge tabel 10.5.

Følgende fordoblingstider er beregnet:

<u>Sporstof</u>	<u>år</u>
kadmium	ca. 110
kobber	ca. 110
krom	ca. 1100
nikkel	ca. 300
bly	ca. 300
kviksølv	ca. 70

Det må generelt vurderes, at selv en fordobling af jordens sporstofindhold næppe vil medføre en registrerbar påvirkning af jorden betragtet som vækstmedium for planterne. Ændringer i jorden af en øget planteoptagelse og de heraf afledte sundhedsmæssige virkninger, vil afhænge af de enkelte sporstoffers tilgængelighed i jorden. For kadmium kan det nævnes, at planternes optagelse vil vokse proportionalt med jordkoncentrationen, og at en fordobling over en 100-års periode alt andet lige, signifikant vil øge gennemsnitsdanskerens totale daglige indtagelse af stoffet.

Kviksølvs potentielt toksiske virkninger er veldokumenterede, og enhver øgning af det ydre miljøes kviksølvbelastning er derfor uønsket, vurderet ud fra såvel en sundhedsmæssig som en økologisk synsvinkel. Det er derfor betænkeligt, at fordoblingstiden for kviksølv i jorden er relativ lav. Der er imidlertid væsentlige usikkerhedsmomenter med bestemmelsen af denne størrelse, idet kviksølv som tidligere nævnt kan reemitteres fra jordoverfladen, og der foreligger kun enkelte ikke repræsentative målinger af størrelsesordenen af denne fordampning. Endvidere kan en del af kviksølvet blive fikseret i jorden gennem binding til organisk materiale.

I vandområder kan kviksølv ligeledes blive fikseret i sedimentet, men kan gennem en kemisk reaktion transformeres til en mere tilgængelig og toksisk forbindelse.

Forbrænding af kul er en væsentlig enkeltkilde til det atmosfæriske kviksølv såvel nationalt som globalt betragtet, og det må antages, at andelen fremover vil stige. Denne udvikling må karakteriseres som betænkelig, omend der ikke foreligger et datamateriale, som muliggør en egentlig risikovurdering.

Det må endvidere anføres, at der generelt savnes viden om total-emission og deposition af arsen og selen. Det er således ikke muligt på nuværende tidspunkt at vurdere eventuelle effekter.

For de øvrige sporstoffer anslås det, at energiproduktionens bidrag til baggrundsbelastningen i Danmark er af uvæsentlig betyd-

ning, idet bidraget skønnes at være af størrelsesorden 1% eller mindre, dette være sagt uafhængig af de pågældende sporstoffers potentielle miljøeffekter i øvrigt.

De hidtidige betragtninger har omhandlet den samlede kraftværkssektors bidrag til deposition af sporstoffer i Danmark.

Ud fra de beregninger, som er udført af SMHI, og som er beskrevet i afsnit 7, er det også muligt at foretage en vurdering af depositionen af sporstoffer i området omkring et enkelt modelkraftværk.

De beregnede værdier er imidlertid behæftet med stor usikkerhed, idet sporstofindholdet i kul kan variere betydeligt. I tabel 10.8. er angivet sporstofindholdet i de polske kul, som var basis for de udførte beregninger, sammen med variationen i sporstofindholdet i de kultyper, som er anvendt ved beregningerne over emissionsforholdene i 1980'erne (afsnit 8).

Tabel 10.8. Sporstofindhold i polske kul samt variationer i sporstofindhold i de kultyper, som forventes anvendt i 1980'erne.
Enhed mg pr. kg (ppm).

	Polske kul ^{x)}	Variation
kadmium	1,0	1-9
krom	9,0	5-21
kobber	23	9-66
nikkel	13,5	7-30
arsen	5,3	3-20
vanadium	41	0-64
zink	84	37-140

x) Beregnet ved en massebalance, hvorfor der kan være afvigelser i forhold til tabel 6.1
I tabel 10.9. er som et regneeksempel gennemført en depositions-

beregning, hvor sporstofindholdet i kullene er øget med en faktor 3 (eks.2) i forhold til indholdet i polske kul (eks. 1). Vurderingen af påvirkningen er ikke foretaget på basis af de aktuelle forhold omkring værkerne, men er foretaget uafhængig af værkernes geografiske placering.

Tabel 10.9. Beregnede maksimale depositionsverdier i nærområdet omkring "Amagerværket" ved fyring med fuelolie og forskellige kultyper samt forskellige baggrundsværdier. Enhed mg pr. m² pr. år.

	Maksimal deposition			Atmosfærisk nedfald	
	kul (eks.1)	kul (eks.2)	Fuelolie	Baggrund	København
arsen	0,1	0,4	0,02	0,5	-
zink	1,9	5,7	0,5	23	51
kadmium	0,02	0,07	0,006	0,2	0,6
bly	0,5	1,5	0,2	14	35
krom	0,8	2,3	-	0,6	-
nikkel	0,7	2,2	7	1,2	2
kobber	0,2	0,7	0,1	2,1	10
vanadium	0,7	2,0	23	1,3	4

Det fremgår af tabellens eksempel 1, at "Amagerværkets" bidrag er uden betydning for sporstofferne kadmium, kobber og zink. De højeste depositionsverdier for krom er af samme størrelsesorden som baggrunden, mens værdierne for vanadium og nikkel ved oliefyring kan nå op på henholdsvis 20 og 6 gange baggrundsniveauet.

Selv om depositionen af disse to stoffer ved kulfyrring er langt mindre, kan de dog i nærområderne give et væsentligt bidrag til den samlede deposition. Ved fyring med kul med et højt sporstofindhold (eksempel 2) er det største bidrag af nikkel og vanadium således af samme størrelsesorden som baggrunden, og det største bidrag af krom 3-4 gange større end baggrundsværdien.

Kadmiumbidraget kan ved fyring med kul med højt sporstofindhold nå op på ca. 1/3 af baggrundsnefaldet. Dette bidrag ligger dog inden for rammerne af den "naturlige" variation af nefaldet, der er registreret i danske landdistrikter.

Fordoblingstiden af krom i dansk landbrugsjord er som tidligere nævnt af størrelsesorden 1100 år. En 4-dobling af depositionen i en maksimal belastningssituation indebærer teoretisk, at fordoblingstiden falder til ca. 600 år. Selv en fordobling af koncentrationen i jorden vil imidlertid næppe medføre registrerbare toksiske effekter på vegetation eller jordbund, omend der er tale om en uønsket ændring af jordkvaliteten.

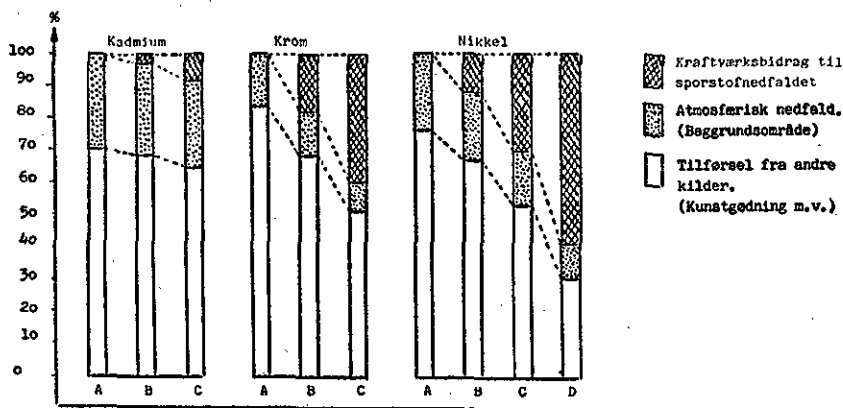
En tilsvarende vurdering gælder for nikkel. En fordobling af nefaldet vil teoretisk ændre fordoblingstiden i jorden fra ca. 300 til ca. 200 år.

Det skal understreges, at ovennævnte vurdering er baseret på en hypotetisk situation, og at det for eksisterende kraftværker næppe er realistisk at anlægge en tidshorisont på mere end 30-40 år.

Depositionen af vanadium ved oliefyring forventes at medføre en væsentlig stigning af jordkoncentrationen i forhold til en kulfyret situation. Vanadium virker stærkt hæmmende på omsætningshastigheden af organisk stof i jorden, og dermed hæmmende på mineraliseringen af nærings saltene. Vanadium er et potentielt kritisk stof især for de naturlige økosystemer, idet opdyrkede jorder tilføres nærings salte med handelsgødninger.

Sammenlignes de maksimale depositions værdier for de undersøgte sporstoffer med de foreslåede grænseværdier efter tabel 10.3. og 10.4. ses det, at alle bidrag ligger væsentlig under de anførte grænser for tilførslen til landbrugsjorden.

På figur 10.1. er anført modelkraftværkets relative bidrag af kadmium, krom og nikkel til totaltilførslen til landbrugsjorden. Disse sporstoffer er udvalgt, idet de alene på basis af en kvantitativ betragtning bør gøres til genstand for en mere detaljeret vurdering. Ved fyring med kul med højt sporstofindhold vil det atmosfæriske nedfald være en dominerende enkeltkilde for krom og nikkel. Fornikkels vedkommende er der dog tale om en halvering i forhold til oliefyring. Kadmiums bidrag skønnes at være af uvæsentlig betydning.



Figur 10.1. Modelkraftværkets relative bidrag til landbrugsjordens sporstofftilførsel i nærzoneområdet. A: referenceområdets normalbelastning, B og C: Kulfyring med henholdsvis "normalt" og højt sporstofindhold. D: oliefyret kraftværk.

Ved kulfyring med højt sporstofindhold vil depositionen af krom, nikkel og arsen antagelig medføre en øget afsætning på vegetationsoverfladen og dermed et øget indhold i konsum- og foderafgrøder.

Den sundhedsmæssige betydning af dette forhold er uklar, men krom og nikkel i føden har betydning for allergiske hudreaktioner og visse former af krom, nikkel og arsen er kræftfremkaldende.

Det skal dog understreges, at det samlede nærzoneområde omkring landets ca. 20 kraftværker, afgrænset af en radius på 2-5 km fra det enkelte værk, er af marginal betydning i forhold til et samlet landbrugsareal på ca. 3 mill. ha.

11. SUNDHEDSEFFEKTER AF KULFYRING

Til brug for vurderingen af de sundhedsmæssige effekter af en øget anvendelse af kul på danske kraftværker har kulkonsekvensudvalget ladet udarbejde to rapporter (Bengtsson og Skov, 1980 og Jensen, 1980), som på forskellig måde belyser luftforureningens indflydelse på den menneskelige sundhed.

I den følgende fremstilling bliver hovedvægten lagt på den forurening, der konstateres i området omkring det enkelte kraftværk, og den sundhedsmæssige påvirkning vil blive vurderet ud fra de luftkoncentrationsniveauer, der er beregnet i afsnit 7.

Indirekte virkninger som følge af deponering på marker og afgrøder og heraf følgende forurening af levnedsmidler er behandlet i afsnit 10 og derfor ikke medtaget i dette afsnit.

11.1. Generelt om sundhedsmæssige vurderinger.

Der hersker uenighed om, hvordan man vurderer effekten på sundheden af lave koncentrationer af forurenende stoffer, som mennesker udsættes for over meget lang tid.

Vor viden om sundhedsmæssige effekter af luftforurening kan indhentes ved flere forskellige metoder, men disse metoder har indtil videre kun været i stand til at afsløre virkninger af forureninger, der er højere end de normalt forekommende. Om den sundhedsmæssige effekt af små koncentrationer, som man udsættes for over længere tid, findes kun meget begrænset viden.

Af de metoder, man anvender til at fremskaffe viden, kan for det første nævnes dyreforsøg. Man kan udsætte forskellige dyrearter for veldefinerede forurenende stoffer og herefter foretage meget gennemgribende målinger og undersøgelser på dyrene for at finde eventuelle effekter. Der er to vanskeligheder ved vurdering af disse forsøg. Dels reagerer dyr ikke som mennesker, og dels er man ikke i stand til præcis at simulere den forurening, som findes i omgi-

velserne.

For det andet kan nævnes laboratorieforsøg med mennesker. Det er i følge sagens natur begrænset, hvad man kan udføre af denne type forsøg, og specielt er man tilbageholdende med at lave forsøg med risikopersoner, d.v.s. mennesker, der i forvejen lider af f.eks. hjerte- og lungesygdomme.

En tredje undersøgelsesmetode er de såkaldte epidemiologiske undersøgelser, hvor man undersøger grupper af personer, som lever i høje koncentrationer af forurenende stoffer, og sammenligner disse personer med grupper, som lever i lave koncentrationer af forurenende stoffer. Den viden, der indhentes ved disse undersøgelser, er i høj grad af betydning for vurderingen af eventuelle skadevirkninger, men den indvundne viden er fortsat behæftet med stor usikkerhed, idet der altid vil være mange andre forskelle mellem de to persongrupper end deres udsættelse for luftforurening.

Som en yderligere vanskelighed ved vurdering af sundhedsmæssige effekter indgår, at måling af luftforurening er meget kompliceret, og resultaterne behæftet med stor usikkerhed. Det er derfor vanskeligt i praksis at opnå en nøjagtig bestemmelse af, hvor stor forureningsdosis en befolkning har været udsat for. På et givet sted kan der være store variationer i luftforureningsniveauet inden for selv kortere tidsrum. Det er derfor nødvendigt med helt nøjagtige specifikationer af, hvilken tidsperiode målingerne omfatter (midlingstider) og en præcis beskrivelse af målemetoderne og måleapparaters placering i relation til den befolkning, hvis eksponering man ønsker at vurdere. Dette medfører naturligvis, at midlingstider i forskellige undersøgelser ikke er af samme længde, og da det yderligere er forskellige midlingstider, der er relevante ved de forskellige stoffer, er det meget sjældent, at man har optimale undersøgelser til vurdering af befolkningens udsættelse for forurenende stoffer. Det kan anføres, at man f.eks. ved vurdering af blyforureningen ønsker meget lange midlingstider, idet effekten afhænger af den i organismen over lang tid optagne blymængde, mens det for kvælstofoxiders vedkommende vil være korte midlingstider, der er ønsket, idet effekten består i en hurtig udviklet skade,

og der eksisterer måske en nedre grænseværdi for eventuelle effekter.

For en række luftforurenende stoffer er der udarbejdet såkaldte kriteriedokumenter, som er oversigter over hvilke dosis/effektrelationer, man vil anse for så sikkert dokumenterede, at de kan danne udgangspunkt for en fastsættelse af grænseværdier.

Ved fastsættelse af grænseværdier indgår imidlertid også tekniske og økonomiske overvejelser omkring mulighederne for at overholde de fastsatte værdier, ligesom der i grænseværdifastsættelsen tages hensyn til målemetoden for det forurenende stof, og hvordan man påtænker administrativt at anvende måleresultaterne. Man kan derfor ikke umiddelbart slutte, at der ikke vil opstå sundhedsmæssige effekter, såfremt de aktuelle koncentrationer ligger under nationalt eller internationalt vedtagne grænseværdier. Omvendt vil det heller ikke være sådan, at en overskridelse af grænseværdier nødvendigvis vil medføre sundhedsmæssige skader.

En eksakt vurdering af eventuelle sundhedseffekter som følge af påvirkning af luftforurenende stoffer kræver kendskab til sammenhængen mellem luftkoncentrationsniveauet og antallet og sværhedsgraden af sygdomstilfælde. Det er ikke lykkedes at få nøjagtig viden om sådanne sammenhænge for noget forurenende stof i de koncentrationsniveauer, som forekommer i det eksterne miljø, selv om der internationalt foregår et stort arbejde netop med dette formål for øje. Der kan derfor ikke opnås nogen eksakt vurdering af effekten af de koncentrationsniveauer, som mennesket normalt udsættes for.

Ved vurdering af effekten af de meget små koncentrationsniveauer må man normalt slutte ud fra effekten ved højere niveauer, hvor man har en vis viden. Hvordan sådanne følgeslutninger skal drages, er der imidlertid ikke enighed om.

Ved påvirkninger, som fremkalder kræft, regner man med, at der eksisterer en lineær sammenhæng mellem antallet af udløste tilfælde og påvirkningsniveauet. Det antages yderligere, at der ikke eksis-

terer nogen nedre grænseværdi, hvorfor selv meget ringe eksponeringsniveauer vil have mulighed for at fremkalde skadelige reaktioner.

For mange andre reaktioner, f.eks. lungeinfektioner antages der at eksistere en nedre grænseværdi, hvorunder der ikke er nogen effekt. Denne opfattelse bygger på, at organismen inden for visse grænser har en evne til at modvirke skadelige påvirkninger.

Hvis sygdomsreaktionen er gradueret, således at den kan være mere eller mindre kraftig, kan styrken af sygdomsreaktionen regnes med at variere med dosis af det forurenende stof, således at sygdommen bliver værre, hvis forureningen forøges. Der er ikke fuldstændig klarhed over, hvordan sammenhængen mellem forværring og forureningsniveau er, men den kan antages at følge et logaritmisk mønster, således at styrken af reaktionen tiltager proportionalt med logaritmen til dosis af det forurenende stof, man udsættes for.

Antager man, at der findes en nedre grænseværdi for de almindeligste sundhedseffekter (luftvejslidelser) af forurenende stoffer, og at man kun på de mest forurenende steder er over denne grænseværdi, kommer man til den konklusion, at en yderligere forurening har størst effekt på de steder, hvor forureningen i forvejen er størst. Yderligere er effekten af forureningen naturligvis størst der, hvor befolkningstætheden er størst, fordi der er flere, der udsættes for det forurenende stof.

11.2. Sundhedsmæssige effekter af kulfyring.

Det står klart, at forbrændingsprodukter fra kulfyring i tilpas høje koncentrationer kan være skadelige for det menneskelige helbred. I nyere tid stammer erkendelsen af dette fra sammenkobling af dødeligheden med de meget høje forureningsniveauer, som kan forekomme i forbindelse med ugunstige atmosfæriske forhold i storbyer. Det mest kendte tilfælde er antagelig fra London i december 1952, hvor der i løbet af få dage med høje forureningsniveauer konstateredes en væsentlig overdødelighed. I disse tilfælde er forure-

ningsniveauet målt ved koncentrationen af svovldioxid og partikler. Det er den almindelige opfattelse, at effekten af svovldioxid og partikler ikke i sig selv er ansvarlig for alle disse skader, men at effekterne opstår på grund af den totale påvirkning af de mange forskellige stoffer, der findes i luften. Forholdene kan yderligere forværres ved, at stofferne i luften under indflydelse af ultraviolet lys (sollys) kan reagere med hinanden under dannelse af stærkt biologisk reaktive stoffer. Der er derfor almindelig enighed om, at niveauet af svovldioxid og partikler, som er målt under forureningsepisoderne, bør tages som udtryk for størrelsesordenen af den totale forurening, og at man ikke ud fra, at der foreligger en sammenhæng mellem dødelighed og koncentration af svovldioxid og partikler, kan slutte noget om effekterne af svovldioxid og partikler.

Den akutte sygelighed er også påvirkelig af luftforurenende stoffer. Således er det vist, at tilfældene af bronchitis varierer med størrelsen af luftforureningen. Yderligere har undersøgelser vist, at luftvejsinfektioner hos børn kan hænge sammen med højere niveauer af luftforurening. Det er naturligt, at sygeligheden fremkaldt af luftforurening i høj grad rammer i forvejen følsomme personer, såsom astmatikere og mennesker med hjertesygdomme, men selv om der er meget, der tyder på, at f.eks. astmatilfælde forværres af luftforurening, er det indtil nu ikke undersøgt til bunds.

Man kan mistænke luftforureningen for at medvirke i fremkaldelsen af kroniske lidelser som lungesygdomme, hjertesygdomme og kræft, men det er meget vanskeligt at gennemføre undersøgelser, der giver nogen klar viden om størrelsesordenen af disse sammenhænge, og der eksisterer så godt som ingen metode til at vurdere størrelsesordenen af indflydelsen på de to førstnævnte sygdomskategorier. Der er dog af verdenssundhedsorganisationen (WHO) gennemført en meget stor international undersøgelse, hvor man hos børn har vist en sammenhæng mellem hoste og forureningsniveau, men resultaterne er ikke fuldstændig entydige.

I det følgende er en række luftforurenende stoffer omtalt, idet det er nødvendigt af overskueligheds- og forureningsbekæmpelses-

hensyn at kende effekten af de enkelte forureningskomponenter.

11.2.1. Svovldioxid og svævestøv.

Svovldioxid og svævestøv behandles sammen, fordi de udgør en væsentlig del af luftforureningen, og fordi de er vist at samvirke i frembringelsen af sundhedsskader. Det må dog igen understreges, at effekterne antagelig også skyldes, at der samtidig forekommer mange andre luftforurenende stoffer i luften, således at de beskrevne effekter af svovldioxid og svævestøv kan tages som effekter af den totale blanding af de forekommende stoffer.

En arbejdsgruppe under verdenssundhedsorganisationen har vurderet, at der kan forventes øget dødelighed blandt ældre og kronisk syge, når døgnmiddelværdien af luftens indhold af svovldioxid og sod begge er over $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (sod er en betegnelse for den del af partiklerne, som kan sværte et filter, og de målte værdier vil derfor oftest være lavere end den totale partikelkoncentration). Yderligere vurderede gruppen, at tilstanden hos patienter med luftvejssygdomme kan forværres, når koncentrationen af svovldioxid og sod er over $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$, målt som døgnmiddelværdi. Man vurderede endvidere, at langtidseffekter af luftforureningen i form af flere symptomer og øget forekomst af luftvejssygdomme kan forekomme, når årsmiddelværdien af svovldioxid og sod begge er over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Arbejdsgruppen har ved at anvende forskellige sikkerhedsfaktorer konkluderet, at en døgnmiddelværdi for svovldioxid og sod på mellem 100 og $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og en årsmiddelværdi på mellem 40 og $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er i overensstemmelse med beskyttelsen af den offentlige sundhed.

Ved de beregninger, som under en række nøjere specificerede forudsætninger er udført omkring forskellige modelkraftværker (afsnit 7.2.), fandt man ved kulfyring største beregnede 99%-fraktiler af 1-times middelværdier af svovldioxid på $78-116 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ved fueloliefyring fandt man ved forskellige svovlindhold værdier i området $53-148 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De tilsvarende tal for partikelkoncentrationer var $7-11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved kulfyring og omkring $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved fueloliefyring.

Ved sammenligning af disse værdier med de af WHO angivne målværdierne først oversættes til døgnmiddelværdier og herefter til årsmiddelværdier. En sådan omregning er ikke umiddelbart mulig, men

kvalitativt vil det dog være sådan, at døgnmiddelværdier vil ligge noget lavere, og årsmiddelværdier vil ligge meget lavere end de anførte 1-times middelværdier.

Da de anførte værdier for 99%-fraktiler af 1-times middelværdier er lavere end de af WHO fremførte retningsgivende værdier for døgn-middelkoncentrationen, der er forenelige med beskyttelse af den offentlige sundhed, vil disse værdier ikke i sig selv give anledning til bekymring.

Ved en vurdering af, hvordan emissionen fra et kraftværk rent faktisk kommer til at påvirke befolkningen, skal der imidlertid tages hensyn til det i forvejen eksisterende forureningsniveau. Målinger i Københavnsområdet har vist, at årsmiddelværdien for både svovldioxid og sod har været faldende i 1970'erne. I 1979 var årsmiddelværdien for svovldioxid $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og for sod $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, hvor man i 1970 havde værdier omkring $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svovldioxid og $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for sod.

Det må ud fra disse tal konkluderes, at der ikke er grundlag for at antage, at der vil finde overskridelser sted af de af WHO anbefalede grænseværdier.

Den tidligere nævnte usikkerhed angående hvilken effekt, svovldioxid i sig selv har på sundheden, skyldes blandt andet, at der findes arbejdsmiljøer med meget høje svovldioxidkoncentrationer, som ikke har fremkaldt symptomer hos arbejderne, og ved forsøg med svovldioxid fremkaldes kun beskedne effekter.

Ud fra meget store epidemiologiske undersøgelser har man fra forskellig side fremført, at det måske i virkeligheden er luftens indhold af sulfat, som har den egentlige skadelige effekt, idet svovldioxid i atmosfæren langsomt omdannes til sulfat. Et kraftværk kan give et bidrag til sulfatkoncentrationen i meget store afstande fra kraftværket, men det er ikke i forbindelse med dette arbejde muligt at vurdere størrelsesordenen af denne effekt. Der er også fortsat meget stor faglig uenighed om, hvorvidt den anførte effekt af sulfat er reel, fordi der f.eks. også findes ar-

bejdspladser med meget store sulfatkoncentrationer uden at dette har givet væsentlige symptomer hos arbejderne.

For partiklerne gælder det specielle forhold, at de afhængig af deres størrelse afsættes forskellige steder i luftvejssystemet.

Det antages således, at partikler større end ca. 15 μm afsættes i næse og svælg, mens partikler i området fra ca. 2,5 til ca. 15 μm afsættes i de øvre luftveje. De mindste partikler under ca. 2,5 μm er i stand til at trænge ned i de dybeste lungeafsnit.

Det kan umiddelbart sluttes, at effekten af en given partikelkoncentration afhænger af partikelstørrelsen, men den afhænger naturligvis også af det kemiske indhold i partiklerne. For oliepartikler gælder, at de fortrinsvis består af sod og organiske stoffer, mens partiklerne i røggassen fra et kulfyret anlæg i højere grad består af uorganiske stoffer med sporstoffer adsorberet på overfladen.

Det er derfor næppe muligt på grundlag af vor nuværende viden at sammenstille effekten af partikler fra oliefyring og kulfyring.

11.2.2. Kvalstofoxider.

Kvalstofoxiderne udgør i denne sammenhæng den samlede mængde af NO og NO₂. Ved forbrændingen dannes primært NO, som i atmosfæren langsomt omdannes til NO₂. Der foreligger ikke mulighed for ud fra danske målinger eller vurderinger at differentiere mellem disse to stoffer, men i det følgende er det vurderet, at mellem 25 og 50% af den totale kvalstofoxid-mængde forekommer som NO₂.

Ud fra en humanbiologisk vurdering er det meget væsentligt at skelne mellem NO og NO₂, idet NO kun har en beskedent sundhedsmæssig effekt, og denne gør sig ikke gældende i de eksisterende koncentrationer.

NO₂ har betydelig giftighed i sig selv, idet den i koncentrationer på nogle hundrede mg pr. m³ i f.eks. en time kan fremkalde dødelig lungeskade. Der er epidemiologiske undersøgelser, som tyder på, at kvalstofdioxid i koncentrationer på nogle hundrede μg

pr. m^3 nedsætter lungefunktionen hos børn og øger tilfældene af akutte luftvejslidelser.

Yderligere kan astmapatienter måske skades allerede ved kortvarig eksponering for koncentrationer på nogle hundrede $\mu g/m^3$, men ved ca. 1000 $\mu g/m^3$ i en time er der enighed om, at tilstanden hos astmapatienter kan forværres.

Det fremgår af afsnit 7.2., at der f.eks. i Københavnsområdet allerede nu muligvis kan forekomme koncentrationer på op imod 1000 $\mu g/m^3$, bestemt som 99%-fraktiler af 1-times middelværdier for NO_x , og dette skulle ifølge ovenstående svare til mellem 250 og 500 $\mu g/m^3$ NO_2 .

WHO's arbejdsgruppe har vurderet, at en maksimal kvælstofdioxid-koncentration på 190-320 $\mu g/m^3$ som 1-times middelværdi ikke bør overskrides mere end en gang om måneden for at være i overensstemmelse med beskyttelsen af den offentlige sundhed, da det for NO_2 er de kortvarige høje koncentrationer, som har sundhedsbetydning. Det må derfor konkluderes, at vi allerede på nuværende tidspunkt for NO_2 befinder os på et niveau, der med stor sandsynlighed kan medføre sundhedsskadelige virkninger, og at vi i det mindste overskrider WHO's anbefalede grænseværdier.

Det kan derfor ikke betragtes som helt betydningsløst, at overgang til kulfyring øger koncentrationen af NO_x , selv om værdierne fra 45-60 $\mu g/m^3$ som 99%-fraktiler af 1-times middelværdier er beskedne sammenlignet med de aktuelle niveauer. Der må her mindes om de tidligere fremførte overvejelser vedrørende effekten af en forøget forurening, og at denne effekt antagelig er størst, der hvor koncentrationsniveauet i forvejen er højest.

Det forekommer derfor rimeligt, at man ud fra sundhedsmæssige overvejelser vurderer muligheden for at begrænse emissionen af NO_2 , selv om bilerne øjensynligt giver et langt større bidrag til befolkningens udsættelse for NO_2 .

11.2.3. Fotokemiske oxidanter.

Fotokemiske oxidanter er stoffer, der fremkommer ved reaktion mellem forskellige stoffer i atmosfæren under indflydelse af ultraviolet lys (sollys). De stoffer, som primært indgår i de nævnte reaktioner, er kvælstofoxider og forskellige organiske stoffer.

De fotokemiske reaktionsprodukter vurderes almindeligvis som en væsentlig forureningsfaktor. Stofferne kan f.eks. give påvirkninger af slimhinderne. Selv om forbrænding af kul fremover medfører en forøgelse af emissionen af kvælstofoxider, er det ikke ud fra dette arbejde muligt at vurdere eventuelle ændringer i mængden af fotokemiske oxidanter.

11.2.4. Sporstoffer.

Som nævnt i afsnit 4 forekommer en lang række sporstoffer i røggassen fra kul- og oliefyrede kraftværker. Sporstofferne indåndes og optages i organismen, hvor de har en lang række forskellige effekter, f.eks. er nogle kræftfremkaldende. Sporstoffer afsættes yderligere på marker og kan akkumuleres i fødekæderne, men en vurdering af dette er foretaget i afsnit 10.

Bly er et af de sporstoffer, som traditionelt betragtes med alvor, og det forekommer i Københavnsområdet i månedsmiddelkoncentrationer på ca. $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ifølge de beregninger, der er beskrevet i afsnit 7.2., vil et kulfyret kraftværk med en middeleffekt omkring 200 MW(e) maksimalt bidrage med en månedsmiddelværdi på $0,15 \text{ ng}/\text{m}^3$, d.v.s. ca. $1/2000$ af den i forvejen forekommende blykoncentration. Tilsvarende koncentrationsforhold gælder for de øvrige målte sporstoffer, hvorfor de vurderes som værende uden væsentlig betydning.

For kviksølv gælder, at det hovedsagelig emitteres i dampform og altså ikke bundet til partikler. Ved de målinger, som er udført i forbindelse med dette projekt, har det været meget vanskeligt at fremskaffe sikre tal for størrelsen af kviksølvemissionen fra kraftværker. Kviksølv er et sporstof, der vækker betydelig bekymring. Ved en nylig af miljøstyrelsen gennemført undersøgelse af befolkningens kviksølvbelastning har man konstateret meget lave

kviksølvniveauer. Der er derfor ikke umiddelbar risiko for, at der som følge af kulfyring opstår faretruende høje kviksølvkoncentrationer i befolkningen. Der er dog grund til at holde miljøbelastningen med kviksølv og andre sporstoffer nede for at undgå stigende belastning af befolkningen på længere sigt.

For så vidt angår de radioaktive sporstoffer, der kan forekomme i røggasser fra kulfyrede kraftværker, henvises til afsnit 4.3.

11.3. Samlet vurdering af sundhedseffekter.

Som det indledningsvis blev nævnt, er den samlede effekt af forureningen afhængig af en samvirkning af alle de i forureningen indgående stoffer, hvorfor man i den totale vurdering må tage hensyn til dette.

I det følgende er foretaget en kortere gennemgang af de mest almindelige effekter af luftforurening.

a. Genevirkninger.

Forhold, som giver anledning til genevirkninger, kan f.eks. være tilsmudsning som følge af sodfald eller lugtgener.

En amerikansk undersøgelse har vist, at et svævestøvniveau i byområder på omkring $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fremkalder genevirkninger for en betragtelig del af befolkningen. Lugtgrænsen for NO_2 ligger omkring $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, når koncentrationsændringen sker hurtigt, og lugtgrænsen for SO_2 ligger omkring $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De bidrag, et kulfyret kraftværk vil give til omgivelserne, ligger væsentlig under de nævnte værdier for genevirkninger.

Der findes dog også i røggassen en lang række organiske stoffer i meget små koncentrationer, som kan medvirke ved fremkaldelse af lugtforurening, således at der muligvis vil kunne opstå lugtgener.

b. Forkølelsessygdomme og luftvejsinfektioner.

Det er vist, at stærk luftforurening kan øge frekvensen af luftvejsinfektioner, og det må antages, at NO_2 i de mængder, der kommer

fra et enkelt kraftværk, under medvirken af den i forvejen eksisterende koncentration kan give en marginal forøgelse i antallet af forkølelsessygdomme og luftvejsinfektioner. Der er ikke ud fra de foreliggende oplysninger grund til at antage, at svovldioxid og partikler, og dermed den resterende del af luftforureningen fra kulfyrede anlæg vil øge sygeligheden inden for den her omtalte sygdomskategori.

c. Forværring af bestående hjerte- og lungesygdomme.

Meget alvorligt syge personer vil kunne påvirkes negativt af svær luftforurening. Dette gælder hjerte- og lungepatienter, men måske i denne sammenhæng især astmatikere. Det er formodentlig sådan, at den eksisterende forurening i byerne kan forværre astmaanfald, men noget eksperimentelt bevis herfor foreligger ikke.

Det tilskud til forureningen, som udgøres af røggassen fra kulfyrring kan medvirke til en forværring, men de eventuelt fremkaldte effekter forbliver dog af begrænset betydning.

d. Fremkaldelse af kroniske sygdomme.

Luftforurening er mistænkt for at kunne fremkalde hjerte- og lungesygdomme. Det er næppe sandsynligt, at denne virkning gør sig gældende ved det nuværende forureningsniveau, men den eksisterende luftforurening vil muligvis i samvirke med arbejdsplads-eksponeringer eller cigaretrykning kunne øge risikoen for udvikling af kronisk bronchitis eller hjertesygdomme. Størrelsen af denne virkning kan ikke vurderes, men må nødvendigvis være meget beskeden, og den vil næppe kunne afsløres ved epidemiologiske undersøgelser.

Der eksisterer en lang række kræftfremkaldende forbindelser i røggassen, herunder polycykliske kulbrinter (f.eks. benz(a)pyren) og en del af sporstofferne (f.eks. arsen, beryllium, krom og nikkel).

Den totale byluft må vurderes som potentiel kræftfremkaldende på grund af, at ekstrakter af byluft ved forsøg har vist sig at give positiv mutagentest og at kunne fremkalde kræft hos dyr. Byluften formodes at medvirke i fremkaldelsen af lungekræft,

men det er ikke muligt at vurdere, hvor mange tilfælde, det drejer sig om. Røggassen fra kulkraftværker vil give et lille bidrag til den forøgelse i antallet af lungekræfttilfælde, som findes i luftforurenede ormdåder, men størrelsen af denne forøgelse kan ikke vurderes. Antallet af fremkaldte tilfælde vil i alle tilfælde være ringe sammenlignet med det totale antal kræfttilfælde. Det er ikke muligt at afgøre, om røggassen fra kulfyrede kraftværker giver større risiko end røggassen fra oliefyrede kraftværker.

12. SAMMENDRAG

Målsætningen for den i 1977 iværksatte kulkonsekvensundersøgelse var oprindeligt at belyse, hvilken virkning en omlægning fra fyring med fuelolie til fyring med kul på danske kraftværker ville få for omgivelserne, specielt for partikelindholdet og svovldioxid-koncentrationen i luften.

Baggrunden var Handelsministeriets plan for dansk energipolitik, som forelå i 1976. Ifølge denne plan forventedes en forøgelse i kulforbruget i perioden 1975-1985 på ca. 60%, hvorefter kulforbruget igen ville falde, således at det i 1995 ville have samme omfang som i 1975.

Udskydelse af beslutningen om at indføre kernekraft i Danmark har på afgørende måde ændret de forudsætninger, som lå til grund for Handelsministeriets plan. Ifølge de seneste tilgængelige prognoser forventes i 1989 et kulforbrug på danske kraftværker, der er omkring 5 gange større end i 1975.

Målsætningen for kulkonsekvensundersøgelsen blev som følge af nævnte forhold udvidet til også at omfatte en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af den store stigning i kulforbruget, som kunne forventes i 1980'erne.

Undersøgelserne har omfattet litteraturstudier til belysning af forskellige tekniske forhold forbundet med kul- og oliefyring, og der er i den forbindelse udarbejdet en række delrapporter.

Der er endvidere foretaget emissionsmålinger på et dansk kraftværk (Studstrupværket), og resultaterne herfra er brugt til at beregne luftkoncentrationer og depositioner af forurenende stoffer omkring udvalgte kraftværksplaceringer. Med udgangspunkt i de beregnede værdier er der foretaget vurderinger af miljø- og sundhedsmæssig karakter.

Til belysning af forholdene i 1980'erne er der foretaget en vurde-

ring af den forventede emission fra danske kraftværker i samme tidsrum.

Det skal understreges, at undersøgelsen kun omhandler luftforureningsmæssige forhold, herunder deposition. De problemer, der kan være forbundet med f.eks. transport og lagring af kul, materiale-skader og deponering af aske og slagge, er ikke medtaget i denne undersøgelse, men behandles i andre udredninger, jfr. afsnit 14.

Kulstøvfyiring vil i endnu en lang årrække være den fyiringsteknologi, der har størst udbredelse på kraftværker. Fluid-bed teknikken, som har flere miljømæssige fordele, vil ikke det nærmeste årti have nået et sådant stade, at der kan blive tale om anvendelse inden for kraftværkssektoren. På denne baggrund har undersøgelserne i nærværende rapport været koncentreret om olie- og kulstøvfyrede kraftværker.

Emissioner, røggasrensning, luftkoncentrationer og depositioner.

Emissionen af kvælstofoxider blev under de eksisterende forhold på Studstrupværket fundet at være omkring dobbelt så stor ved kulfyiring som ved fueloliefyiring ved samme energiproduktion.

Emissionen af svovldioxid afhænger af brændslernes svovlindhold. Fuelolie med lavt svovlindhold (ca. 1%), som anvendes i hovedstadsområdet, medfører en emission, der er ca. 2/3 af den emission, der fås ved anvendelse af typiske polske eller sydafrikanske kul (indeholdende 1% svovl). Fuelolie med højt svovlindhold (ca. 2,5%), som anvendes uden for hovedstadsområdet, medfører derimod en emission af svovldioxid, der er ca. 1,5 gange større, end den emission der fås ved anvendelse af de nævnte kul typer.

Partikelemissionens størrelse afhænger i væsentlig grad af filtertype og -alder. Målinger foretaget på et nyere anlæg (Vestkraft) giver således emissionsværdier, der udgør omkring 1/20 af de værdier, som er målt på Studstrupværket.

Målingerne på Studstrupværket viser, at partikelemissionen ved kulfyiring (med elektrofilter) og fueloliefyiring (uden elektrofilter)

er af samme størrelsesorden, men der er en væsentlig forskel i den kemiske sammensætning.

Oliefyring giver væsentlig større emissioner af vanadium og nikkel end kulfyring. For de øvrige undersøgte sporstoffer er forholdene stærkt afhængige af, om der sammenlignes med anlæg med ældre (Studstrup) eller med nyere filtertyper (Vestkraft). Den strålingsbelastning, befolkningen udsættes for via de radioaktive stoffer i røggassen, er forsvindende sammenlignet med strålingsbelastningen fra baggrunden. Det må dog understreges, at denne konklusion er betinget af en effektiv røggasrensning, hvilket indebærer, at den opsamlede flyveaske indeholder størstedelen af de radioaktive komponenter, som måtte være i kullene.

Hvorvidt dette måtte medføre problemer omkring deponering og genanvendelse af affaldet påtænkes undersøgt nøjere af miljøstyrelsen i et planlagt projekt, jfr. afsnit 14.

Rensning af røggassen for partikler foretages i dag ved installation af forskellige former for filtre. Med nyere filtre opnås typisk rensningsgrader på mere end 99%. Mest udbredt er elektrofiltre, men enkelte steder udføres forsøg med posefiltre. Posefiltre giver typisk et lavere partikelindhold i røggassen, men der er forskellige driftsmæssige problemer knyttet til anvendelsen, som gør, at man næppe inden for det nærmeste årti skal forvente en større udbredelse på danske kraftværker.

Udgifterne forbundet med installation af røggasrensningsudstyr afhænger af flere faktorer som f.eks. rensningskrav, kapacitet m.m. For en mellemstor kraftværksblok regnes i 1980 med investeringsbeløb på omkring 100 kr./kW(e) for både elektro- og posefiltre, svarende til 3-4% af den totale anlægsudgift. Dette medfører et bidrag til elprisen på 0,4-0,7 ø/kWh.

Afsvovlingsanlæg anses i dag for at være rimeligt driftssikre, og der kan opnås afsvovlingsgrader på 70-90%. Tidligere anvendtes alene "våde" afsvovlingsanlæg, som giver et slamagtigt affald, der er vanskelig at deponere eller genanvende. I dag markedsføres også afsvovlingsanlæg, som giver tørre affaldsprodukter.

For de forskellige typer af afsvovlingsanlæg med vådt affaldsprodukt oplyses meget varierende anlægsudgifter. Niveaue angives dog typisk at ligge omkring 400 kr/kW(e) i 1976-priser. For et anlæg med tørt affaldsprodukt er prisen inklusive elektrofilter i 1980-priser oplyst at være omkring 300 kr/kW(e).

I relation til den totale anlægspris udgør investeringen til afsvovlingsanlæg 10-20%. Den tilsvarende forøgelse i elprisen opgives at være 1-2 ø/kWh.

Anlæg til fjernelse af kvælstofoxider fra røggas anvendes i Japan på oliefyrede anlæg, men vil næppe komme på tale i Europa inden for det første årti. I stedet satses på modifikationer af fyrings-teknologien, som dog kun kan reducere kvælstofoxidemissionen ned til en vis grænse.

De beregninger, som er udført omkring et modelkraftværk med en kapacitet på ca. 200 MW(e) og en skorstenshøjde på 150 meter placeret i Københavnsområdet og med emissionsforhold svarende til de værdier, der blev målt på det ca. 12 år gamle Studstrupværk, viser, at der ved kulfyring lokalt kan forekomme svovldioxidkoncentrationer på $116 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og kvælstofoxidkoncentrationer på $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$, begge værdier opgivet som 99%-fraktiler af 1-times middelværdier.

Ved at sammenligne med aktuelle døgnmiddelværdier omregnet til time-middelværdier, har man for så vidt angår svovldioxid konkluderet, at de øvrige kilder i området giver 99%-fraktiler af samme størrelsesorden, som de beregnede værdier. Bidraget fra modelkraftværket til koncentrationen af kvælstofoxider er fundet at være lille sammenlignet med den i forvejen konstaterede koncentration.

Hvorledes forholdene vil være omkring et større og mere moderne anlæg kan ikke siges på basis af de her gennemførte beregninger, idet blandt andet skorstenshøjden må forventes væsentligt forøget.

Det kan dog i den forbindelse anføres, at der for nylig er udført beregninger omkring et udvidet Amagerværk med en samlet kapacitet på 750 MW(e) og en skorstenshøjde på den nye blok på 213 meter.

Disse beregninger, som miljøstyrelsen dog på nuværende tidspunkt ikke har taget stilling til, viser, at miljøstyrelsens vejledende værdier for svovldioxidbidrag ikke overskrides.

De anvendte modelkraftværkers bidrag til koncentrationen af forskellige sporstoffer i atmosfæren viser, at man ved fueloliefyring kan komme op på konstaterede baggrundsniveauer for stofferne vanadium og nikkel. Ved kulfyring er koncentrationerne fra samtlige undersøgte sporstoffer små sammenlignet med målte baggrundskoncentrationer i landområder. De sporstoffer, som er undersøgt, er mangan, jern, zink, arsen, selen, kadmium, bly, vanadium, krom, nikkel og kobber.

Også depositions-beregningerne omkring modelkraftværker viser, at man for de undersøgte stoffer, generelt finder værdier, der ligger under baggrundsværdier i landområder.

I nærområder omkring det enkelte modelkraftværk findes dog ved fueloliefyring depositions-værdier for vanadium og nikkel, der er større end baggrundsværdierne og ved kulfyring er depositionen af krom af samme størrelsesorden som baggrundsværdierne.

Miljø- og sundhedsmæssige vurderinger.

Ved en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige effekter af de bidrag, som modelkraftværkerne yder til forureningen med svovldioxid og kvælstofoxider, må man konstatere, at de beregnede værdier ligger væsentligt under værdier, som man i udlandet betragter som værende tilstrækkeligt lave til at beskytte vegetationen og den menneskelige sundhed.

Det kan dog ikke udelukkes, at kraftværker sammen med andre kilder kan give anledning til overskridelser af anbefalede grænseværdier for disse stoffer.

Specielt har man ved at omregne målte døgnmiddelværdier af kvælstofoxiddkoncentrationer til 1-times middelværdier fundet, at der er stor sandsynlighed for, at de af verdenssundhedsorganisationen

foreslåede værdier overskrides i Københavnsområdet.

Bortset fra uheldige virkninger for nogle få, men bevaringsværdige søer i Midt- og Vestjylland synes den øgede forsuring af nedbøren, som er konstateret igennem de senere år, ikke ud fra en dansk betragtning at medføre væsentlige problemer.

De fleste danske søer er så kalkholdige, at de kan neutralisere den forøgede syremængde, og landbrugsjorden tilføres i forvejen store mængder kalk til at neutralisere den forsurende effekt af gødning.

For de fleste sporstoffer konkluderes, at depositionsbidraget fra kraftværkssektoren er af uvæsentlig betydning, idet bidraget skønnes at være af størrelsesorden 1% af det totale atmosfæriske nedfald.

En undtagelse herfra er kviksølv. Der er imidlertid væsentlige usikkerheder forbundet med bestemmelsen af emission og deposition af kviksølv, hovedsagelig fordi kviksølv primært emitteres i dampform, og fordi kviksølv kan reemitteres fra jordoverfladen via fordampning.

De foretagne bestemmelser af kviksølvemissionen fra Studstrupværket gav ikke pålidelige resultater. Heller ikke fra de foretagne litteraturstudier har man ment at kunne fremdrage anvendelige data. Ud fra det ved denne undersøgelse foreliggende data-materiale, har man derfor ikke ment at kunne drage konklusioner omkring eventuelle miljøeffekter af en forøgelse af kviksølvemissionen.

Det må dog anses for ønskeligt at reducere den kviksølvmængde, der tilføres det ydre miljø, og dermed undgå en mulig forøgelse af befolkningens kviksølvbelastning på længere sigt. Det skal i denne forbindelse bemærkes, at miljøstyrelsen inden for andre områder af kviksølvforureningen har iværksat begrænsende foranstaltninger. Det skal endvidere understreges, at der generelt savnes viden om totalemission af arsen, selen og kadmium som i lighed med kviksølv kan emitteres på dampform.

Ved vurderingen af de sundhedsmæssige forhold er det fremhævet, at vor viden om effekter af lang tids påvirkning af små koncentrationer af forurenende stoffer er ufuldstændig.

Derimod er det påvist, at stoffer, der forekommer i røggassen fra kul- og oliefyrede anlæg i høje koncentrationer, kan være skadelige på kort sigt.

Svovldioxid og partikler behandles sammen i sundhedsmæssig henseende, idet de samvirker i frembringelse af sundhedsskader, men en stor del af virkningen skyldes antagelig, at der samtidig forekommer mange andre forurenende stoffer i luften.

De bidrag til forureningen med svovldioxid og partikler, som er beregnet omkring et 200 MW(e)-modelkraftværk, ligger under de værdier, som f.eks. verdenssundhedsorganisationen (WHO) har fremført som retningsgivende for beskyttelsen af den offentlige sundhed.

Selvom det bidrag af kvælstofoxider, som kommer fra kraftværker, er beskedent i forhold til bidraget fra andre kilder, kan det ikke betragtes som betydningsløst, at overgang til kulfyring øger koncentrationen af kvælstofoxider, eftersom man allerede nu kan konstatere niveauer, der med en vis sandsynlighed kan medføre sundhedsskadelige virkninger.

Sporstofbidraget fra kraftværker vurderes at være af marginal sundhedsmæssig betydning, måske bortset fra kviksølv som det dog ikke ud fra det foreliggende datamateriale har været muligt at foretage en nøjere vurdering af.

Dog forekommer der i røggassen fra et kulfyret anlæg komponenter, som f.eks. polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH), der er potentielt kræftfremkaldende. Det er dog skønnet, at den eventuelle forøgelse i antallet af kræfttilfælde, som vil forekomme som følge af øget kulfyring, er marginal sammenlignet med det antal tilfælde, som i øvrigt kan henføres til den forurenede byluft.

13. KULKONSEKVENSDVALGETS VURDERING AF EVENTUELLE KRAV TIL FREMTIDIGE KRAFTVÆRKER.

Den foretagne vurdering af emissionsforholdene i 1980'erne viser, at emissionen af svovldioxid og kvælstofoxider ved elproduktion vil stige kraftigt. Den totale emission af svovldioxid fra samtlige kilder forventes dog som anført i rapporten af falde i 1980'erne.

Under forudsætning af at der ved nybygning installeres nye typer elektrofiltre, og at der sker en vis udskiftning af ældre typer, forventes den samlede partikelemission at falde, uanset at det er antaget, at der sker en fordobling af kulforbruget i den kommende 10-års periode.

Med hensyn til emissionsbegrænsende foranstaltninger vurderer kul-konsekvensudvalget:

13.1. Svovldioxid.

Såfremt der alene anlægges nationale betragtninger, finder udvalget det under de antagne forudsætninger sandsynligt, at de nærmeste års vækst i kulforbruget vil kunne klares uden, at der fastsættes generelle regler om afsvovlingsanlæg på danske kraftværker.

Udvalget skal dog samtidig gøre opmærksom på, at flere forhold kan tænkes at gøre det påkrævet at indføre krav om afsvovlingsanlæg på større kraftværker i løbet af 1980'erne. For det første er det et åbent spørgsmål, om der fortsat kan skaffes tilstrækkelige mængder af kul med lavt svovlindhold. For det andet kan det i specielle tilfælde vise sig umuligt at overholde miljøstyrelsens vejledende regler vedrørende det bidrag, som det enkelte kraftværk må yde til omgivelsernes forurening med svovldioxid.

Endelig kan især hensynet til vore nabolande med forsøringsproblemer nødvendiggøre, at der stilles krav om afsvovling. I den forbindelse bør nævnes, at Danmark har underskrevet konventioner, som har til formål at begrænse grænseoverskridende luftforurening.

Det drejer sig dels om en konvention udarbejdet af De Forenede Nationers økonomiske kommission for Europa (ECE), som Danmark underskrev i 1979, men som endnu ikke er ratificeret, dels om den nordiske miljøbeskyttelseskonvention, som trådte i kraft i 1976.

I ECE-konventionen anføres blandt andet, at parterne skal bestræbe sig på at begrænse og i videst muligt omfang formindske og forhindre luftforurening, herunder grænseoverskridende luftforurening over store afstande.

I henhold til den nordiske miljøbeskyttelseskonvention skal den forurening, som en virksomhed medfører eller kan medføre i de øvrige nordiske lande, sidestilles med forurening her i landet, og miljøbeskyttelsesloven og regler udstedt i medfør heraf finder anvendelse.

13.2. Kvælstofoxider.

Som anført i rapporten vil man i en årrække være henvist til alene at begrænse emissionen af kvælstofoxider fra kraftværker gennem en forbedret fyringsteknologi. Det fremgår endvidere af rapporten, at forureningen med kvælstofoxider fra kraftværker ikke giver et dominerende bidrag til den samlede forurening med kvælstofoxider i byområder.

Udvalget er imidlertid betænkelig ved det forhold, at retningslinier anført af verdenssundhedsorganisationen (WHO) for den samlede forurening med kvælstofoxider i visse byområder synes at kunne overskrides og finder på denne baggrund, at miljøstyrelsen bør fastsætte vejledende grænseværdier for maksimal emission af kvælstofoxider fra større kraftværker. Grænseværdien bør fastsættes på baggrund af, hvad der skønnes muligt at opnå med mest avanceret fyringsteknologi.

13.3. Partikler.

Under forudsætning af at de filtre, som installeres i forbindelse

med udbygning af eksisterende kraftværker eller ved bygning af nye kraftværker dimensioneres på en sådan måde, at de i dag gældende grænseværdier overholdes selv ved anvendelse af de uheldigste kultyper, forventes den samlede partikelemission fra kraftværker at falde i 1980'erne. Udvalget finder ikke, at der ud fra de vurderinger, som er foretaget i rapporten, og som bygger på de nævnte forudsætninger, er baggrund for at skærpe de vejledende grænseværdier, som i dag er fastsat af miljøstyrelsen.

14. AFSLUTNING

De problemer, som er behandlet i nærværende redegørelse, omhandler overgangen fra fueloliefyring til kulfyring på større kraftværker. Det kan imidlertid forventes, at overgangen til kulfyring i de kommende år også vil udstrækkes til de mellemstore værker (mindre kraftværker og kraft-varmeverker samt større fjernvarmecentraler og industrianlæg). Derfor har miljøstyrelsen startet et udredningsarbejde, omfattende en teknisk/økonomisk analyse af de miljømæssige konsekvenser heraf. Anvendelsen af kul i mellemstore værker kan give specielle problemer på grund af beliggenhed i eller ved byområder. F.eks. må man være opmærksom på støj- og støvproblemer i forbindelse med transport af kul, aske og slagger. Dette udredningsarbejde forventes afsluttet ved årsskiftet 1981/1982. Det skal i denne forbindelse endvidere nævnes, at miljøstyrelsen netop har afsluttet et forprojekt vedrørende en undersøgelse af de samfundsøkonomiske og miljømæssige konsekvenser af kultransporter til kraft-varmeverker. Endelig kan det anføres, at miljøstyrelsen deltager i et netop startet projekt i nordisk regi vedrørende deponering af flyveaske fra kulforbrænding.

Under forudsætning af at der bevilges de tilstrækkelige midler, påtænker miljøstyrelsen endvidere at iværksætte forskellige udredningsprojekter i 1981, som skal belyse sammenhængen mellem energiproduktion og dennes miljømæssige konsekvenser.

Det drejer sig blandt andet om en undersøgelse i Københavns kommune, hvor man vil forsøge at sammenkoble sygelighedsdata og luftforureningsdata.

Endvidere indgår en nærmere undersøgelse af forekomsterne af radioaktive stoffer i flyveaske og røggassen fra et kulfyret anlæg. Der skal gennemføres en vurdering af de radioaktive stoffers vandring i miljøet samt konsekvenserne ved deponering af flyveaske.

Endelig kan nævnes, at der foreslås iværksat projekter til afprøvning af forskellige afsvovlingsmetoder, dels på et fluid-bed anlæg og dels på et mindre kraftvarmeverk.

LITTERATURLISTE

Rapporter mærket (x) er rapporter udarbejdet i direkte tilknytning til denne kulkonsekvensundersøgelse. Disse rapporter kan i begrænset omfang rekvireres ved henvendelse til Dansk Kedelforening eller til miljøstyrelsens energikontor.

BENGTSSON, J. og SKOV, P. (x)
Sundhedseffekter af luftforurening med specielt henblik på kulfyring.
April 1980

CHRISTENSEN, N. (x)
Miljøeffekter af en øget kulfyring på danske kraftværker.
Miljøstyrelsen, december 1980.

COLLIANDER, B.E. (x)
Røggasafsvovling I + II
Kraftværkernes Forureningsudvalg, april 1978 (I) og januar 1979 (II).

CORTSEN, C.E. (x)
Kulegenskabers betydning for anvendelse i kraftværker.
ELSAM, februar 1980.

CORTSEN, C.E. (x)
Orientering om fluid-bed forbrænding.
ELSAM, februar 1980.

DANSK KEDELFORENING (x)
Hg-emissionsmålinger i skorsten på I/S Vestforbrænding.
Januar 1979.

DANSK KEDELFORENING (x)
Rapport over Studstrupundersøgelse.
August 1979.

FENGER, J og FLYGER, H. (x)
Radioaktiv belastning som følge af anvendelse af kul i kraftværker.MST LUFT - A33.
Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium, november 1980.

GILBU, O. (x)
Statusrapport for tekstilfiltre.
ELKRAFT, april 1979.

GILBU, O. (x)
Elektrostatiske askeudskillere.
ELKRAFT, april 1979.

HANDELSMINISTERIET
Dansk Energipolitik 1976 (DE 76)
April - maj 1976.

HANDELSMINISTERIET
Energipolitisk redegørelse (ER 79)
Marts 1979.

ISOTOPCENTRALEN (x)
Måling af kviksølv i røggas fra Vestforbrænding.
December 1978.

JACOBSEN, L. (x)
Emissionsforhold ved elproduktion i 1980'erne.
Dansk Kedelforening, juli 1980.

JENSEN, A.O. (x)
Sundhedsmæssige effekter af en øget kulfyring på danske
kraftværker.
Miljøstyrelsen, december 1980.

MCBRIDE
Radiological impact of airborne effluents of coal fired
and nuclear power plants.
ORNL-5315, 1977.

MILJØMINISTERIET
Program for miljøministeriets planlægnings-, udviklings-
og forskningsarbejde i forbindelse med energi og miljø.
April 1977.

MILJØSTYRELSEN

Luftforurening i Danmark. Miljøprojekt nr. 26
September 1980.

MILJØSTYRELSENS LUFTFORURENINGSLABORATORIUM

(x)

Foreløbig rapport om sammenlignende målinger af Hg i
røggassen i skorstenen ved I/S Vestforbrænding.
Januar 1979.

OECD

The OECD Programme on Long Range Transport of Air Pollu-
tions.
Paris 1977.

PERSSON, C och LINDGREN, C.

(x)

Spridningsberäkningar avseende koncentration och deposition
av luftföroreningar från olje- och koleldade kraftverk.
Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI),
januar 1980 plus supplement.

PILEGÅRD, K.

(x)

Miljøeffekter som følge af en øget kulanvendelse i ener-
giproduktion I + II.
Institut for økologisk botanik, september 1979 (I) og
juni 1980 (II).

TORP, U.

(x)

Luftkoncentrations- og depositionsbidrag fra 3 kraft-
varmeværker.
Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium, april 1980.

TORP, U.

(x)

Vurdering af luftkoncentrations- og depositionsbidrag
ved kraftværksudbygningen i 1980'erne.
Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium september 1980.

TORP, U og JENSEN, F.P.

Emissionsoversigt.

MST LUFT - A 24

Forsøgsanlæg Risø, oktober 1979.

ORDLISTE

absorption	Overføring af et stof fra en gas til en væske.
adsorption	Optagelse af stoffer på faststofferoverflader.
afsvovling	Fjernelse af svovlforbindelser fra forskellige brændsler eller røggasser. Ved afsvovling af røggasser taler man om våd afsvovling, der giver et slamagtigt restprodukt og tør afsvovling, der giver et tørt restprodukt.
antropogen	Menneskeskabt.
ASI-tal	Alkali-Sulfat-Index. Et mål for udskilningsgraden af flyveaske i et elektrofilter.
askeudskiller	Enhed der har til formål at fjerne partikler fra røggas (se cyklon, elektrofilter, posefilter).
brændværdi	Et mål for den varmemængde der frigives ved forbrænding. Der skelnes mellem øvre og nedre brændværdi, hvor øvre brændværdi inkluderer den varmemængde, der frigives ved kondensation af røggassens indhold af vanddamp. Enhed er typisk MJ/kg eller kcal/kg.
cyklon	Askeudskiller, hvor centrifugalkraften anvendes som udskillende kraft. Har kun reel virkning på partikler større end 5 µm.
deposition	Afsætning af luftbårne partikler eller stoffer på overflader.
deponering	Henlæggelse af fast affald, som f.eks. flyveaske og slagge.

depositions- hastighed	Forholdet mellem tørdepositionen (pr. tids- og arealenhed) og luftkoncentrationen i en vis højde over jorden (ofte 1 meter).
disponering	Deponering eller genanvendelse af affald, f.eks. flyveaske og slagge.
elektrofilter	Askeudskillere, hvor partikler i røggassen tilføres høj elektrisk spænding, hvorefter de tiltrækkes til og afsættes på plader. Herfra falder asken ned og opsamles. Benævnes også elektrostatiske askeudskillere.
ELKRAFT	Sammenslutning af elforsyningsselskaber øst for Storebælt.
ELSAM	Sammenslutning af elforsyningsselskaber vest for Storebælt.
emission	Udslip af forurenende stoffer til atmosfæren.
FGD	Flue Gas Desulfurization. Afsvovlung af røggas.
fluid-bed	Fyringsteknologi hvor forbrændingen foregår i et lag (en "bed") af ubrændbare partikler (sand, aske m.m.), der holdes svævende af en opadgående luftstrøm.
flyveaske	Den del af den ved forbrændingen dannede aske, som føres videre med røggassen. Hovedparten opfanget i røggasfilter.
fotokemisk reaktion	Kemisk reaktion der foregår under indflydelse af ultraviolet lys (sollys).

fotokemisk smog	Luftforureningssituation som medfører nedsat sigtbarhed, og som kan henføres til en kemisk reaktion mellem kulbrinter og kvælstofoxider under indflydelse af sollys.
fraktil	Brøkdelen af samtlige resultater der er mindre end den angivne værdi.
forsuring	Formindskelse af pH-værdi i f.eks. nedbør og vandområder.
isolinie	Linie på landskabskort der forbinder punkter med identiske egenskaber, f.eks. samme koncentration.
kraftværks- kapacitet	Mål for kraftværkets ydeevne. Opgives oftest i Megawatt (MW), der kan relateres til indfyret effekt (MW(indfyret)) eller elektrisk effekt (MW(e)).
m ³ ,n,t	Rumfangsenhed (m ³) der benyttes ved gasarter. n angiver, at rumfanget er bestemt i normaltilstanden, d.v.s. ved 0°C og 1 bar. t angiver, at det er rumfanget af tør gas, d.v.s. indholdet af vanddamp er fjernet.
mandrem	Enheden for befolkningsdosis. Udtrykker summen af strålingsdoser til individer i en befolkningsgruppe.
middelværdi	Normalt menes aritmetisk middelværdi, der er gennemsnittet af samtlige måleresultater. I visse situationer anvendes geometrisk middelværdi, der er defineret som antilogaritmen til gennemsnittet af logaritmen til samtlige måleresultater.

millirem Rem (roentgen equivalent man) er enheden, der angiver ioniserende strålings biologiske skadevirkning. 1 millirem er 1/1000 rem.

mutagentest Undersøgelse af om et givet stof kan påvirke arveanlæg. Mest udbredt er Ames test, hvor ændring i arveanlæg hos bakterier vurderes.

måleenheder	<u>Betegnelse</u>	<u>Forkortelse</u>	<u>Potens</u>
	Tera	T	10^{12}
	Giga	G	10^9
	Mega	M	10^6
	Kilo	k	10^3
	Centi	c	10^{-2}
	Milli	m	10^{-3}
	Mikro	μ	10^{-6}
	Nano	n	10^{-9}

ppm = parts pr. million

1 kcal = 4,1868 kilojoule (kJ)

1 BTU (British Thermal Unit) = 0,252 kcal. = 1,06 kJ

1 kWh = 860 kcal

1 Watt (W) = 1 joule pr. sekund = 0,86 kcal pr. time

1 bar = 0,99 atmosfære

1 pound (lb) = 0,454 kg.

pH Mål for surhedsgrad. (Den negative logaritme til brintionkoncentrationen).

polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH)

Gruppe af kulbrinter som indeholder flere benzenringe.

posefilter

Askeudskiller hvor en luftstrøms indhold af partikler tilbageholdes ved luftstrømmens passage

gennem en pose af tekstilstof. Filterposen fungerer som i en almindelig støvsuger. Benævnes også tekstilfilter.

resistivitet	Elektrisk egenskab defineret som elektrisk feltstyrke (volt pr. meter) divideret med strøm-tæthed (ampere pr. m^2).
røgstøv	Se svævestøv.
scrubber	Enhed til udvaskning af blandt andet sure komponenter fra røggas.
slagge	Den del af kulasken som udtages fra kedelbund.
sporstof	Stof som i naturen forekommer i små koncentrationer. Ofte tales også om spormetal eller sporelement.
svævestøv	Den del af flyveasken som ikke opfanges i røggasfiltre, og som udsendes via skorsten til atmosfæren.
tekstilfilter	Se posefilter.
tørdeposition	Afsætning af luftforureningskomponenter på jordoverfladen fra atmosfæren ved: a) støvfald b) impaktion: fæstning på jord og vegetation når komponenterne med luftstrømmen føres mod overfladen. c) diffusion: fæstning på jord og vegetation når komponenterne gennem luftens molekyllære bevægelser føres mod overfladen. d) adsorption af gasser i vegetation gennem bladenes spalteåbninger.

udvasknings-
koefficient

Mål for den tidskonstant med hvilken forurening fjernes fra luften af nedbør.

våddeposition

Afsætning af luftforureningskomponenter på jordoverfladen fra atmosfæren med regn og sne.

ISBN 87-503-3514-6
Stougaard Jensen/København
Fu 00-168
Pris kr. 45.00 i.m.