

Kulkonsekvensundersøgelse

Luftforureningsmæssige konsekvenser af kulfyring på danske kraftværker

DELRAPPORT, SÆT 3

Torp, U.
Luftkoncentrations- og depositionsbidrag
fra 3 kraftvarmeværker
Miljøstyrelsens Luftforureningslaboratorium
April 1980

Torp, U.
Vurdering af luftkoncentrations- og depositionsbidrag
ved kraftværksudbygningen i 1980'erne
Miljøstyrelsens Luftforureningslaboratorium
September 1980

Fenger, J. og Flyger, H.
Radioaktiv belastning som følge af anvendelse
af kul i kraftværker
Miljøstyrelsens Luftforureningslaboratorium
November 1980

MILJØSTYRELSENS
LUFTFORURENINGSLABORATORIUM

MST LUFT-A 41

LUFTKONCENTRATIONS- OG DEPOSITIONSBIDRAG
FRA 3 KRAFTVARMEVÆRKER

Amagerværket
Vendsysselværket
Herningværket (proj.)

Ulrik Torp

April 1980

Forsøgsanlæg Risø, 4000 Roskilde

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
STRANDGADE 29
1401 KØBENHAVN K

INDHOLDSFORTEGNELSE

	Side
1. INDLEDNING	3
2. KRAFTVÆRKSDATA	3
3. METEOROLOGISKE DATA	6
4. LUFTKONCENTRATIONSBEREGNINGER	8
4.1. Svovldioxid	8
4.2. Kvælstofoxider	12
4.3. Støv og tungmetaller	15
5. DEPOSITIONSBEREGNINGER	17
5.1. Svovldeposition	19
5.2. Tungmetaldeposition	20
6. KONKLUSION	23
6.1. Svovldioxid	23
6.2. Kvælstofoxid	23
6.3. Støv og tungmetaller	24
6.4. Svovl- og tungmetaldeposition	25
6.5. Grænseværdier	25
6.6. Afsluttende bemærkninger	26
7. REFERENCER	27
8. TABELLER (9-14)	28-31
9. FIGURER	32-46

1. INDLEDNING

I forbindelse med Miljøstyrelsens undersøgelser vedrørende miljømæssige konsekvenser af øget anvendelse af kul i danske kraftvarmeværker er der på Luftforureningslaboratoriets foranledning ved Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut (SMHI) udført spredningsmeteorologiske beregninger for 3 kraftværker, 2 eksisterende og 1 fiktivt. Sigtet med nærværende rapport er med udgangspunkt i SMHI's beregninger og relevante danske data at give en udredning omkring værkernes bidrag til koncentrationen i luft og depositionen på jord af en række udvalgte komponenter. Rapporten vil kun omtale det beregningsmæssige grundlag, der er nødvendigt for forståelsen af beregningsresultaterne, og læsere, der ønsker en mere detaljeret information omkring beregningerne, henvises til SMHI's rapport (C. Persson og C. Lindgren, 1980), hvorfra samtlige figurer, med undtagelse af fig. 5, er kopieret.

Beregningerne er gennemført for to eksisterende værker ved anvendelse af værkernes tekniske data, dvs. middeleffekt, antal skorstene, skorstenshøjde og røggastemperatur. Derimod er emissionsdataene ikke bestemt ved målinger på de pågældende værker, men på et helt tredje med en fyringseffekt og en sammensætning af emissionen både mht. komponenter og partikelstørrelse; der kan afvige fra de to værkers virkelige forhold. For det fiktive værk i Herning er forholdet, at emissionsdataene er omregnet fra et lignende værk i Göteborg, hvor fyrings- og emissionsforhold også kan afvige.

De i denne rapport viste koncentrationer og depositioner kan derfor kun anvendes som et vurderingsmæssigt grundlag for koncentrationernes og depositionernes størrelsesorden. Der er i rapporten ikke foretaget nogen vurdering af usikkerhederne på beregningerne, idet en angivelse heraf ikke foreligger.

2. KRAFTVÆRKSDATA

De to eksisterende værker, der blev inddraget i undersøgelsen er AMAGERVÆRKET, der ligger i København ud mod Øresund, og VENDSYSSELVÆRKET, knap 10 km øst for Ålborg ved Limfjorden. Et af kriterierne for netop at udvælge disse værker var, at kvalitetskontrollerede meteorologiske data kunne fremskaffes for de to lokaliteter. Endelig er der gennemført beregninger for et fiktivt kraftvarmeværk placeret i Herning.

I tabel 1 er der sammen med tekniske data for værkerne også angivet emissionsdata for svovldioxid og kvælstofoxid for de 3 brændselstyper, polske og sydafrikanske kul samt fuelolie. Emissionsdataene for både gasserne, SO_2 og NO_x og tungmetallerne, tabel 2, er baserede på Dansk Kedelforenings målinger på kul- og oliefyrede enheder på Studstrupværket (DKF, 1979).

DKF's rapport indeholder middelemmissionstal for en lang række stoffer i mg pr. MWh, men i tabel 2 er kun medtaget de tungmetaller, der har været størst interesse for. I tabel 2 er metallerne inddelt i 3 grupper efter partiklernes størrelsesfordeling, jfr. SMHI-rapporten. Emissionsdataene i tabel 2 er anvendt ved beregningerne for Amagerværket og Vendsysselværket, medens partikel-emissionen i tabel 3, der er opgivet for et lignende værk i Gøteborg, er anvendt for værket i Herning.

Ved sammenligning af tabel 2 med tabel 3 ses væsentlig større mediandiametre i tabel 2 ved kulfyring end i tabel 3, ligesom metallernes fordeling i grupperne ikke er ens. Årsagen er ikke klarlagt, men kan skyldes forskellige målemetoder.

I tabel 2 er kornstørrelsesfordelingen bestemt på laboratorium ved vindsigtning af udtaget støvprøve, hvorved der opstår risiko for, at partikler, der under transport er klumpet sammen, ikke bliver skilt ad under sigtningen og således giver for store kornstørrelser. Fordelingen i tabel 3 er bestemt ved prøveindsamling med cascade-impaktor på anlægget og kan give for små partikelstørrelser, idet de store partikler kan løsgøres fra impaktorpladerne under transport.

Tabel 1.

Amagerværket

Max. effekt brutto 270 MW
 Antal skorstene 1
 Skorstenshøjde 150 m
 røggastemperatur 155 °C
 Elektrofilter ved kulfyring.

	<u>Vinter</u>	<u>Sommer</u>	<u>Juni</u>
Middeleffekt	221 MW	154 MW	185 MW
Røggasmængde, kul	697000 Nm ³ /h	485000 Nm ³ /h	581000 Nm ³ /h
" " olie	628000 "	438000 "	526000 "
SO ₂ -udslip			
Polske kul (PS)	311 g/s	216 g/s	260 g/s
Sydafr. kul (SA)	462 g/s	322 g/s	386 g/s
Fuelolie (FO)	591 g/s	412 g/s	494 g/s
NO _x (som NO ₂)-udslip			
PS	180 g/s	126 g/s	151 g/s
SA	228 g/s	159 g/s	191 g/s
FO	118 g/s	82.6 g/s	99.2 g/s

Vendsysselværket

Max. effekt brutto 450 MW
 Antal skorstene 2
 Skorstenshøjde 110 m
 Røggastemperatur 155 °C
 Elektrofilter ved kulfyring.

	<u>Vinter</u>	<u>Sommer</u>	<u>Juni</u>
Middeleffekt	180 MW	130 MW	157 MW
Røggasmængde, kul	585000 Nm ³ /h	423000 Nm ³ /h	510000 Nm ³ /h
" " olie	560000 "	406000 "	487000 "
SO ₂ -udslip			
PS	253 g/s	183 g/s	221 g/s
SA	376 g/s	272 g/s	328 g/s
FO	481 g/s	347 g/s	420 g/s
NO _x (som NO ₂)-udslip			
PS	147 g/s	106 g/s	128 g/s
SA	186 g/s	134 g/s	162 g/s
FO	96.5 g/s	69.7 g/s	84.2 g/s

Tabel 1 forts.

Tabel 1 forts.

Herning

Max effekt varme	174 MW
" " El	91.5 MW
Antal skorstene	1
Skorstenshøjde	75 m
Røggastemperatur	130 °C
Elektrofilter.	

	<u>Vinter</u>	<u>Sommer</u>	<u>Juni</u>
Drift (% af max.)	80%	40%	48%
Røggasmængde	Beregningerne er baseret på 180000 Nm ³ /h data for Gøteborg-værket		
SO ₂ -udslip			
SA	68.4 g/s	34.2 g/s	41.4 g/s
NO _x (som NO ₂)-udslip			
SA	33.9 g/s	16.9 g/s	20.5 g/s

3. METEOROLOGISKE DATA

For beregningerne af spredning af luftforureninger anvendes statistiske tabeller over vindretning, vindhastighed og atmosfærisk stabilitet. Til depositions-beregningerne kræves endvidere oplysninger om nedbørmængde, hyppighed af nedbør og vindretning ved nedbør.

De meteorologiske stationer, der er anvendt, er Kastrup Lufthavn for Amagerværket, Ålborg Lufthavn for Vendsysselværket og Karup Flyvestation for Herningværket.

Hyppigheden af højdeinversioner, der også indgår i spredningsberegningerne, er for alle stationer bestemt ved radiosonedata fra Jægersborg ved København. Stabilitetsklassifikationen er foretaget ved hjælp af den såkaldte Pasquill-Turner metode, og stabilitetsstatistikken er opdelt på 45 °-vindsektorer. De meteorologiske statistikker er udarbejdet på grundlag af data for perioden 1963-1977.

Tabel 2

Middelemmission i mg pr. MWh af tungmetalpartikler ved kul- og oliefyring (DKF, 1979).

Gruppe I

Mediankornstørrelse v. kulfyring: 12.0 µm, v. oliefyring: 9.4 µm.

<u>Metal</u>	<u>Polske kul</u>	<u>Sydafrikanske kul</u>	<u>Fuelolie</u>	<u>Kul/olie</u>
Mn	745	234	13.8	29.7
Fe	41000	38600	3031	13.0

Gruppe II

Mediankornstørrelse v. kulfyring: 5.0 µm, v. oliefyring: 5.7 µm.

Zn	769	168	183	2.0
AS	50.9	58.0	6.57	8.5
Se	-	19.6	1.54	12.7
Cd	9.7	5.98	2.56	3.0
Pb	201	68.2	76.0	1.5

Gruppe III

Mediankornstørrelse v. kulfyring: 9.0 µm, v. oliefyring: 3.7 µm.

V	278	320	9410	0.032
Cr	313	295	-	-
Ni	296	227	2890	0.087
Cu	93.4	40.3	54.1	1.1

Tabel 3

Middelemmission i kg pr. time af tungmetalpartikler ved kulfyring med elektrofilter for fiktivt kraftvarmeværk i Herning.

<u>Metal</u>	<u>Emissioner (kg pr. time)</u>	
	<u>Vinter</u>	<u>Sommer</u>
Mediandiameter 0.2 µm		
Cr	0.0016	0.0008
Mediandiameter 1.1 µm		
Pb	0.0044	0.0022
Cu	0.00081	0.00040
Mediandiameter 2.8 µm		
Total støv	7.68	3.84
Cd	0.000066	0.000033
Zn	0.0098	0.0049
V	0.0029	0.0014

Kulfyring: vinter 127 t pr. time, sommer 34 t pr. time.

4. LUFTKONCENTRATIONSBEREGNINGER

Beregningerne er foretaget ved hjælp af en såkaldt gaussisk spredningsmodel, og de beregnede 99-percentiler for timeværdier af SO_2 og NO_x fremgår af fig. 1 og 2 for Amagerværket, fig. 3 for Vendsysselværket og fig. 4 for Herningværket. Kurverne afgrænser de områder, i hvilke de angivne koncentrationer overskrides i mere end 1% af timetallet, dvs. 7 gange pr. juni måned ($0.01 \times 30 \times 24$). Beregningerne er gennemført for en gennemsnitlig juni måned, idet denne måned har den største termiske ustabilitet og giver dermed de højeste luftkoncentrationer ved jorden af forureninger udsendt fra høje kilder. Det angives, at en enkelt meget ustabil juni måned vil kunne give 50-100% større koncentrationer end de i figurerne angivne.

For at kunne bedømme værkernes bidrag i forhold til det øvrige forureningsniveau har det været nødvendigt at underkaste det tilgængelige datamateriale en bearbejdning.

4.1. Svovldioxid

For SO_2 er forureningsmålinger i København for juni måned for perioden 1975-1978 fra 13 stationer (Hovedstadsrådet) anvendt som repræsentative for byområderne, medens niveauet i landområderne er repræsenteret ved baggrundsmaalinger på 5 baggrundsstationer for året 1973 (OECD, 1977), idet juni måned alene vil være et for lille materiale.

For København blev de 13 stationsmaalingers aritmetiske middelværdi, m , geometrisk middelværdi, mg , og geometrisk spredning, Sg , beregnet for juni måned for de 4 år. OECD-rapporten indeholder aritmetisk middelværdi, geometrisk middelværdi, 25% 75%- og 90%-fraktilerne for 5 baggrundsstationer og den geometriske spredning blev beregnet grafisk.

Da det som nævnt er timemiddelværdiernes 99-percentil, der er beregnet i figs. 1-5, og de brugbare maalinger er 24-timers middelværdier, må konsistente data beregnes ud fra døgnresultaterne under en eller anden forudsætning.

Den i denne sammenhæng eneste realistiske metode er den såkaldte Larsen-model (Larsen, 1969). Modellens vigtigste krav er, at observationerne er logaritmisk normalfordelte, og at de findes i stort antal. Begge krav forudsættes at være opfyldt.

Herefter kan følgende sammenhæng opstilles

$$\frac{1}{\ln n_h} \ln^2 S_{gh} = \frac{1}{\ln n_d} \ln^2 S_{gd} \quad (1)$$

hvor n_x er antallet af observationer med forskellig midlingstid, $h = 1$ time og $d = 24$ timer, over samme periode, og S_{gh} og S_{gd} er de geometriske spredninger for hhv. 1-times og 24-timers middelværdier. Af ligning (1) kan den geometriske spredning for timemiddelværdierne beregnes.

Da desuden ligningen

$$\ln m = \ln m_{gh} + 0.5 \ln^2 S_{gh} \quad (2)$$

kan opstilles, beregnes den geometriske middelværdi for timesmålingen, m_{gh} , idet m er målt.

En forudsætning var, at observationerne er logaritmisk normalfordelte, og 99-percentilen kan da beregnes af

$$\ln C_{h99} = \ln m_{gh} + t_{99} \ln S_{gh} \quad (3)$$

idet $t_{99} = 2.327$.

Et check af modellen og udgangsdataenes kvalitet kan fås ved at beregne m_{gd} ud fra m og S_{gd} ved hjælp af ligning (2) og sammenligne den beregnede værdi med den målte. Med undtagelse af en station, BALL, ligger den beregnede m_{gd} højst 5% under den målte m_{gd} . For BALL ligger den beregnede m_{gd} mindre end 1% over den målte.

De målte og beregnede værdier for København og for baggrundsområderne fremgår af tabel 4 ligesom 95-percentilen er medtaget af hensyn til effektberegningen. Desuden er 99-percentilerne for København indsat på kortet, fig. 5.

Ved at sammenholde de "målte" SO_2 -koncentrationer i fig. 5 med modelberegningerne i fig. 1 og 2 ses det, at modelberegningerne ikke direkte afspejles i de "målte" koncentrationer. Umiddelbart vil man forvente, at de "målte" koncentrationer, der jo er summen af bidragene fra samtlige kilder, høje

Tabel 4

Målte 24-timers parametre og beregnede 1-times parametre for SO₂-koncentrationsfordelingerne for 13 københavnske målestationer for juni 1974-1978 og for baggrundsområder for 1973 i µg/m³. Størrelserne er forklaret i teksten.

Station	n	Målte			Beregnete			
		m	m _{gd}	S _{gd}	S _{gh}	m _{gh}	C _{h95}	C _{h99}
LBHS/1100	120	34.51	31.58	1.53	1.73	29.70	69	106
STOM/1102	120	34.44	30.85	1.64	1.89	28.12	80	123
SUNP/1210	119	21.54	15.98	2.32	2.96	11.95	71	138
VALB/1213	90	25.06	21.75	1.74	2.06	19.30	63	104
BELA/1215	120	31.35	28.51	1.57	1.79	26.46	69	103
HELL/1216	109	28.83	25.32	1.70	1.99	22.75	71	113
HVID/1330	120	22.62	17.76	2.15	2.68	13.91	70	138
GLOS/1331	110	26.86	24.30	1.60	1.84	22.30	61	92
BALL/1333	114	24.54	20.89	1.75	2.06	18.90	62	102
GLAD/1334	120	29.32	26.20	1.67	1.94	23.54	70	110
LYNG/1335	120	25.56	22.01	1.76	2.07	19.62	65	107
SMØR/1452	120	14.83	12.33	1.92	2.32	10.41	47	74
STAV/1453	120	16.07	13.12	1.98	2.41	10.91	46	84
Baggrunds- koncentration		5.4		2.11	2.53	3.51	16	30

såvel som lave, vil være væsentlig større end bidraget fra en enkelt kilde. At dette ikke er tilfældet i det indre København, hvor de "målte" koncentrationer er af samme størrelse som det beregnede bidrag fra Amagerværket, kan skyldes en række forhold. Af de vigtigste årsager kan nævnes:

1. De "målte" 99-percentiler er baseret på Larsen-modellen, der især er repræsentativ for et større homogent område og således ikke repræsenterer maksimalbidraget fra enkeltkilder.
2. Høje og lave kilder bevirker maksimale koncentrationer under forskellige vejrforhold, og fraktiler for enkeltkilder er ikke additive.
3. Målestationerne er ikke placeret i de områder, hvor det maksimale niveau forekommer.
4. Den spredningsmeteorologiske model har en ikke klarlagt usikkerhed ved beregningen af 99-percentilen.

En mere udtømmende diskussion af problemerne er givet i (Prahm et al. 1978).

Amagerværket

På trods af de beregningsmæssige usikkerheder viser fig. 1 og 2, at SO_2 -emissionen fra Amagerværket i hvert fald under stærkt ustabile forhold i sommermåneden kan give et vist bidrag til SO_2 -koncentrationerne i en afstand af 2-10 km fra værket.

De største koncentrationer fås over Amager og det indre København ved nordøstlig vind samt ved vind mellem sydøst og vest ude over Øresund. Som vist i fig. 1 og 2 ligger de største 99-percentiler omkring $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for polske kul, medens koncentrationer for 99-percentilerne for sydafrikanske kul og fuelolie ligger på hhv. ca. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til forholdet i SO_2 -udslippene i tabel 1.

Baggrundsniveauet for 99-percentilen på $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nås for polske kul i en afstand på omkring 7 km fra værket, og for sydafrikanske kul i omkring 10 km's afstand. For fuelolie vil afstanden være omkring 15 km.

Vendsysselværket

Af fig. 3 ses, at de største 99-percentilkoncentrationer for SO_2 ligger noget højere for Vendsysselværket end for Amagerværket, nemlig omkring de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for polske kul, $175 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for sydafrikanske kul og $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for fuelolie. Disse værdier ligger et par km øst for værket i et landbrugsområde, hvor udslippet fra værket under ustabile forhold må give et væsentligt bidrag til SO_2 -koncentrationen, selvom koncentrationsniveauet iøvrigt er påvirket af kilderne i Ålborg. Et område et par km vest for værket viser knap så høje SO_2 -koncentrationer, men også her må værkets påvirkning være udtalt.

Ålborg-Nørre Sundby-området med den store befolkningstæthed ligger uden for de høje 99-percentiler, og hvis de "målte" SO_2 -koncentrationer for København antages at være retningsgivende for niveauet i Ålborg, vil bidraget fra værket selv ved fyring med fuelolie være beskedent, men relativt større end i København. Baggrundsniveauet på $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nås mod sydvest ret hurtigt, mindre end 4 km for polske kul, ca. 7 km for sydafrikanske kul og mere end 10 km for fuelolie. I de øvrige retninger bliver afstandene op til mere end dobbelt så store.

Herningværket

Da SO_2 -emissionsmængderne for det kulfyrede værk i Herning er væsentlig (5-8 gange) mindre end fra de to andre værker, er 99-percentilkoncentrationerne på trods af den lavere skorsten også væsentlig lavere. De højeste 99%-koncentrationer optræder i godt og vel en km's afstand mod øst og vest og andrager ikke over $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Værdierne ligger således betydelig under "byniveauet", men på højde med baggrundskoncentrationerne. I mindre end 5 km's afstand ligger 99%-koncentrationerne under $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2. Kvalstofdioxid

Som angivet i figs. 1-4 har SMHI også foretaget beregninger af kvalstofdioxidkoncentrationerne omkring de 3 værker. Koncentrationerne er angivet som NO_x , dvs. en sum af NO og NO_2 , men er i alle figurerne udtrykt som NO_2 , kvalstofdioxid.

Systematiske målinger af NO_x er kun foretaget i København på 2 stationer siden september 1975, samt i perioden 1972-1974 i forbindelse med et gadeluftmåleprogram, hvor målingerne blev foretaget successivt ved 11 målepunkter i Storkøbenhavn. Alle NO_x -målingerne foreligger kun som 24-timers middelværdier og omregnet til NO_2 . Det har derfor været nødvendigt at transformere målingerne til 1-times-middelværdier ved hjælp af den tidligere omtalte model. Resultaterne er vist i tabel 5.

Tabel 5

Geometrisk og aritmetisk middelværdi, 95% og 99%-fraktiler af 1-times middelværdier for NO_x omregnet til NO_2 for gadeluftmåleprogrammet og 2 stationer beregnet ud fra døgnmåling ved hjælp af Larsen-modellen, $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Aritmetisk middelværdi	Geometrisk middelværdi	95%	99%
Gadeluft- programmet 1972-1974	32	10	122	332
Stormgade 1975-1978	93	48	350	750
Lyngby 1975-1978	102	60	430	975

Værdierne fra gadeluftmåleprogrammet er beregnet for hele 2-årsperioden, medens værdierne for Stormgade og Lyngby er regnet som gennemsnitlig årsmiddelværdier, idet fraktilværdierne er fremstillet grafisk ud fra de enkelte års fraktilværdier. Da det i Danmark er sparsomt med erfaringer ved vurderinger af kvælstofoxidadninger, blev en norsk og svensk institution kontaktet for at få de tilsyneladende meget høje 95- og 99-percentiler i tabel 5 vurderet. Begge institutioner fandt værdierne for Stormgade og Lyngby særdeles rimelige, medens værdierne for gadeluftmåleprogrammet syntes for lave. Ved vurdering af værdierne bør der dog tages hensyn til, hvor stor del af kvælstofoxiderne der forekom som henholdsvis NO og NO_2 , idet der kan være en betydelig årlig variation i NO -koncentrationerne (maksimum i vintermånederne), men næsten ingen årlig variation i NO_2 -koncentrationen (EPA, 1971). Denne differentiering er umulig på de foreliggende data for København.

Da spredningsforholdene for NO_2 og SO_2 er de samme, må isolinieforløbene også være identiske (fig. 1-4). Det vil derfor alene være de emitterede mængder pr. MW, der er bestemmende for 99%-koncentrationerne. For de polske og sydafrikanske kul emitteres der kun halvt så meget NO_2 som SO_2 , medens der for fuelolie er 5 gange mindre NO_2 .

For Amagerværket er de højeste 99%-fraktilkoncentrationer 45, 60 og 30 $\mu\text{g NO}_2$ pr. m^3 for henholdsvis polske kul, sydafrikanske kul og fuelolie. For Vendsysselværket er værdierne henholdsvis 80, 100 og 50 $\mu\text{g NO}_2$ pr. m^3 og for Herningværket, kulfyret, 15 μg pr. m^3 . Sammenlignet med 99%-fraktilerne i tabel 5 synes disse bidrag at være af mindre betydning. Dette forhold er ikke overraskende, idet en anden kildetype, nemlig emissionen fra motorkøretøjer her spiller en betydelig rolle i modsætning til forholdene ved SO_2 . For landet som helhed andrager emissionen af NO_x fra biler ca. 30%, for SO_2 kun 1%, 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_2 -emissionen være dominerende.

I en udredning omkring luftkvalitetsberegninger i gader i Stockholms indre by anslås det således, at biltrafikken bidrager med over 90% af kvælstofoxiderne i gadeniveauet (Statens Naturvårdsverk, 1977). Et forsøg på i New York at vurdere forskellige kildetyper bidrag til NO_2 -koncentrationerne ved hjælp af en statistisk analyse af CO/SO_2 -forholdet ved høje NO_2 -koncentrationer konkluderes, at skønt NO_x -emissionen fra biltrafikken og andre arealkilder sædvanligvis giver de høje NO_2 -koncentrationer kan NO_x -emissionen fra høje punktkilder bidrage signifikant under stærkt ustabile forhold.

En nærmere vurdering af SMHI-beregningerne i forhold til de "målte" NO_x -niveauer vil kræve yderligere målinger m.m.

Uden for byområderne kan bidraget for enkeltkilder som f.eks. ved Vendsysselværket være af væsentlig betydning.

Af tabel 1 ses, at NO_2 -emissionen ved kulfyring er 1.5 til 2 gange større end ved fyring med fuelolie.

4.3. Støv og tungmetaller

Til brug ved vurdering af de sundhedsmæssige konsekvenser af værkernes udslip af støv og tungmetaller er der også ved SMHI foretaget beregninger af værkernes bidrag til støv- og tungmetalindholdet i luften. I tabel 6 er angivet forureningsbidraget omkring Amagerværket. Emissionsdataene for støv- og tungmetaludslippet stammer for Amager- og Vendsysselværket fra målinger på Studstrupværket (Dansk Kedelforening, 1979) medens emissionstallene for Herringværket er fra et lignende værk i Göteborg. De angivne koncentrationer er månedsmiddelværdier for en gennemsnitlig juni måned.

Tabel 6

Intervaller for månedsmiddelværdier for Amagerværkets beregnede bidrag til luftens indhold af støv og tungmetaller i ng pr. m³ for en gennemsnitlig juni måned. Intervallerne angiver de henholdsvis mindste og største værdier svarende til kurvebilledet på fig. 1.

	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie
Mn	0-0.57	0-0.18	0-0.01
Fe	5-31.6	5-29.7	1-2.3
Zn	0-0.59	0-0.13	0-0.14
As	0-0.04	0-0.04	0-0.01
Se	-	0-0.02	-
Cd	0-0.007	0-0.005	0-0.002
Pb	0-0.15	0-0.05	0-0.06
V	0-0.21	0-0.25	1.8-7.2
Cr	0-0.24	0-0.23	-
Ni	0-0.23	0-0.18	0-56-2.22
Cu	0-0.07	0.0.03	-
Total støv	80-470	60-350	70-420

I denne måned formodes de største månedsmiddelværdier at optræde nær ved kraftværket, medens man på større afstande for de største bidrag om vinteren. Kurvebilledet for støv- og tungmetalkoncentrationerne adskiller sig ikke væsentligt fra fig. 1 med det største bidrag øst og syd for værket i 2-4 km's afstand og det mindste i skorstenens umiddelbare nærhed. Tabel 6 viser, at

langt de fleste metalkoncentrationer ligger under 0.5 ng pr. m^3 . Kun for jern og total støv når bidraget fra værket op over 0.5 ng pr. m^3 for alle tre brændselstyper. Til sammenligning med kraftværkets bidrag er i tabel 7 anført totalstøv, bly-, admium- og zinkkoncentrationerne for 6 stationer i Storkøbenhavn som gennemsnit for 4 junimåneder. For totalstøv ligger det maksimale kraftværksbidrag ca. 100 gange under niveauet i København, medens bidraget for Cd, Zn og Pb er henholdsvis omkring 200, 500 og mere end 1000 gange under niveauet.

Tabel 7

Luftens indhold af støv, bly, cadmium og zink i gennemsnit for juni måned 1976-1979 for 6 stationer i Storkøbenhavn.

Station ^a	STOM	BELA	HVID	GLOS	GLAD ^b	LYNG
Støv $\mu\text{g}/\text{m}^3$	30	27	30	25	57	28
Pb ng/m^3	344	182	209	196	294	415
Cd ng/m^3	1	1	2	1	1	2
Zn ng/m^3	82	76	133	204	97	70

a: Vedrørende stationernes beliggenhed henvises til fig. 5.

b: Kun målinger for 1979

Ved sammenligning med baggrunds niveauet, tabel 8, ses, at værkets bidrag selv tæt ved værket ligger mere end en størrelsesorden under. Ved fueloliefyring ligger dog værkets bidrag for vanadium og nikkel på samme niveau som baggrundsværdierne.

Vendsysselværkets bidrag til støv- og tungmetalkoncentrationerne i luften er i maksimalområdet, fig. 3, sydøst for værket omkring 2 gange større end for Amagerværket. Intervalværdierne højre side i tabel 6 skal ganges med 2.25 for at svare til Vendsysselværket. Dette kombineret med at værdierne optræder uden for byområdet betyder, at Vendsysselværkets bidrag til luftens støv- og tungmetallindhold er både relativt og absolut større end Amagerværkets.

Herningværkets største bidrag til støv- og tungmetalkoncentrationerne falder i et område 1-2 km øst for værket, fig. 4, og udgør for totalstøv: $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Cd: $0.00066 \text{ ng}/\text{m}^3$, Zn: $0.097 \text{ ng}/\text{m}^3$, V: $0.029 \text{ ng}/\text{m}^3$, Pb: $0.044 \text{ ng}/\text{m}^3$, Cu: $0.008 \text{ ng}/\text{m}^3$ og for Cr: $0.016 \text{ ng}/\text{m}^3$ hvilket for tungmetallerne er 2-3 størrelsesorden mindre end baggrundsværdierne.

Tabel 8

Baggrundsværdier (aritmetiske gennemsnit) for luftens indhold af tungmetaller, sommer kvartal, 1979, ng/m³

	Keldsnor	Tange
Mn	36	21
Fe	299	410
Zn	45	52
As	2	-
Se	1	0.3
Cd	0.3	0.3
Pb	44	45
V	8	7
Cr	2	1
Ni	3	2
Cd	4	4

5. DEPOSITIONSBEREGNINGER

Forurenende stoffer i atmosfæren vil før eller senere blive bragt ned til jordoverfladen ved enten våddeposition, dvs. via nedbøren eller tørdeposition, der omfatter en række processer. De væsentligste processer for tørdeposition er

1. Sedimentation eller støvfald, der er den væsentligste proces for partikler større end 10 µm.
2. Impaktion, dvs. partiklerne fæstner sig på jord og vegetation, når partiklerne med luftstrømmen føres mod overfladen. Denne proces har størst betydning for partikler med diameter mellem 0.1 og 10 µm.
3. Diffusion, dvs. partiklerne bevæges mod overflader gennem luftens molekyllære bevægelser og har kun betydning for partikler mindre end 0.1 µm.
4. Absorption af gasser i vegetation gennem bladenes spalteåbninger.

Våddepositionen består dels af

1. "Rain-out" der er skydråbernes indhold af forurening, medens
2. "Wash-out" er den del af forureningen, der opfanges af nedbørdråberne under deres fald fra skyen til jordoverfladen.

For gasser er absorptionen, dvs. tørdepositionen, den vigtigste, medens det for partikler mindre end 10 μm er våddepositionen, der dominerer. For partikler større end 10 μm øges sedimentationen hurtigt med partikelstørrelsen.

Ved beregning af den tørre deposition anvendes sædvanligvis begrebet "depositionshastighed", V_d , som defineres som forholdet mellem den tørt deponerede mængde pr. tids- og arealenhed og luftkoncentrationen i en vis højde over jorden, her 1 m. For gasser, her SO_2 , er depositionshastigheden sat til 1.0 cm pr. sec.

For partikler tiltager depositions- og sedimentationshastighederne med partikelstørrelsen og følgende værdier er anvendt:

Partikelstørrelse	Depositionshastighed cm/sec.	Sedimentations- hastighed cm/sec.
0.1 - 1.5 μm	0.0	0.0
1.5 - 10 μm	0.97	0.08
10 - 20 μm	3.0	0.6
20 - 40 μm	5.6	2.5
> 40 μm	20	20

For beregning af våddepositionen anvendes den såkaldte udvaskningskoefficient (λ), dvs. den tidskonstant med hvilken forureningen bliver fjernet fra luften af nedbøren. Da der ikke hersker enighed om størrelsen af denne koefficient har SMHI gennemregnet depositionen med 2 forskellige koefficienter, $\lambda = 2.5 \times 10^{-5}$ pr. sec. og $\lambda = 1.3 \times 10^{-4}$ pr. sec. for SO_2 .

For partikler afhænger λ også af partikelstørrelsen og følgende værdier er anvendt i beregningerne:

Partikelinterval	Udvaskningskoefficient	
	Vinter	Sommer
0.1 - 0.5 μm	0	
0.5 - 10 μm	$0.6 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$	$1.3 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$
10 - 20 μm	$2.3 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$	$4.7 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$
20 - 40 μm	$2.3 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$	$4.7 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$
> 40 μm	$2.3 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$	$4.7 \times 10^{-4} (\text{s}^{-1})$

Forskelle i nedbørintensitet og nedbørmængde i vinterhalvåret (oktober-marts) og sommerhalvåret (april-september) nødvendiggør anvendelse af forskellige udvaskningskoefficienter.

Til selve beregningerne er benyttet den såkaldte gaussiske spredningsmodel sammenkoblet med en model for beregning af tør- og våddepositionen, således at den i hvert beregningstrin opnåede deposition subtraheres kildens emission.

5.1. Svovldeposition

Svovldepositions-beregningerne er udført for Amagerværket for hele året med de 2 udvaskningskoefficienter, fig. 6 og 7 og for vinter- og sommerhalvåret, fig. 8 og 9. For Vendsysselværket er kun den årlige svovldeposition beregnet med de 2 udvaskningskoefficienter, fig. 10 og 11. Fordelingen mellem sommer- og vinterdepositionen for Vendsysselværket vil være den samme som for Amagerværket.

Det største depositionstal fås naturligvis ved den største kilde, Amagerværket, med den store udvaskningskoefficient og med det mest svovlholdige brændsel, fuelolie, nemlig $2.4 \text{ g svovl pr. m}^2 \text{ pr. år}$. Gradienten mellem isolinierne omkring værket svarer til en halvering af depositionen og allerede i en afstand på 10-30 km, afhængig af vindretningen, er depositionen på omkring $0.5 \text{ g pr. m}^2 \text{ pr. år}$. Disse tal skal naturligvis sættes i relation til bidrag fra andre kilder. Her støder vi imidlertid ind i det forhold, at den tørre deposition, som er den mest betydende for svovldioxiden, ikke er bestemt ved målinger.

Vi kan således ikke sammenligne med egentlige målinger, men må anvende eksisterende modelberegninger for den totale deposition. I OECD-rapporten (OECD, 1977) er der gennemført beregninger af den totale svovldeposition for forskellige europæiske lande og for Danmark er angivet en gennemsnitlig totaldeposition for hele landet for 1974 på 2.5 g svovl pr. m². I dette tal er både bidrag fra udenlandske og indenlandske kilder medtaget. Af de 2.5 g udgør tørdepositionen 1.8 g og den våde 0.7 g pr. m². Naturligvis er svovldepositionen større i byområderne tæt på de mange kilder og mindre i landdistrikterne, men en yderligere kvantificering af forholdene er ikke mulig.

Som nævnt viser beregningerne for Amagerværket, at svovldepositionen kun i værkets umiddelbare nærhed kommer op i nærheden af det totale gennemsnitstal, men vil givet være betydelig mindre end depositionen fra de øvrige kilder i byområdet. Det ses, at anvendelse af den mindre udvaskningskoefficient giver en halv så stor svovldeposition, fig. 7.

Lignende forhold er gældende for Vendsysselværket, idet det dog skal bemærkes, at som følge af værkets placering vil dets relative bidrag til den samlede deposition være noget større.

Da svovldepositionen er proportional med svovlkoncentrationen i luften, gælder forholdet i svovludslippet mellem de 3 brændselstyper også for forholdet i depositionen. Således er svovldepositionen fra sydafrikanske kul 50% større end for polske kul, og for fuelolie er depositionen 50% større end den gennemsnitlige deposition for de to kulstyper.

5.2. Tungmetaldeposition

I modsætning til svovl emitteres langt den væsentligste del af alle tungmetaller som partikler. Som tidligere nævnt er partikelstørrelsen afgørende for både tørdepositionshastigheden og udvaskningskoefficienten. Det har derfor ved depositions-beregningerne været nødvendigt at foretage særskilte beregninger for hver af de 3 grupper partikelstørrelser for både kulfyring og oliefyring, idet den gennemsnitlige partikelstørrelse også varierer med de 2 brændselstyper.

Depositionsberegningerne for Amager- og Vendsysselværket omfatter en lang række tungmetaller, medens for værket i Herning kun er foretaget beregninger for 6 metaller samt for total-støvdeposition.

Depositionskortene for de forskellige komponenter viser et temmeligt ens mønster og udseende. Det, der hovedsageligt skiller metallerne fra hinanden, er isoliniernes værdier, der dels er afhængig af emissionen, tabel 2, dels partikelstørrelsen.

En præsentation af depositionskort og tabeller for hvert enkelt tungmetal for hvert værk vil give en uoverskuelig mængde data. I tabel 9 er intervallerne vist for de almindeligvis mest interessante tungmetaller, Mn, Fe, Zn, As, Se, Cd, Pb, V, Ni og Cu for Amager- og Vendsysselværket. For Herningværket er depositionsværdiernes intervaller vist i tabel 10 for Cd, Zn, V, Pb, Cr og Cu samt totalt støvfald.

For ét metal, jern, når depositionsværdierne op på niveau med baggrundsværdierne, tabel 13, ved fyring med kul, og for vanadium og nikkel når depositionsværdierne ved fueloliefyring adskillige gange over baggrundsniveauet. For disse tre metaller er derfor samtlige beregnede depositionsværdier vist i tabel 11 med fig. 12 - 13 og tabel 12 med fig. 14-15 for hhv. Amager- og Vendsysselværket.

Til sammenligning med depositionsberegningerne er der i tabel 13 angivet midelværdier for våddepositionen af Mn, Fe, Zn, Cd, Pb og Cu for årene 1975-78. Tungmetallernes våddeposition måles ved kemisk analyse af nedbør opsamlet i en konstant åben plastictragt, placeret ca. 2 m over jorden. Ved måling af baggrundsværdier etableres stationerne på lokaliteter uden lokale forureningskilder. Nedbøren indsamles en gang om måneden. Depositionsværdierne i tabel 13 og 14 omfatter således kun en begrænset del af den tørre deposition, men denne antages at være mere end en størrelsesorden mindre end våddepositionen i baggrundsområderne (Granat, 1979).

Ved sammenligning af disse baggrundsværdier med de beregnede depositioner ses kun Fe-depositionen at komme op på niveau med baggrundsdepositionen. De andre ligger indtil flere størrelsesordener under baggrundsværdierne, idet dog baggrundsværdier for As og Se ikke har kunnet fremskaffes.

I tabel 14 er vist depositionsverdier for de samme 6 metaller samt for V, Cr. og Ni. Målingerne stammer her fra en 7-måneders undersøgelse omkring Frederiksværk og er taget med for at give nogle værdier for baggrundsdepositionen af V, Cr og Ni. Det ses, at de 6 førnævnte metaller har op til 2 gange højere depositionstal end i tabel 13. For Amagerværket er i-isoliniens værdi for V (tabel 11) ved fueloliefyring godt og vel 25 gange højere end baggrundstallet og ved kulfyring knap på højde med baggrundstallet. For nikkel er i-isolinieværdien ved oliefyring 35 gange større end baggrundsværdien, medens den kun er lidt større ved kulfyring. For begge metaller nås baggrundsniveauet i en afstand af omkring 10 km fra værket.

Depositionsverdierne for Vendsysselværket (tabel 12) er pga. det 20% mindre brændselsforbrug omkring 20% mindre end for Amagerværket. Med denne modifikation kan ovennævnte bemærkninger for Amagerværket overføres til Vendsysselværket.

For værket i Herning ligger alle depositionsverdier for metallerne og støvfald indtil flere størrelsesordener under hhv. baggrundsværdierne og støvfaldsmålinger i København.

En grov vurdering af tungmetaldepositionen ved kulfyring i forhold til fueloliefyring kan fås ved at se på middelemmissionen pr. MWh, idet emissionen ved kulfyring bestemmes som gennemsnittet af de to kultyper. Forholdet for de 10 metaller er vist i tabel 2.

For metallerne Cu, Pb, Zn og Cd er depositionen fra 1 til 3 gange større ved kulfyring end ved oliefyring; for As, Se og Fe 9 til 13 gange større og for Mn næsten 30 gange større. Derimod er depositionen af V og Ni hhv. 30 og 10 gange større ved fueloliefyring end ved kulfyring.

6. KONKLUSION

6.1. Svovldioxid

Med den usikkerhed der ligger i, at konvertere døgnmålinger til timemålingers 99-percentil og modelberegningernes usikkerhed til bestemmelse af enkeltkilders 99-percentil, er det vanskeligt at vurdere Amagerværkets bidrag til SO_2 -koncentrationerne i København. Modelberegningerne viser dog, at bidraget fra værket under ustabile vejrforhold vil andrage over $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i et større område (indre København og Amager), hvis den svovlholdige fuelolie anvendes. Ved kulfyring vil bidraget være $75\text{-}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ved at konvertere døgnmålingerne i Storkøbenhavn til 1-times middelværdiers 99-percentil fås koncentrationer på $90\text{-}140 \mu\text{g}$ pr. m^3 . Det kan på dette grundlag konkluderes at i Københavns indre og på Amager i en gennemsnitlig juni måned vil samtlige kilder i Storkøbenhavn give et mindst lige så stort bidrag til forureningsniveauet som Amagerværket.

For Vendsysselværket ligger de ca. 60% større maksimalkoncentrationer for SO_2 uden for byområdet, og værkets bidrag til det samlede forureningsniveau være betydeligt mere markant end Amagerværkets i forhold til København. De højeste 99%-fraktilkoncentrationer for 1-times middelværdier vil med polske kul være omkring $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$, med sydafrikanske kul knapt $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og ved fuelolie ca. $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

For Herningsværket er de største 99%-fraktilkoncentrationer på knap $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og altså væsentlig under "bymålingerne" i den udstrækning københavnske forureningsniveauer kan være gældende for Herning.

For både Amagerværket og Vendsysselværket gælder det, at værkernes bidrag vil nå baggrunds niveauet, $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i afstande op til over 20 km, medens for Herningsværket når de største 99%-fraktilværdier kun netop over baggrunds niveauet.

Forholdene mellem værkernes bidrag til SO_2 -forureningen ved fyring med kul og olie illustreres bedst ved at se på de emitterede mængder pr. MWh. Ved anvendelse af polske kul emitteres ca. 5 kg pr. MWh, med sydafrikanske kul emitteres 50% mere SO_2 , ca. 7.5 kg. MWh, og ved fuelolie næsten dobbelt så meget, 9.6 kg pr. MWh.

6.2. Kvalstofoxid

Ved vurdering af kvalstofoxidbidragene fra de 3 kraftværker må en anden og væsentlig NO_x -kilde tages i betragtning. Således er NO_x -emissionen fra motor-

køretøjer anslået til ca. 30% af den samlede NO_x -emission i Danmark. Når hertil lægges, at emissionen fra bilerne sker i meget ringe højde og afstand fra målestationerne, er det naturligt, at NO_x -emissionen fra høje kilder, idet mindste i byområderne, ikke har så stor betydning som ved svovldioxid. Det kan dog ikke udelukkes, at høje kraftige kilder under stærkt ustabile meteorologiske forhold kan give væsentlige bidrag til NO_x -koncentrationerne ved jordoverfladen.

Af tabel 1 ses, at NO_x -emissionen ved kulfyring er mellem 50% og 100% større end ved fyring med fuelolie, hvilket i forhold til andre angivelser (Torp og Palmgren, 1979) synes noget højt.

6.3. Støv og tungmetaller

Det beregnede månedsgennemsnit for juni for Amagerværkets bidrag til luftens støvindhold ligger mere end 100 gange under niveauet i København, medens bidraget til Cd, Zn- og Pb-indholdet ligger henholdsvis omkring 200, 500 og mere end 1000 gange under niveauet i København. Selv tæt ved værket ligger dets bidrag mere end en størrelsesorden under baggrundsniveauet for metallerne Mn, Fe, Zn, As, Se, Cd, Pb, V, Cr, Ni og Cu. Ved fueloliefyring ligger dog værkets bidrag for vanadium og nikkel på samme niveau som baggrundsværdierne.

Bidraget til luftens støvindhold ved henholdsvis kul- og oliefyring er i de beregnede tilfælde omtrent lige stort og afhænger i høj grad af filtereffektiviteten. For tungmetallerne fås de største forskelle for jern, vanadium og nikkel, idet kulfyring giver ca. 15 gange større jernindhold i støvet end ved fueloliefyring, medens fueloliefyring giver 30 til 10 gange større indhold af henholdsvis vanadium og nikkel i støvet.

6.4. Svovl- og tungmetaldeposition

Svovldepositionen omkring kraftværkerne når kun tæt på værkerne op på værdier i nærheden af baggrundsdepositionen for hele landet som gennemsnit, og når der tages hensyn til, at depositionen i byområderne med de mange kilder må være større, vurderes de to store værkers bidrag ikke at have den store betydning.

Ved fyring med sydafrikanske kul og fuelolie deponeres henholdsvis 50% og 100% mere svovl end ved fyring med polske kul.

For tungmetallerne er det kun vanadium og nikkel, der for Amagerværket ved fueloliefyring når henholdsvis ca. 25 og 35 gange op over baggrunds-niveauet tæt ved kilden, og i en afstand af 15 km er depositionen nede under baggrunds-niveauet. For Vendsysselværket når vanadium- og nikkel-depositionen op på henholdsvis 20 og 30 gange baggrundsdepositionen. Fe-depositionen når ved kulfyring kun tæt ved Amagerværket op på højde med baggrunds-niveauet.

De andre metaller depositionsmængder ligger mindst en størrelsesorden under baggrunds-niveauet, selv tæt ved kilden.

Kulfyring giver en 1 til 3 gange større deposition af metallerne Cu, Pb, Zn og Cd, ca. 10 gange større deposition af metallerne As, Se, Fe og ca. 30 gange større deposition af Mn end fyring med fuelolie. Derimod er depositionen af V og Ni henholdsvis 30 og 10 gange større ved fyring med fuelolie end ved kulfyring.

6.5. Grænseværdier

En vurdering af værkernes bidrag til svovldioxidkoncentrationen må ske i forhold til de retningslinier, der er nedfældet i Miljøstyrelsens vejledning 7/1974, begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Ifølge denne vejledning må en enkelt virksomheds bidrag højst være $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for svovldioxid angivet som 30 minutters middelværdier 99%-fraktil. Denne værdi er imidlertid gældende for fritbeliggende virksomheder, hvilket ingen af de pågældende værker kan siges at være. For Amagerværket vil det være rimeligt at anvende vejledningens faktor på 0.6 for reduktion af det tilladelige bidrag medens faktoren 0.8 anvendes for Vendsysselværket. Idet værdierne omregnes til ti-minutmiddelværdier ved division med $\sqrt{2}$ (Hino, 1968) bliver de tilladelige bidrag:

	Amagerværket	Vendsysselværket
Svovldioxid	$150 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$200 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Bidraget fra Herningværket, mindre end $40 \mu\text{g pr. m}^3$, anses umiddelbart for at være under de tilladelige bidrag.

For Amagerværket ligger det maksimale bidrag på 80, 115 og $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for henholdsvis polske kul, sydafrikanske kul og fuelolie. Fyring med fuelolie vil altså give et SO_2 -bidrag der er omkring vejledningens retningslinier, medens bidraget med kulfyring er under det acceptable for dette enkelte værk.

For Vendsysselværket med maksimalbidrag på henholdsvis 135, 200 og 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for de tre brændselstyper vil bidraget kun ved fyring med kul med lavt svovlindhold være under det acceptable niveau.

Af grænseværdier eller retningslinier for kvalstoxider som kan sammenlignes med de beregnede værdier findes kun nogle timemiddelværdier fra WHO på 200-350 $\mu\text{g NO}_2$ pr. m^3 som ikke må overskrides mere end en gang om måneden.

Det største bidrag for alle 3 værker er for Vendsysselværket ved fyring med sydafrikanske kul på knap 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og altså under WHO-grænseværdier, der dog ikke er gældende for enkelt kilders bidrag, men for det generelle niveau. Derimod synes på det foreliggende grundlag bidragene fra andre kilder, specielt biler, at give væsentlige overskridelser af WHO-retningslinierne.

6.6. Afsluttende bemærkninger

I de spredningsmeteorologiske beregninger for Amagerværket og Vendsysselværket er anvendt meteorologiske, værktekniske og topografiske data i overensstemmelse med de lokale forhold. Derimod stammer emissionsdataene fra målinger på et helt tredje værk, hvor kul- og olie kvalitet, brændselsforbrug, fyringsforhold og filtereffektivitet, der alle har betydning for emissionsforholdene, kan afvige fra de to værkers virkelige emissioner. For det projekterede værk i Herning er de meteorologiske og værktekniske data også af "lokal" oprindelse, medens emissionsdataene stammer fra et lignende værk i Göteborg og er omregnet til de "lokale" forhold.

Rapportens koncentrations- og depositionsangivelser kan kun anvendes som et vurderingsmæssigt grundlag for koncentrationernes og depositions størrelsesorden. Ligeledes må de angive timemiddelværdiers 99%-fraktil, der er beregnet ud fra målte døgnmiddelværdier af SO_2 og NO_x tages med stort forbehold.

En samlet vurdering af usikkerhederne på de spredningsmeteorologiske beregninger foreligger ikke, men skønnes at være omkring $\pm 50\%$.

7. REFERENCER

- DANSK KEDELFORENING (1979). Kulkonsekvensundersøgelse, Rapportkoncentrat, Målinger Studstrupværket, februar-april 1979.
- EPA (1971). Air Quality Criteria for Nitrogen Oxides, EPA NO AP-85, Washington D.C.
- GRANAT, L. (1979). Långdistanstransport och deposition. Nordisk Minister-råd seminarium 3-5 oktober 1978. Statens Naturvårdsverk, SNV-PM 1131, Solna, 1979.
- HINO, M. (1968). Maximum Ground-Level Concentration and Sampling Time. Atmospheric Environment. Vol 2, pp. 149-165.
- HOVMAND, M. (1979). Atmospheric Heavy-Metal Deposition on Land and Sea. International Council for Exploration of the Sea. 67th Statutory Meeting, Warszawa, Poland, October 1979.
- LARSEN, R.I. (1969). A New Mathematical Model of Air Pollutant Concentration, Averaging Time and Frequency, JAPCA, vol. 19, pp. 24.
- OECD (1977). The OECD Programme on Long Range Transport of Air Pollutants, Measurements and Findings. Paris 1977.
- PERSSON, C. and LINDGREN, C (1980). Spridningsberäkningar Avseende Koncentration och Deposition av Luftföroreningar från Olje og Koleldade Kraftverk, SMHI, Norrköping 1980.
- PILEGÅRD, K (1979). Heavy Metals in Bulk Precipitation and Transplanted Hypogymnia Physodes and Dicravaweisia Cirrata in the Vicinity of a Danish Steelwork - Water, Air and Soil Pollution, vol. 11.
- PRAHM, L.P., HEIDAM, N.Z. og FLYGER, H. (1978). Svovldioxid-immissionsberegninger i København til Brug ved Vurdering af Dispensationsansøgnin-ger, Miljøstyrelsens Luftforureningslaboratorium, juli 1978.
- STATENS NATURVÅRDSVERK (1977). Bilavgasser i Gatumiljö-modell och modell-test. Statens Naturvårdsverk PM 891.
- TORP, U. og PALMGREN JENSEN, F. (1979). Emissionsoversigt, MST LUFT - A24, Miljøstyrelsens Luftforureningslaboratorium, Risø 1979.

Tabel 9

Intervaller for beregnede depositionsverdier i $\mu\text{g pr. m}^2$ pr. år for 11 metaller for Amagerværket. Verdierne for Vendsysselværket fås ved multiplikation med 0.814. Intervallerne angiver depositionen i hhv. ca. 50 km's afstand og tæt på selve værket.

Metal	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie
Mn	7-1830	2-600	0.1-34
Fe	390-101000	370-94800	3-7440
Zn	7-1890	2-400	1.8-450
As	0.5-125	0.6-140	0.1-16
Se	-	0.2-48	0.01-4
Cd	0.1-24	0.1-14.7	0.02-6
Pb	2-490	0.7-165	0.7-190
V	3-680	3-785	90-23100
Cr	3-770	2.8 725	-
Ni	3-730	2-555	28-7100
Cu	0.9-230	0.4-100	0.5-135

Tabel 10

Intervaller for beregnede depositionsverdier i $\mu\text{g pr. m}^2$ pr. år for støvfald, Cd, Zn, V, Pb, Cu og Cr for et kraftvarmeværk i Herning (kulfyring). Intervallet angiver depositionen i hhv. ca. 50 km's afstand og tæt på værket.

Støvfald	Cd	Zn	V	Pb	Cu	Cr
320-16000	0.002-0.14	0.41-20.3	0.1-6.0	0.1-4.3	0.03-0.8	0.01-0.1

Tabel 11

Beregnet deposition i $\mu\text{g pr. m}^2$ pr år for Fe ved kulfyring og V og Ni ved fueloliefyring for AMAGERVÆRKET.

Isolinieangivelsen modsvares af fig. 12 for Fe og fig. 13 for V og Ni.

Isolinie	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie	
	Fe	Fe	V	Ni
a	393	370	90	28
b	787	740	180	55
c	1570	1480	361	111
d	1350	2960	722	222
e	6300	5920	1440	443
f	12600	11850	2890	887
g	25200	23700	5780	1770
h	50400	47400	11600	3550
i	101000	94800	23100	7100

Tabel 12

Beregnet deposition i $\mu\text{g pr. m}^2$ pr.år for Fe ved kulfyring og V og Ni ved fueloliefyring for VENDSYSSELVÆRKET.

Isolinieangivelsen modsvares af fig. 14 for Fe og fig. 15 for V og Ni.

Isolinie	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie	
	Fe	Fe	V	Ni
a	320	302	74	23
b	640	603	147	45
c	1280	1210	294	90
d	2560	2410	588	180
e	5130	4830	1176	361
f	10300	9650	2352	723
g	20500	19300	4705	1450
h	41000	38600	9410	2890
i	82000	77200	18800	5780

Tabel 13

Atmosfærisk tungmetaldeposition. Middelværdier for danske baggrundsstationer (Hovmand, 1979) mg pr. m² pr. år.

Mn	Fe	Zn	Cd	Pb	Cu
8.9	90	15.0	0.2	9.0	1.5

Tabel 14.

Tungmetaldeposition i udkanten af Frederiksværk for 1977. Gennemsnit af 2 stationer (Pilegård, 1979) mg pr. m² pr. år.

Mn	Fe	Zn	Cd	Pb	Cu	V	Cr	Ni
16	200	41	0.2	13	2.2	0.9	1.0	0.2

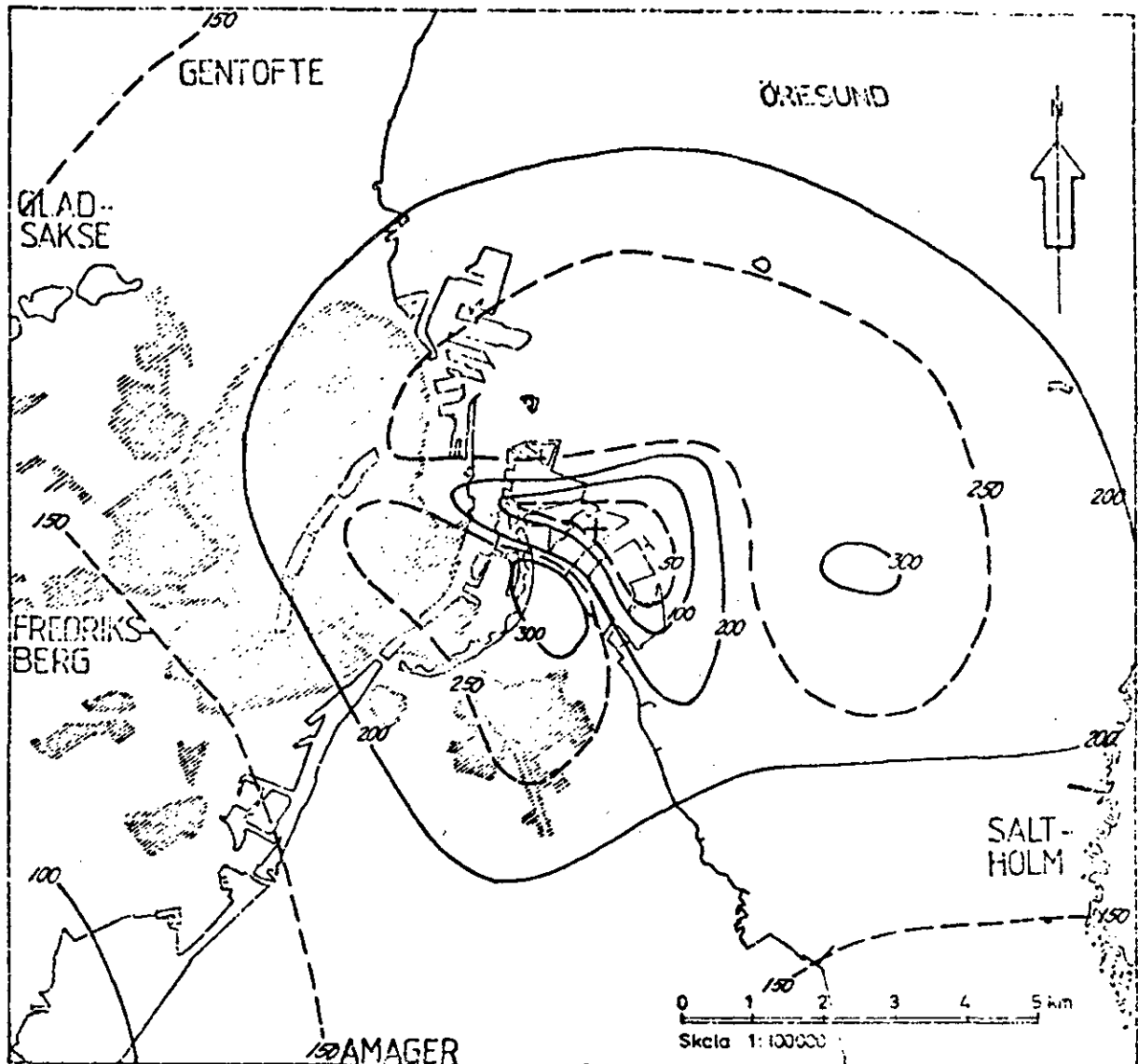


Fig. 1. Beregnede 99-percentiler ($\mu\text{g pr. m}^3$) for 1-times middelværdier af SO_2 og NO_x (udtrykt som NO_2) emitteret fra AMAGERVÆRKET i en gennemsnitlig juni måned ved KULFYRING. Isoliniernes værdier gælder for en teoretisk emission på 1000 gram pr. sec. Modsvarende værdier for de aktuelle emissionsforhold fremgår af nedenstående tabel.

Emission = 1000 g/s	Polske kul		Sydafrikanske kul	
	SO_2	NO_x	SO_2	NO_x
50	13	8	19	10
100	26	15	38	19
150	39	23	58	29
200	52	30	77	38
250	65	38	97	48
300	78	45	116	57

Isolinieværdi
($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

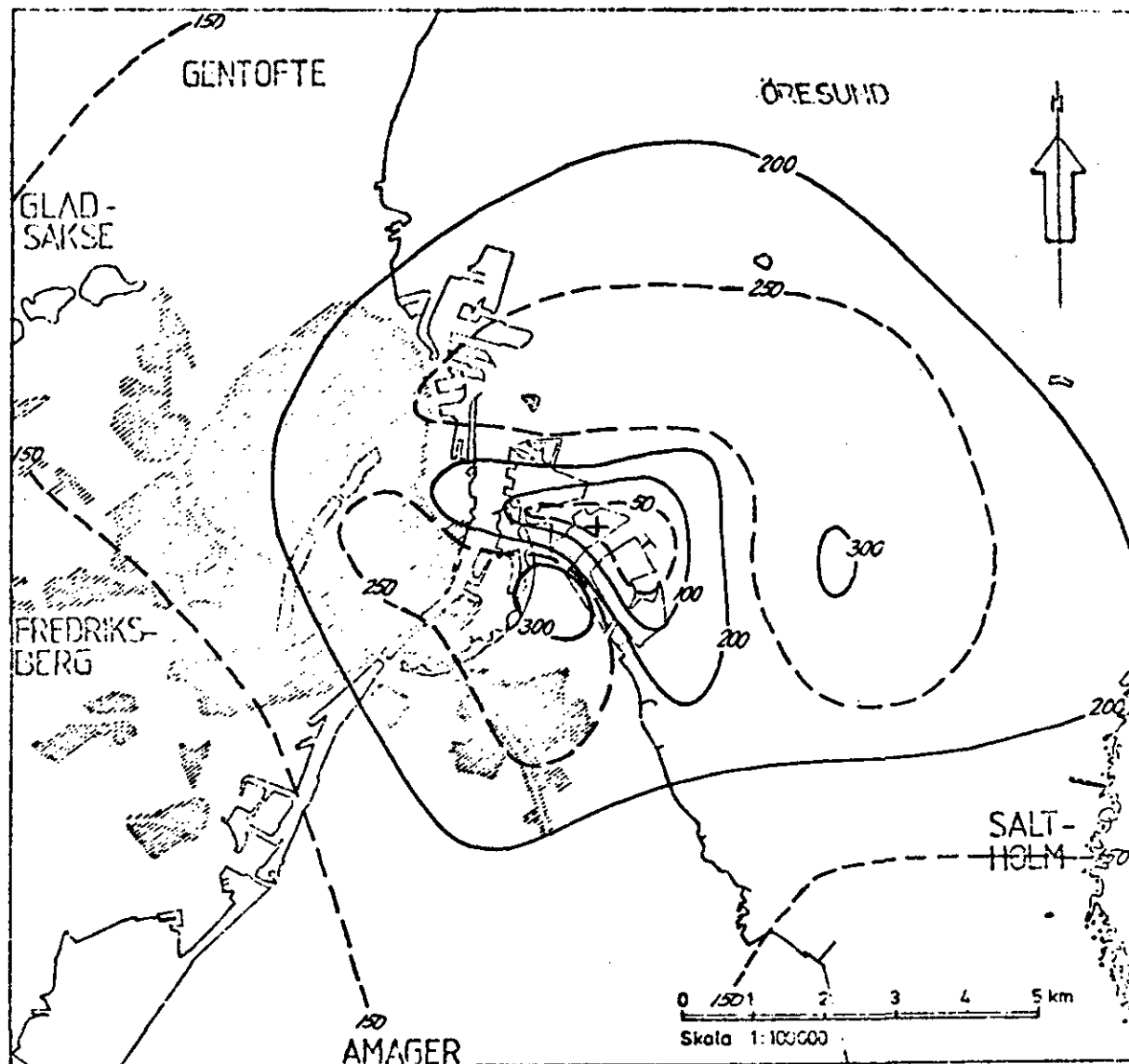


Fig. 2. Beregnede 99-percentiler ($\mu\text{g pr. m}^3$) for 1-times middelværdier af SO_2 og NO_x (udtrykt som NO_2) emitteret fra AMAGERVÆRKET i en gennemsnitlig juni måned ved OLIEFYRING. Isoliniernes værdier gælder for en teoretisk emission på 1000 gram pr. sec. Modsvarende værdier for de aktuelle emissionsforhold fremgår af nedenstående tabel.

Emission = 1000 g/s	Fuelolie	
	SO_2	NO_x
50	25	5
100	49	10
150	74	15
200	99	20
250	124	25
300	148	30

Isolinieværdi
($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

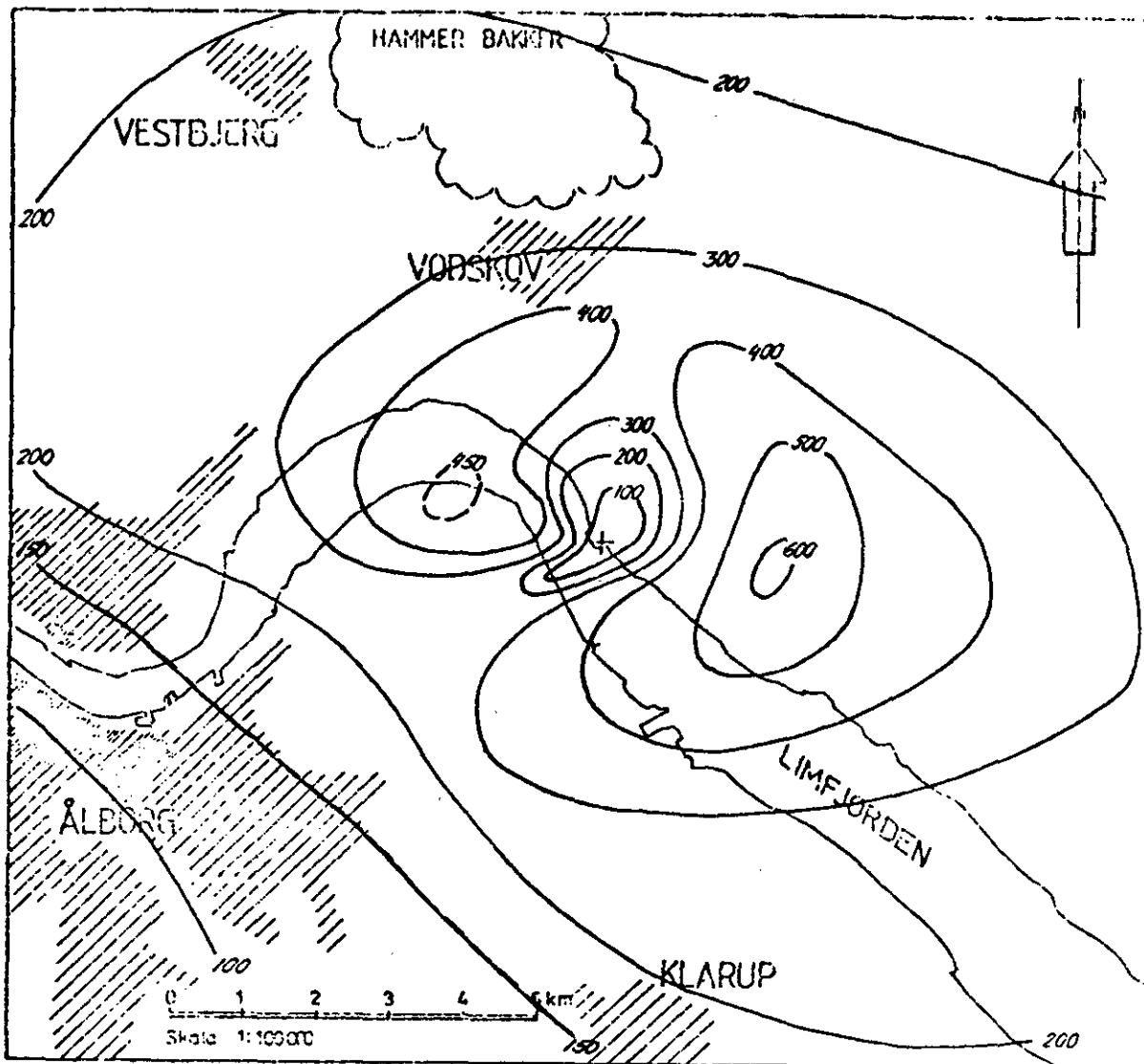


Fig. 3. Beregnede 99-percentiler ($\mu\text{g pr. m}^3$) for 1-times middelværdier af SO_2 og NO_x (udtrykt som NO_2) emitteret fra VENDSYSSSELVÆRKET i en gennemsnitlig juni måned ved såvel KUL- som OLIEFYRING. Isoliniernes værdier gælder for en teoretisk emission på 1000 gram pr. sec. Modsvarende værdier for de aktuelle emissionsforhold fremgår af nedenstående tabel.

Emission = 1000 g/s	Polske kul		Sydafrikanske kul		Fuelolie	
	SO_2	NO_x	SO_2	NO_x	SO_2	NO_x
100	22	13	32	16	42	8
200	44	26	66	32	84	17
300	66	38	98	48	126	25
400	88	51	131	65	168	34
450	99	58	148	73	189	38
500	111	64	164	81	210	42
600	133	77	197	97	252	51

Isolinieværdi
($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

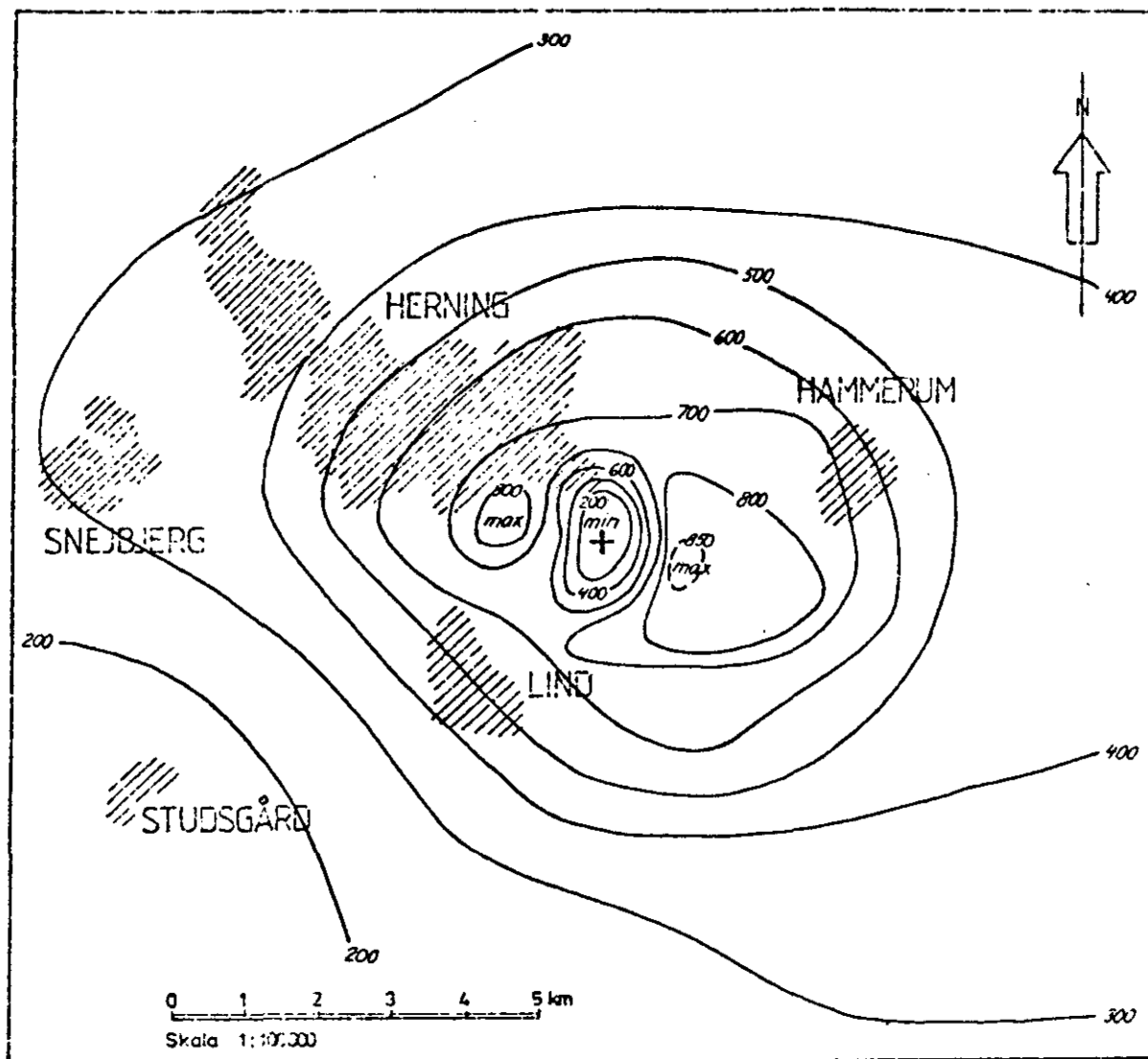


Fig. 4. Beregnede 99-percentiler ($\mu\text{g pr. m}^3$) for 1-times middelværdier af SO_2 og NO_x (udtrykt som NO_2) emitteret fra et kraftvarmeværk i HERNING i en gennemsnitlig juni måned ved fyring med SYDAFRIKANSKE KUL. Isoliniernes værdier gælder for en teoretisk emission på 1000 gram pr. sec. Modsvarende værdier for de aktuelle emissionsforhold fremgår af nedenstående tabel.

	Emission = 1000 g/s	SO_2	NO_x
Isolinieværdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	200	8	4
	300	12	6
	400	17	8
	500	21	10
	600	25	12
	700	29	14
	800	33	16
	850	35	17

SMØR • 74

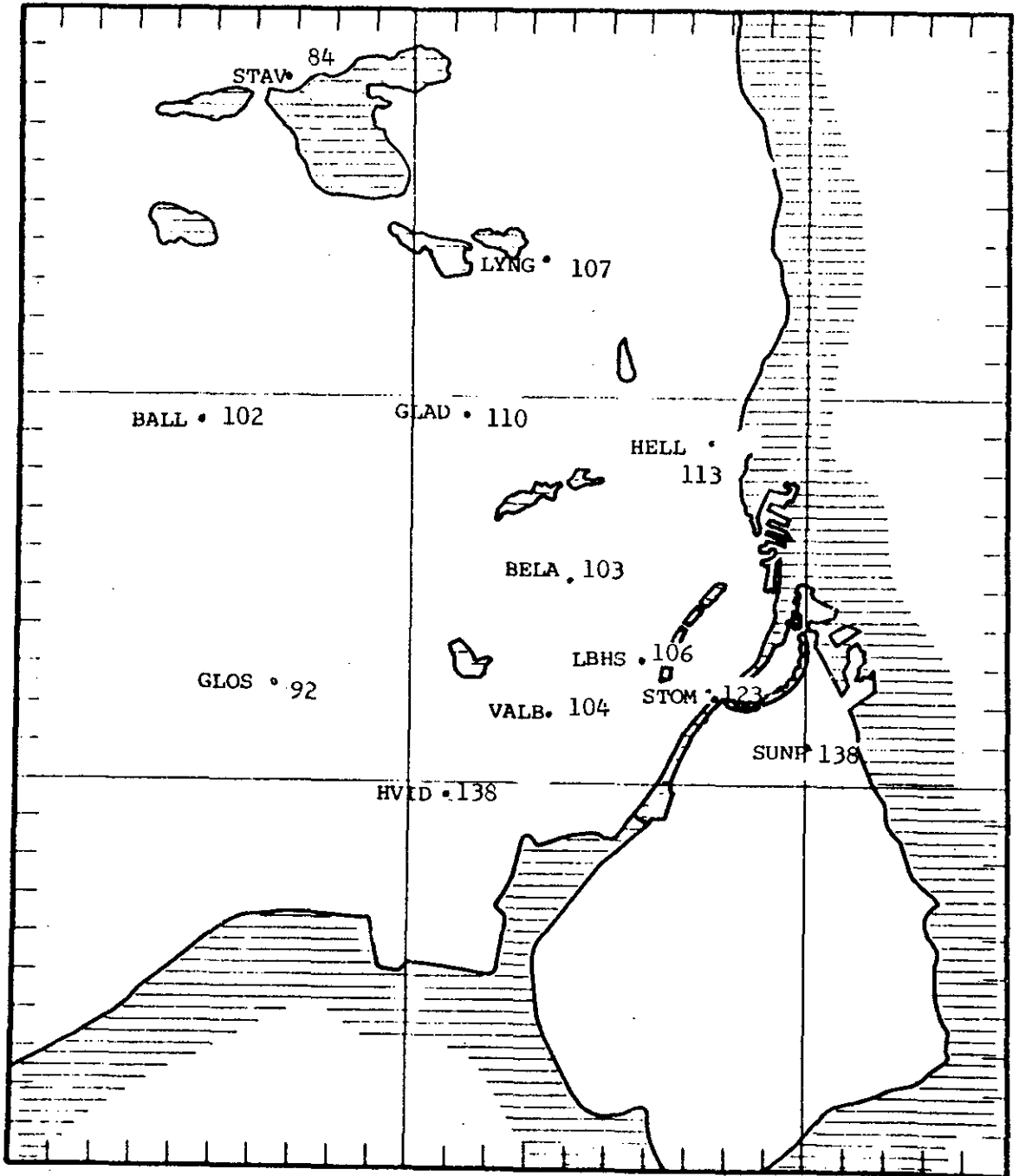


Fig. 5. Beregnede 99-percentiler ($\mu\text{g pr. m}^3$) for 1-times middelværdier for SO_2 for juni måned på grundlag af målte 24-timers værdier for 1975-1978.

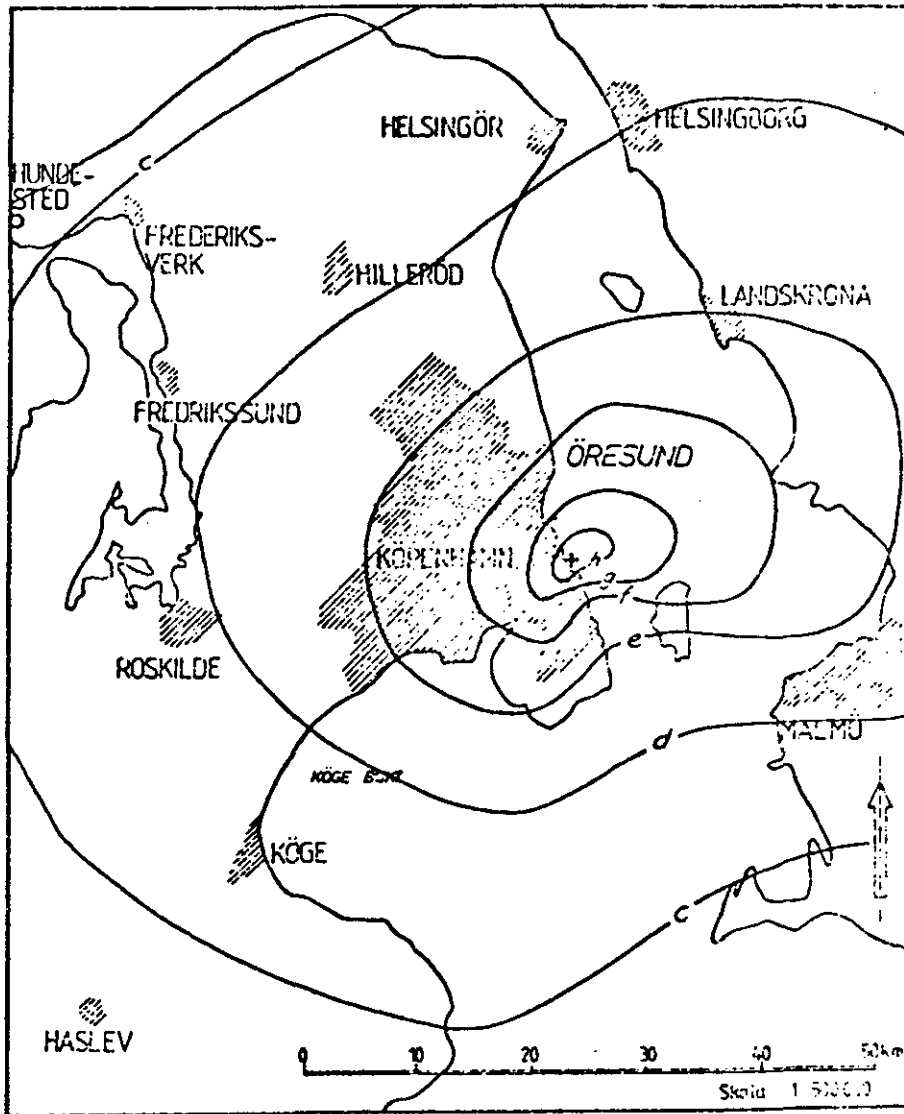


Fig. 6. Beregnet årlig deposition af svovl emitteret fra AMAGERVÆRKET ved anvendelse af den store udvaskningskoefficient ($\lambda = 1.3 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$). Isoliniernes depositionsverdier for de 3 brændselstyper fremgår af nedenstående tabel.

Isolinie	Svovldeposition ($\text{mg S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$)		
	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie
a	9.7	14.5	18.5
b	19.4	28.9	36.9
c	38.9	57.8	73.9
d	77.8	116	148
e	156	231	296
f	311	462	591
g	622	924	1180
h	1244	1850	2360

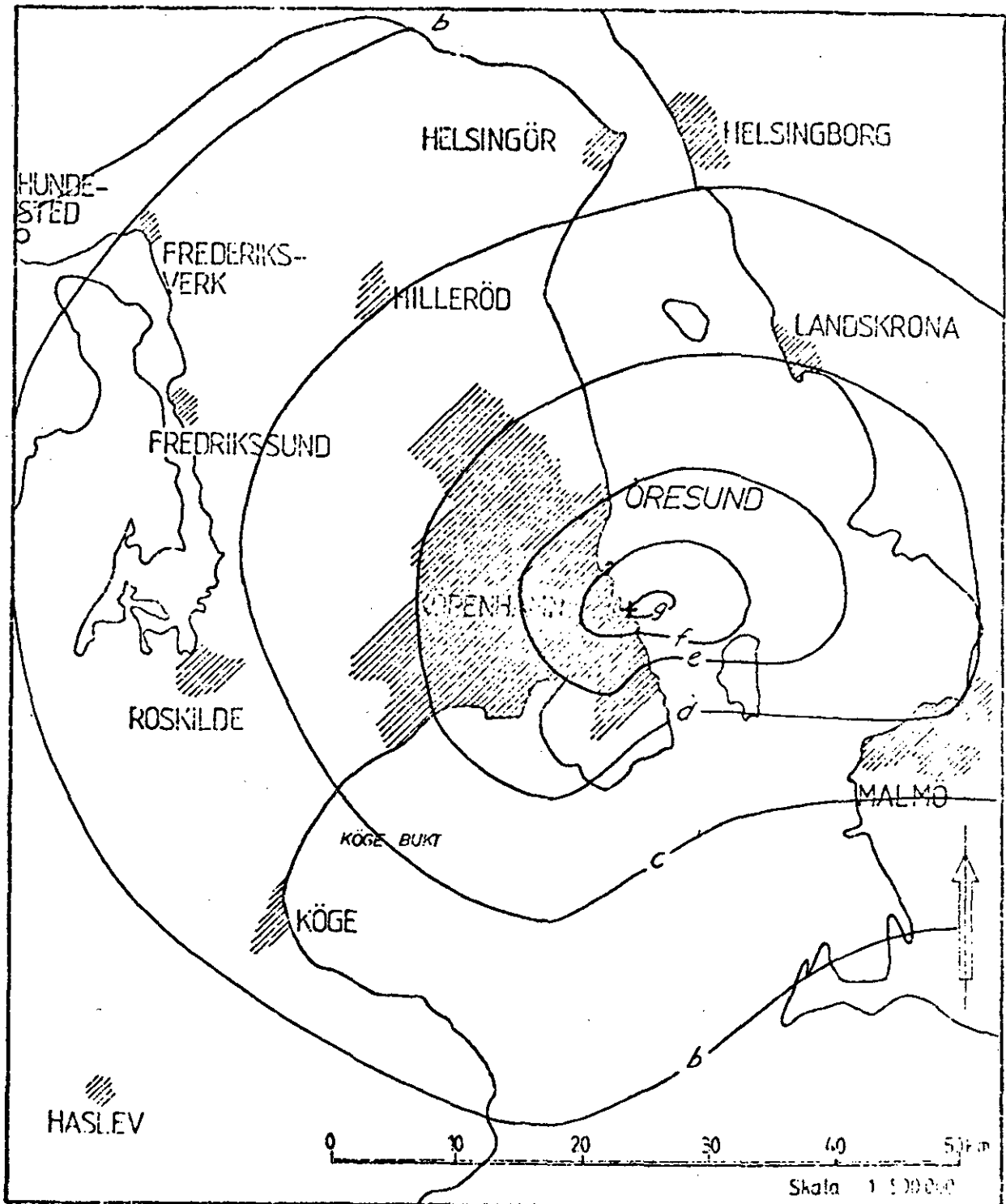


Fig. 7. Beregnet årlig deposition af svovl emitteret fra ANAGERVÆRKET som i fig. 6 men ved anvendelse af den mindre udvaskningskoefficient ($\lambda = 2.5 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$). Isoliniernes depositionsverdier for de 3 brændselstyper fremgår af tabellen til fig. 6.

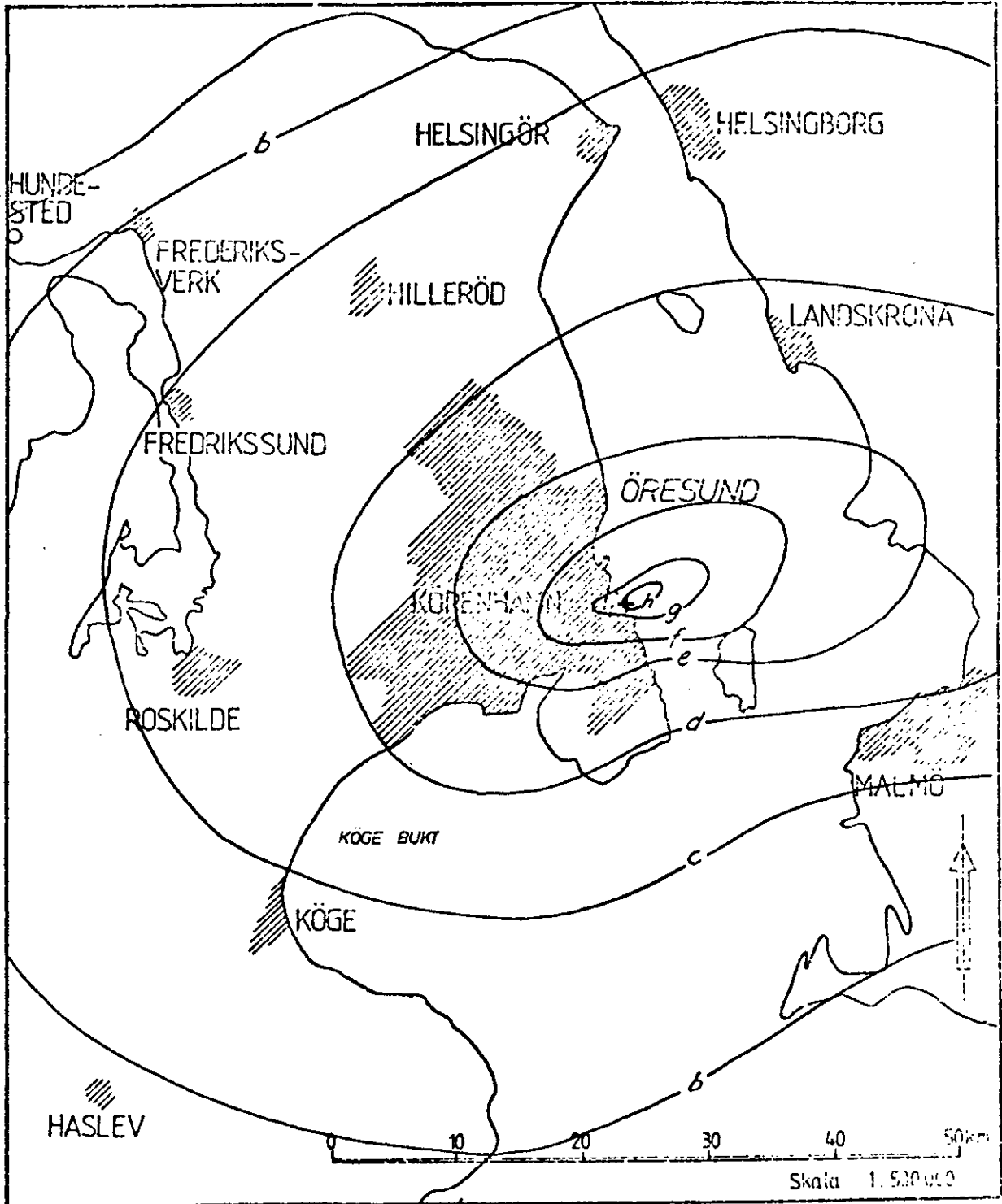


Fig. 8. Beregnet deposition af svovl emitteret fra AMAGERVÆRKET som i fig. 6, men kun omfattende vinterhalvåret. Isoliniernes depositionsverdier for de 3 brændselstyper fremgår af tabellen til fig. 6.

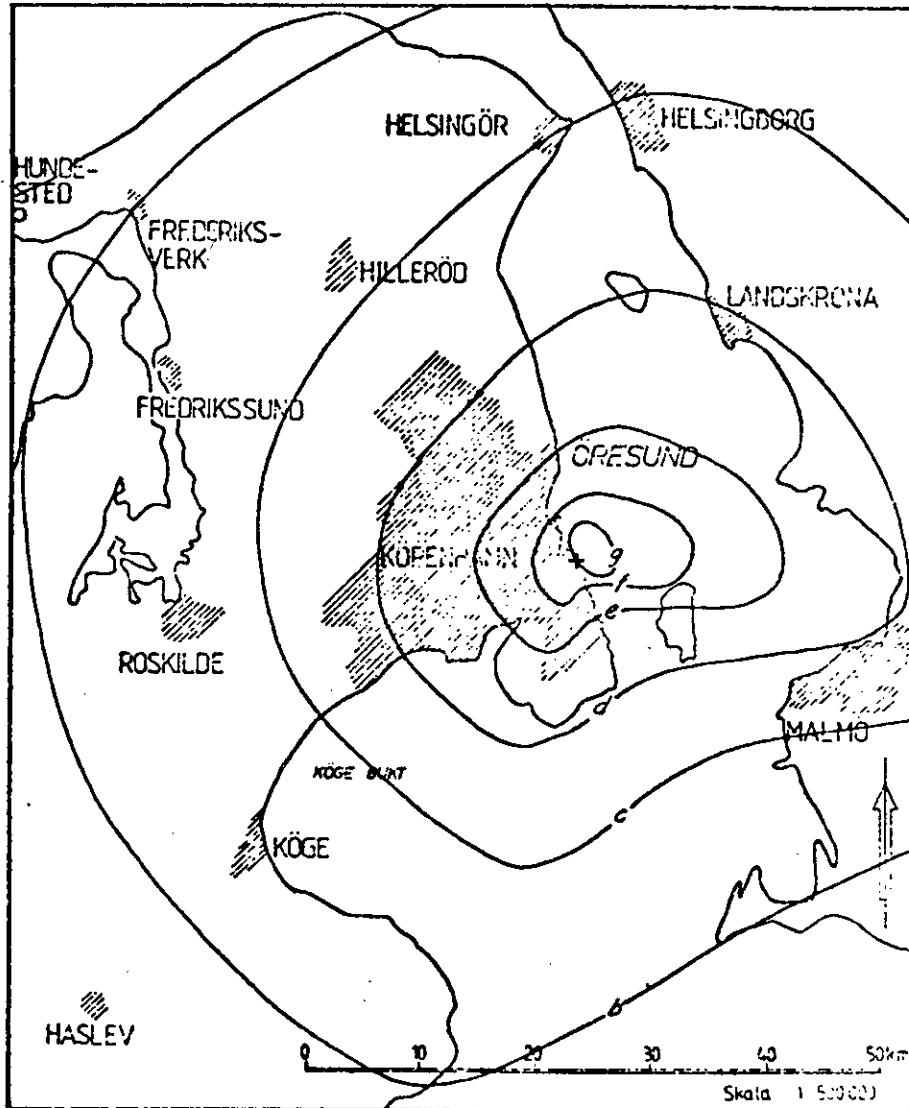


Fig. 9. Beregnet deposition af svovl emitteret fra AMAGERVÆRKET som i fig. 6, men kun omfattende sommerhalvåret. Isoliniernes depositions-værdier fremgår af nedenstående tabel.

Isolinie	Svovldeposition ($\text{mg S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$)		
	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie
a	6.8	10.1	12.9
b	13.5	20.1	25.8
c	27	40.3	51.5
d	54	80.5	103
e	108	161	206
f	216	322	412
g	432	644	824

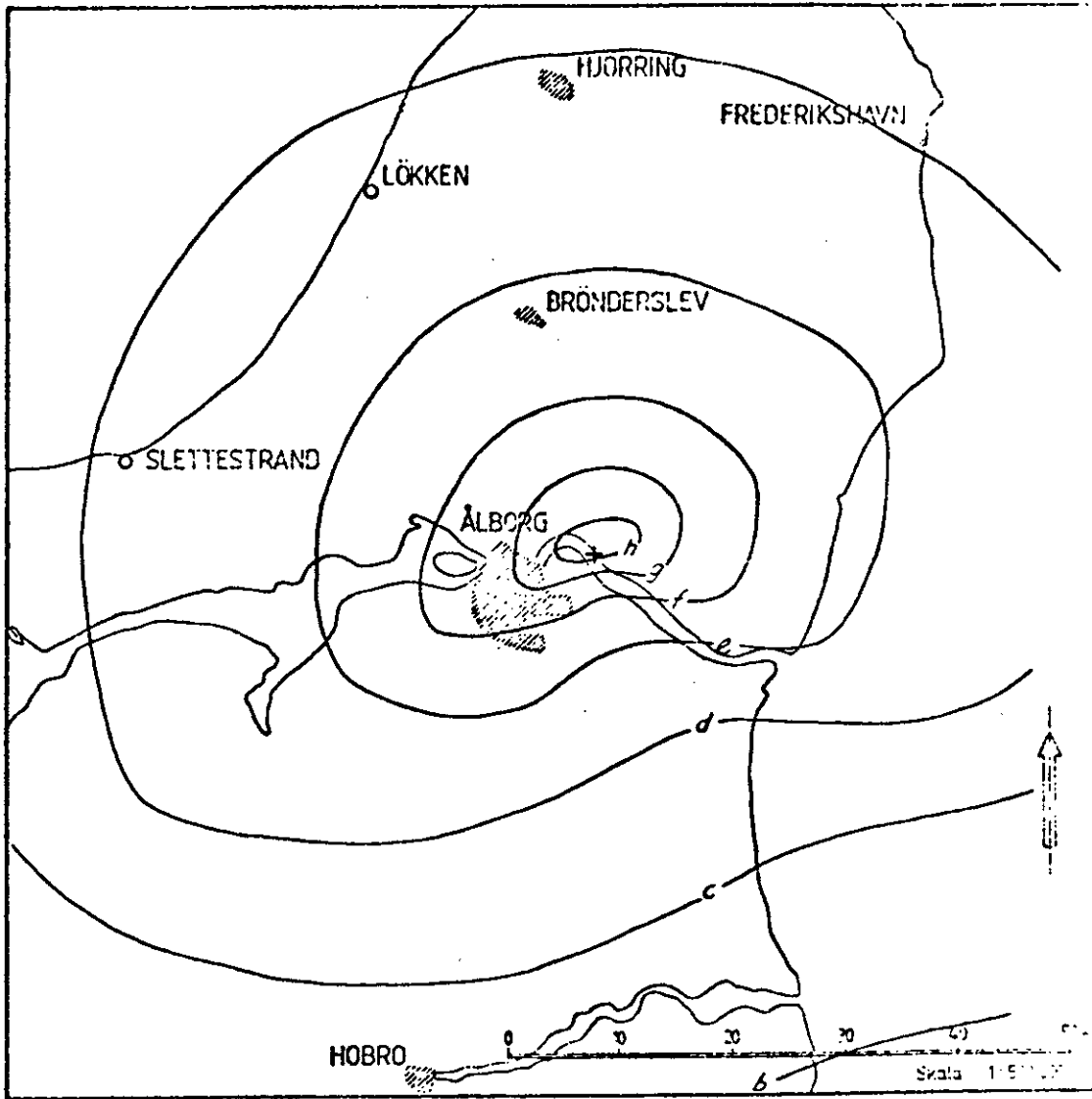


Fig. 10. Beregnet årlig deposition af svovl emitteret fra VEIDSYSSELVÆRKET ved anvendelse af den store udvaskningskoefficient ($\lambda = 1.3 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$). Isoliniernes depositionsverdier for de 3 brændselstyper fremgår af nedenstående tabel.

Isolinie	Svovldeposition ($\text{mg S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$)		
	Polske kul	Sydafrikanske kul	Fuelolie
b	15.8	23.5	30.1
c	31.6	47.0	60.1
d	63.3	94.0	120
e	126.5	188	241
f	253	376	481
g	506	752	962
h	1012	1504	1924

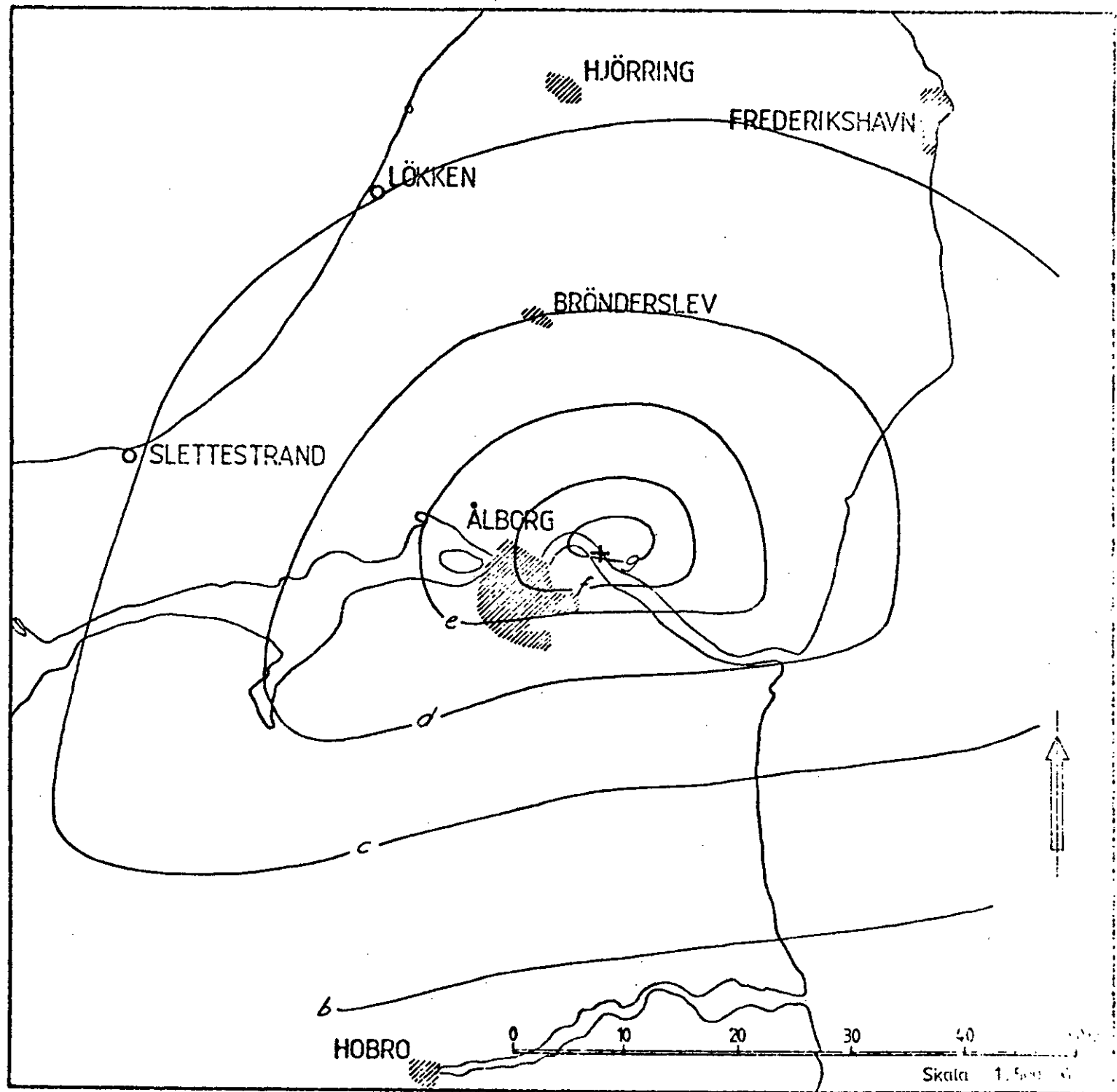


Fig. 11. Beregnet årlig deposition af svovl emitteret fra VENDSYSSELVÆRKET som i fig. 10 men ved anvendelse af den mindre udvaskningskoefficient ($\lambda = 2.5 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$). Isoliniernes depositionsverdier for de 3 brændselstyper fremgår af tabellen til fig. 10.

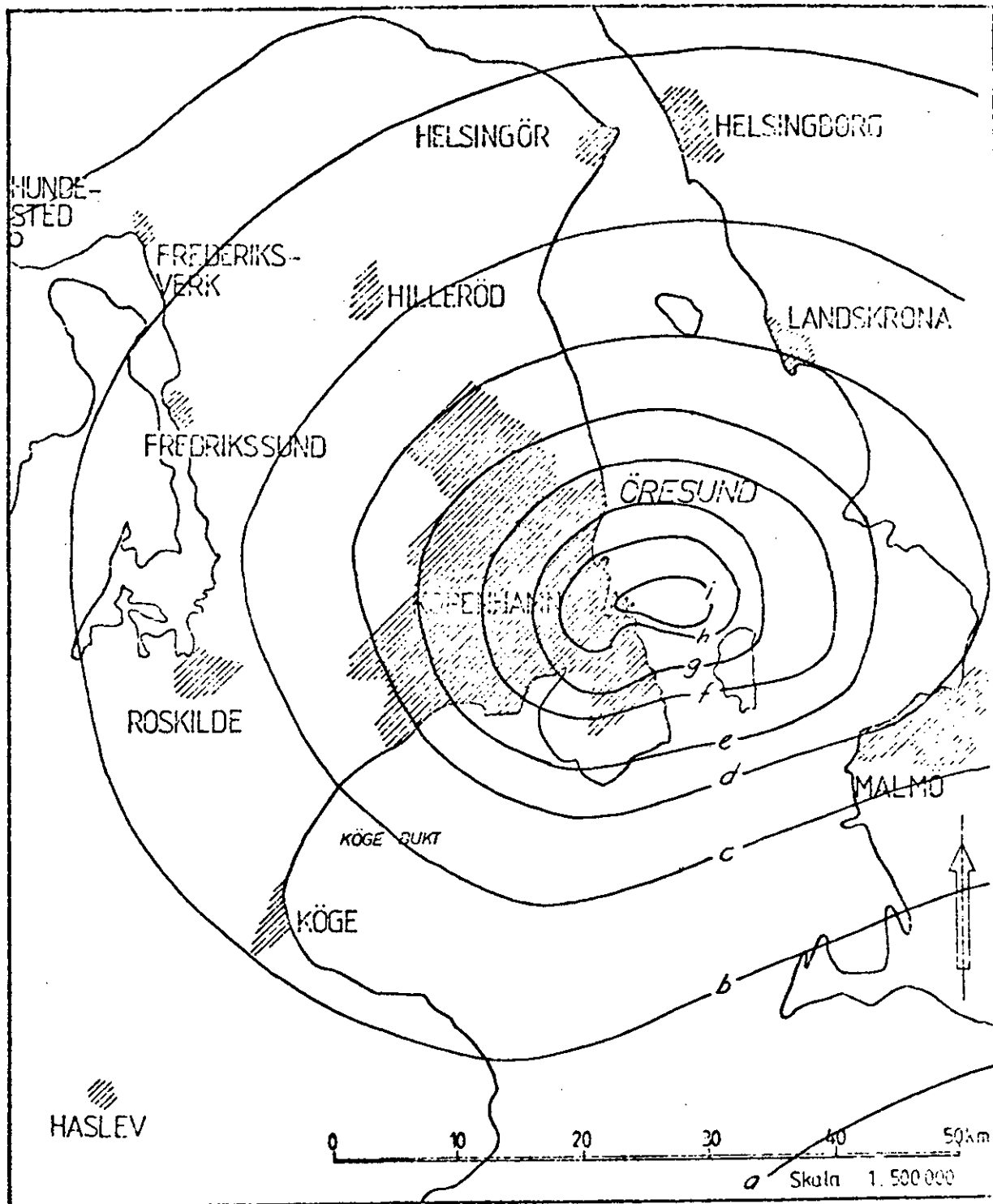


Fig. 12. Beregnet årlig deposition af Fe fra Amagerværket ved kulfyring. Isoliniernes depositionsverdier fremgår af tabel 11.

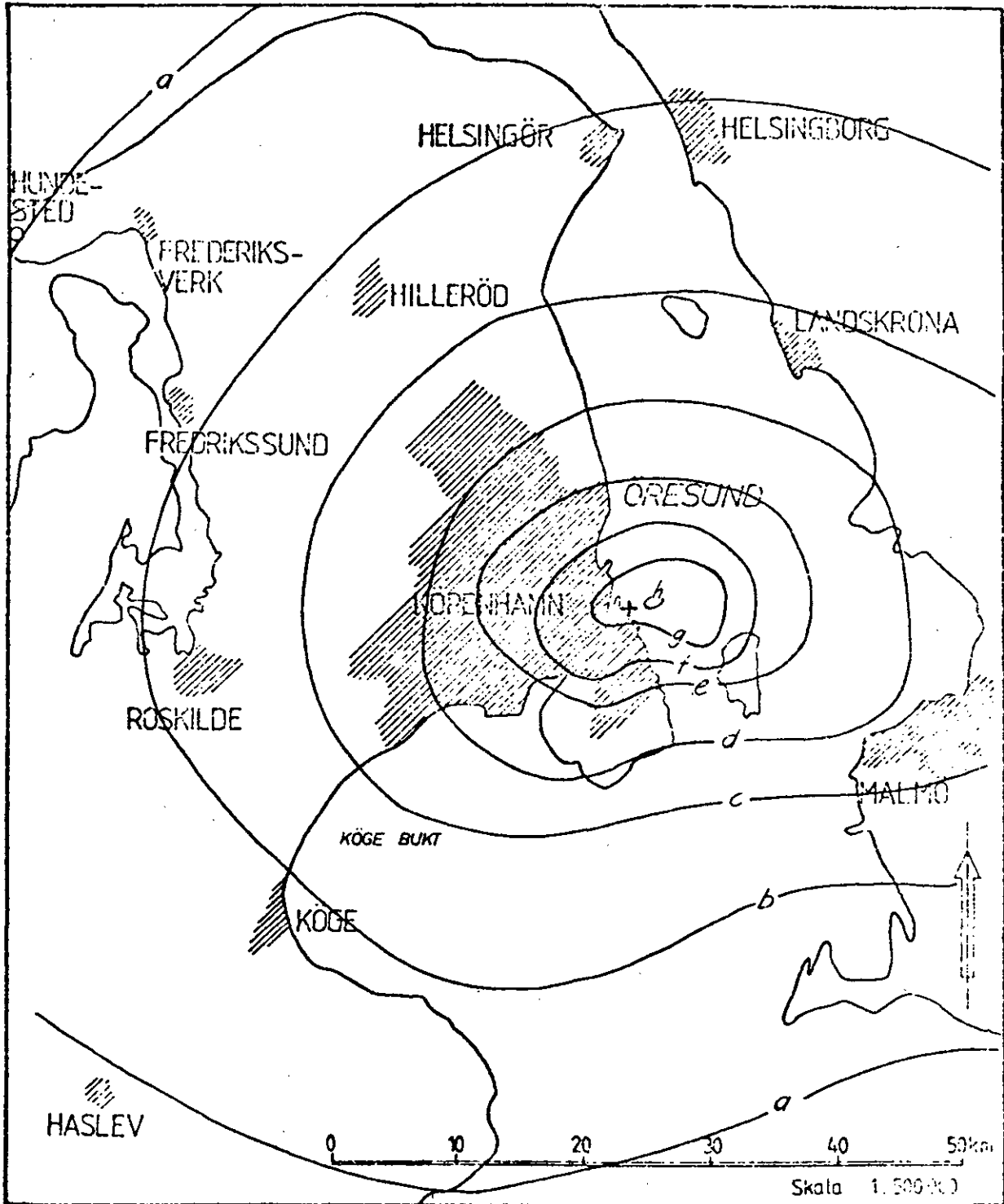


Fig. 13. Beregnet årlig deposition af tungmetallerne V og Ni fra Amagerværket ved oliefyring. Isoliniernes depositionsverdier fremgår af tabel 11.

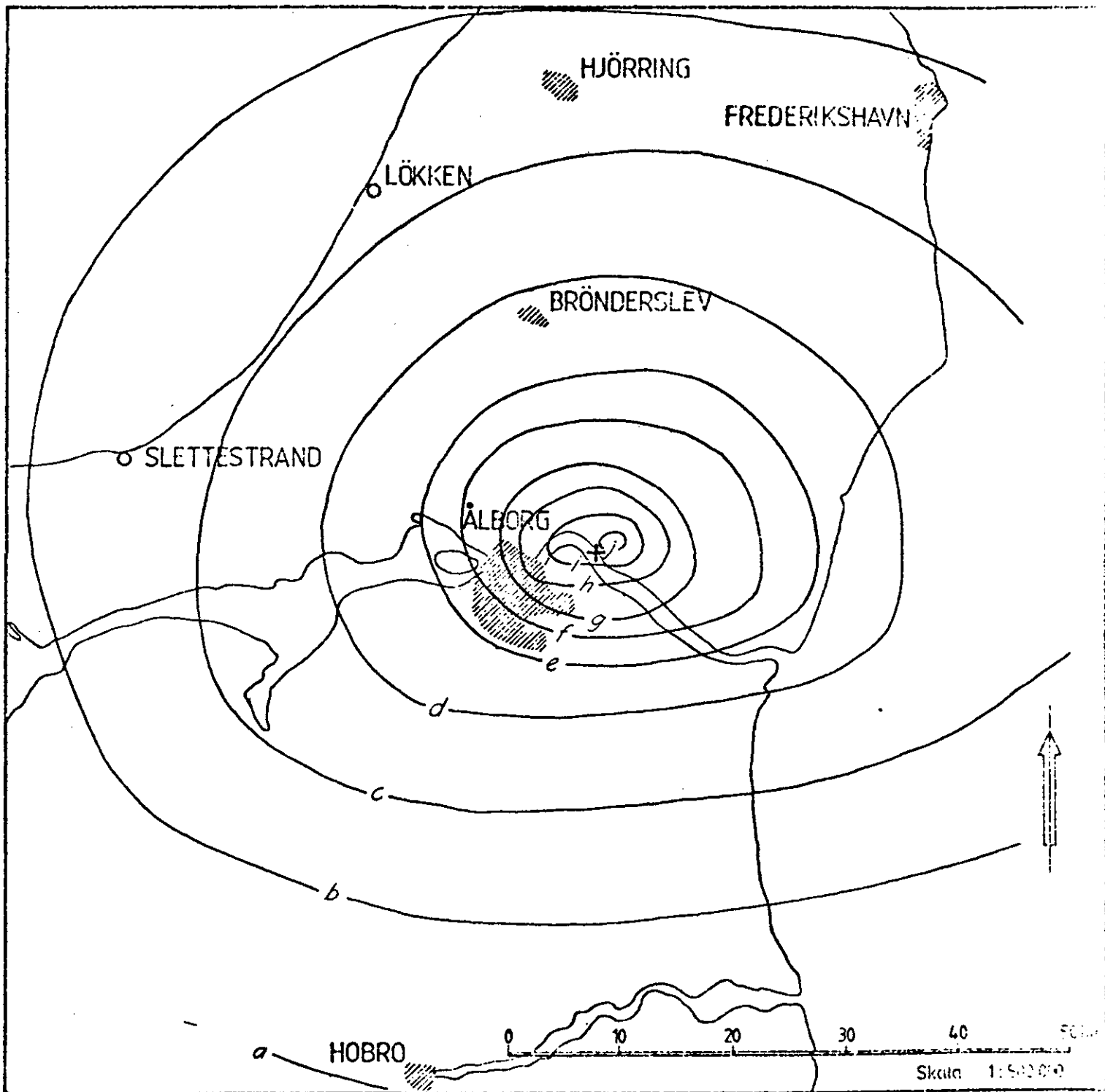


Fig. 14. Beregnet årlig deposition af Fe fra Vendsysselværket ved kulfyring. Isoliniernes depositionsverdier fremgår af tabel 12.

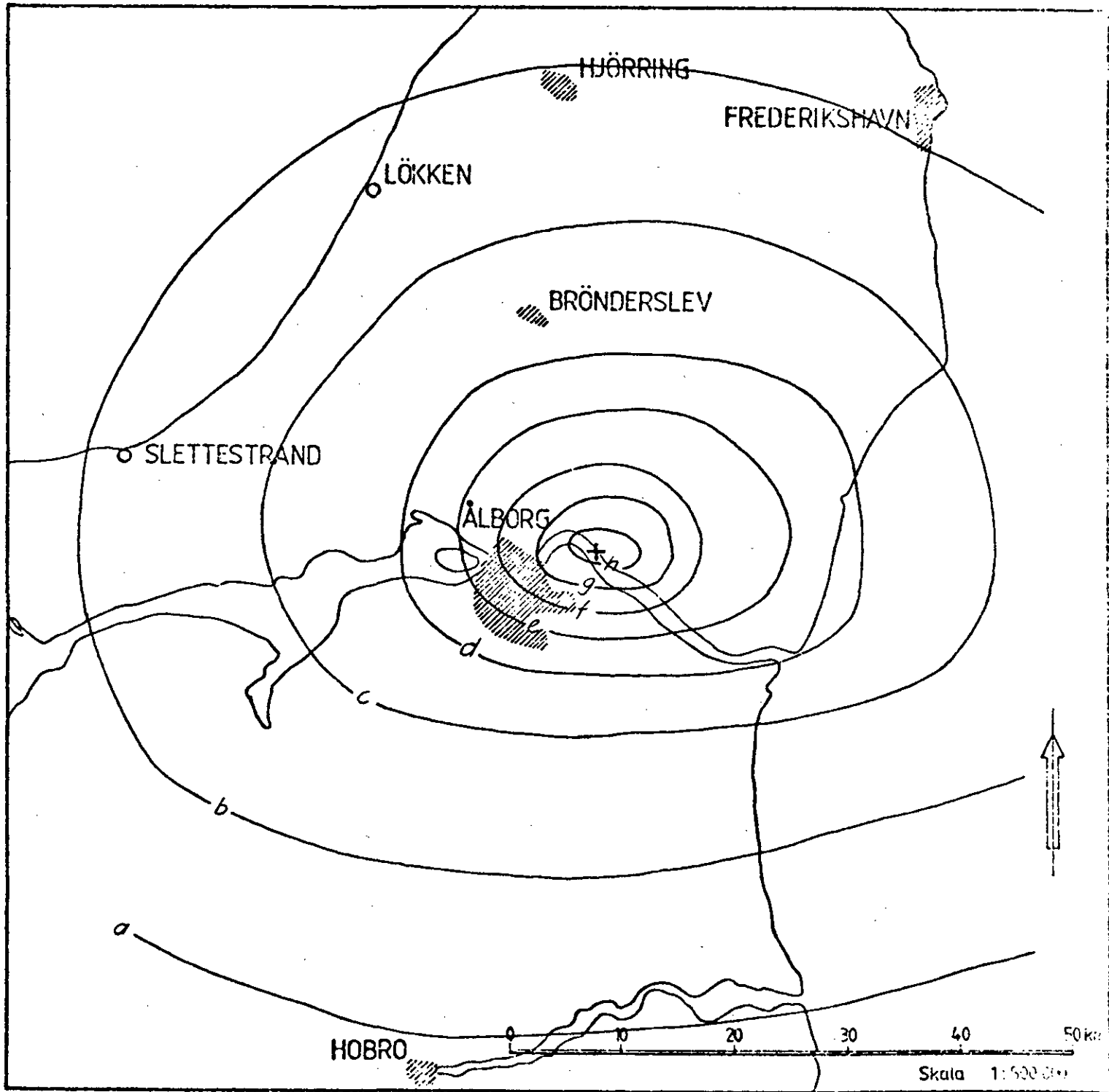


Fig. 15. Beregnet årlig deposition af tungmetallerne V og Ni fra Vendsysselværket ved oliefyring. Isoliniernes depositionsverdier fremgår af tabel 12.

VURDERING AF LUFTKONCENTRATIONS- OG DEPOSITIONSBIDRAG
VED KRAFTVÆRKSUDBYGNINGEN I 1980'erne

Ulrik Torp

September 1980
Forsøgsanlæg Risø, 4000 Roskilde

INDHOLDSFORTEGNELSE

	Side
INDLEDNING	3
ELVÆRKSUDBYGNING	3
EMISSION	3
LUFTKVALITET	4
DEPOSITION	5
REFERENCER	7

INDLEDNING

Denne rapport indgår som et delbidrag i Miljøstyrelsens kulkonsekvensredogørelse. Den indeholder en vurdering af mulighederne for, udfra Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Instituts (SMHI) beregninger på Amager- og Vendsysselværket (Christer Persson, 1980) og elværkernes udbygningsplaner (Jakobsen, 1980), at anslå elværkernes bidrag til luftkvalitet og deposition ved udgangen af 1980'erne.

ELVÆRKSUDBYGNING

Ifølge Jakobsen (1980) vil elværksudbygningen ske på følgende værker:

Enstedværket,
Skærbækværket,
Studstrupværket,
Herningværket,
Randers kommunale Elværk,
Limfjordsværket og
Vestkraft

på Fyn og i Jylland, medens det for Sjælland og Bornholm vil dreje sig om:

Asnæsværket,
H.C. Ørstedværket,
Østkraft og
Amagerværket

Den planlagte udbygning vil i perioden 1980-1989 være 3 300 MW eller 67% af kapaciteten i 1980 og regnet som den maksimale driftsklare effekt.

EMISSION

Med antagelse om samme kapacitetsudnyttelse i 1980, 1985 og 1989 som i 1979 og at hele kapacitetsudvidelsen vil ske med anlæg til kulfyring, kan emissionen fra elproduktionen af svovldioxid og nitrogenoxid på landsbasis beregnes (Jakobsen, 1980) til

	1980	1985	1989
SO ₂ x 1 000 tons	226	270	325
NO _x x 1 000 tons	94	125	160

Det ses, at stigningen i svovldioxidemissionen vil være knap 100 000 tons eller 43% fra 1980 til 1989 medens nitrogenoxidemissionen vil stige 66 000 tons eller 70%.

LUFTKVALITET

Til en vurdering af hvilke konsekvenser denne udbygning vil have på luftkvaliteten omkring de respektive værker, kræves spredningsmeteorologiske beregninger for hvert enkelt værk og i nogle tilfælde for hver enkelt skorsten. En gennemførelse af disse beregninger vil ikke alene kræve meteorologiske data, men også en nøje specifikation af emissionsforholdene. I den aktuelle situation foreligger der kun spredningsberegninger for ét af ovennævnte 11 værker, Amagerværket.

Amagerværket forventes udbygget i 2 omgange i 1985 og 1989, hver med en udvidelse på 480 MW elektrisk effekt. Ved at antage en lige så stor belastning af den planlagte udvidelse i 1985 som for det eksisterende værk, ca. 69%, bliver middeleffekten for det samlede værk omkring 520 MW.

Hvis det var realistisk at antage, at denne udvidelse ville ske med et anlæg af samme type og specielt med samme højde på skorstenen som det eksisterende værk og uden nye emissionsbegrænsende foranstaltninger, ville det være relevant blot at multiplicere de allerede beregnede bidrag til luftkoncentrationerne og depositionsmængderne med forholdet, 2.8, mellem den "gamle" og "nye" middeleffekt.

En sådan "op-scaling" af det eksisterende værk vil ifølge SMHI-beregningerne selv for fyring med de svovlfattige polske kul for en "gennemsnitlig" juni måned give 99%-fraktil koncentrationer for timemiddelværdier på mellem 175 og 225 $\mu\text{g SO}_2$ pr. m^3 for det indre København og Amager efter 1985, hvor det tilladelige bidrag vil være 150-200 μg pr. m^3 . Hvorvidt en højere skorsten på værkudvidelsen vil give en tilstrækkelig reduktion i bidraget, kan kun fornyede spredningsmeteorologiske beregninger afgøre.

Det er således ikke muligt på grundlag af de foretagne beregninger for Amagerværket at anslå de planlagte udbygningers bidrag til luftforureningskoncentrationerne.

DEPOSITION

Mulighederne for, ud fra SMHI-beregninger, at give et overslag over de på jordoverfladen deponerede mængder indenfor f.eks. 50 km's afstand for en lidt højere skorsten er dog noget bedre så længe det kun drejer sig om forureninger, der primært udsendes i gasfase. For forureninger, der udsendes i partikelfase vil højere filtereffektivitet ikke alene have afgørende betydning for størrelsen af de emitterede mængder, men der vil også ske en væsentlig formindskelse i de emitterede partikleres gennemsnitlige størrelse, der igen er af afgørende betydning for depositionsprocesserne.

Ved at overføre emissionsmålingerne på Studstrupværket til Amagerværket får man for en belastning på gennemsnitligt 188 MW, svarende til en middelbelastning på omkring 70%, ved fyring med polske kul et årligt svovludslip på 4 150 tons. Ifølge beregningerne fra SMHI deponeres knap 600 tons svovl eller ca. 15% af den emitterede mængde inden for de nærmeste 50 km. Da kun 60 af de 600 tons er beregnet at være deponeret inden for de nærmeste 5 km, hvor en højere skorsten vil have størst effekt, vil det være muligt at give et rimeligt godt overslag over den svovlmængde, der årligt deponeres inden for de nærmeste 50 km efter en udvidelse af værket.

Jakobsen (1980) har for Amagerværket for 1980 og 1989 angivet en svovlemission på henholdsvis 7 270 og 30 900 tons ved maksimal belastning hele året. Ved at regne med en middelbelastning på 68.3% af maksimalbelastningen, som det er gjort i "Dansk Elforsyning 1979" som gennemsnit for hele landet, får man en årlig svovlemission på ca. 5 000 tons og ca. 21 000 tons for henholdsvis 1980 og 1989. Heraf vil ifølge ovenstående omkring 15% eller 750 tons og 3 000 tons i henholdsvis 1980 og 1989 blive deponeret indenfor en afstand af 50 km fra værket.

Svovldepositionen integreret over stor afstand (f.eks. 50 km) fra kilden er det af forureningsbidragene, der er mindst følsom over for variationer i skorstenshøjden og filtereffektivitet. Imidlertid må man ved overslag over svovldepositionen omkring alle landets kraftværker sikre sig, at variationen i skorstenshøjde set i sammenhæng med de emitterede mængder ikke er urimelige i forhold til skorstenshøjderne på Amager- og Vendsysselværket.

I 1980 lå ca. 3/4 af den samlede emission på skorstene mellem 100 og 150 m; og af SMHI's depositions-beregninger for Vendsysselværket med den 110 m høje skorsten fremgår det, at omkring 20% af den emitterede svovlmængde deponeres inden for 50 km's afstand.

For 1980 vil det således være sandsynligt at mellem 15% og 20% eller mellem 17 000 tons og 22 500 tons af den emitterede mængde svovl, 113 000 tons, deponeres inden for 50 km's afstand af de knap 20 kraftværker.

For 1989 er den samlede mængde emitteret svovl opgjort til 161 000 tons. Den "gennemsnitlige" skorstenshøjde vil sandsynligvis være over 150 m eller endda over 200 m. De deponerede mængder svovl inden for 50 km's afstand af de pågældende værker vil således i hvert tilfælde være mindre end 15% af den emitterede mængde eller 24 000 tons.

For at sætte ovennævnte værdier i relief, kan det oplyses, at for 1974 blev landets samlede svovlemission anslået til 312 000 tons, heraf emitterede kraftværkerne 120 000 tons. Den totale svovldeposition på danske landområder blev for samme år opgjort til godt og vel 100 000 tons, hvoraf de 40 000 tons blev importeret fra andre lande i Europa.

REFERENCER

Jakobsen, Lars, Emissionsforhold ved el-produktion i 1980'erne. Dansk Kedelforening, Søborg, juli 1980.

Persson, Christer og Christina Lindgren. Spridningberäkningar avseende koncentration och deposition av luftföroreningar från olja- och koleldade kraftverk, SMHI, Norrköping, januar 1980.

RADIOAKTIV BELASTNING SOM FØLGE AF ANVENDELSE AF KUL
I KRAFTVÆRKER

Jes Fenger og Hans Flyger

November 1980

Forsøgsanlæg Risø, 4000 Roskilde

INDHOLD

	Side
1. PROBLEMSTILLINGEN	3
2. RADIOAKTIVE STOFFER I KUL	4
3. DOSE-COMMITMENT BEGREBET	5
4. SKADEVIRKNINGER	6
4.1. Virkninger af skorstensudslip	6
4.2. Virkninger af kulfyringsaffald	9
5. KONKLUSION	10
LITTERATUR	11

1. PROBLEMSTILLINGEN

Kul indeholder en række sporelementer, der er potentielt skadelige for den menneskelige sundhed og økosystemerne. Blandt de stabile er arsen, beryllium, cadmium, chrom, fluor, kviksølv, nikkel og bly, der optræder i koncentrationer, som varierer stærkt med kullenes oprindelse. Blandt de radioaktive dominerer de naturlige aktivitetskæder, bestående af Uran-235, Uran-238 og Thorium-232 og deres datterprodukter (f.eks. BARBER og GIORGIO, 1977).

Stofferne kan frigøres under kulbrydningen, rensningen, forbrændingen og askedeposeringen, og vil derefter bevæge sig i omgivelserne; deres skadevirkninger her afhænger dels af deres mængde og art, dels af deres transport, deposition, tilgængelighed og ophobning. De grundlæggende mekanismer er ens for stabile og radioaktive sporstoffer, og de behandles derfor undertiden parallelt i litteraturen. Den grundigste oversigt er givet i en rapport (VAN HOOK, 1978) udarbejdet i forbindelse med den amerikanske "Kulkonsekvensredøgørelse".

Den foreliggende rapport er et litteraturstudie af en række udenlandske undersøgelser, der kan danne basis for en vurdering af strålingsrisikoen ved øget anvendelse af kul i danske kraftværker. Det er kun her forbrændingsprocessen og den følgende spredning via røggassen samt askedeposeringen, der er af interesse.

Litteraturlisten, der omfatter 23 numre, er ikke udtømmende men giver et repræsentativt udsnit af de relevante arbejder. I disse vil man kunne finde yderligere henvisninger.

2. RADIOAKTIVE STOFFER I KUL

Dannelsen og sammensætningen af forskellige kul er bl.a. beskrevet i Miljøstyrelsens miljøprojekt 12 (PEDERSEN, 1978). Uranindholdet er for 27 kul, der anvendes i vesttyske kraftværker opgivet til i middel 1 ppm og fordeler sig fra under 0,7 til 1,3 ppm. Amerikanske kul opgives at have 0,09-3,7 ppm uranindhold. McBRIDE et al (1977) nævner dog, at enkelte amerikanske kul kan have et uranindhold på op til 43 ppm, og et thori- umindhold på 79 ppm. Som rimelige gennemsnit for hele USA regnes i fle- re publikationer med 1 ppm uran og 2 ppm thorium. (VAN HOOK, 1978). Tyske og australske kul (LIM, 1979) og indiske (MISHRA, 1980) afviger ikke væsentligt herfra.

Uran består i det væsentlige af isotoperne Uran-238 og Uran-235, der hen- falder til en serie af radioaktive datterprodukter, endende med henholds- vis bly-206 og bly-207. Thorium består udelukkende af den radioaktive isotop Thorium-232, der ligeledes føder en kæde endende med bly-208.

Kæderne er i såkaldt sekulær ligevægt, dvs. at der hele tiden henfalder det samme antal radioaktive atomkerner på hvert trin. Da halveringsti- den for moderkernerne er henholdsvis $4,5 \cdot 10^9$, $7,1 \cdot 10^8$ og $1,4 \cdot 10^{10}$ år, er den samlede aktivitet i praksis konstant.

Forholdene kompliceres dog af, at Uran-238 kæden og Thorium-232 kæden indeholder to kortlivede radioaktive gasarter, Radon-222 og Radon-220, der ikke udbredes i omgivelserne på samme måde som de øvrige datterpro- dukter. Derfor vil kæderne efter udbredelse ikke nødvendigvis være i se- kulær ligevægt. Aktiviteten af de forskellige isotoper i udslippet fra kulfyrede værker er givet detaljeret af McBRIDE et al (1977) og KIRCHNER et al (1974), samt mere summarisk af en række andre forfattere (f.eks. KOLB, 1978, CAMPLIN og HALLAM 1980).

3. DOSE-COMMITMENT BEGREBET

Når der sker en forurening med langlivede radioaktive stoffer, er det ikke nok at beregne den årlige strålingsbelastning som følge af en given handling. Det radioaktive materiale kan ophobes i omgivelserne eller i den menneskelige organisme. Det betyder, at strålingsbelastningen stiger med tiden, og den kan også fortsætte, efter at forureningen er ophørt.

Hvis det radioaktive materiale forsvinder - enten ved henfald, eller ved biologisk udskillelse - med en effektiv halveringstid på T år, vil dosishastigheden ved fortsat forurening vokse fra en begyndelsesværdi H_D til en ligevægtsværdi $T \cdot H_D$. Hvis halveringstiden er meget længere end ét år, bliver ligevægtsværdien af den årlige dosis lig antallet af år, siden forureningens start gange dosis i det første år.

Skal man vurdere den totale skadevirkning som følge af en given handling, beregnes det såkaldte "dose-commitment" (LINDELL, 1976). Det defineres som det uendelige tidsinterval af gennemsnitsdosishastigheden for en given befolkning - i princippet hele jordens befolkning. Den befolkning, som dosishastigheden midles over, udgøres ikke nødvendigvis af de samme individer til forskellige tider; i praksis vil der ofte være tale om mange generationer.

Dosishastigheden et givet sted og til en given tid afhænger selvfølgelig af den oprindelige udslupne aktivitet, men også af spredningen og af halveringstiden. Derfor kan en beskeden aktivitetsmængde fra et kulfyret værk godt give en større samlet skadevirkning end en større aktivitetsmængde fra et A-kraftværk. F.eks. må det antages, at 1 mC Radium udsendt fra et kulfyret kraftværk i det lange løb kan give samme skadevirkning som 400.000 mC Krypton-85 og 400 mC Jod-131 udsendt fra et A-kraftværk (EISENBUD og PETROW, 1964).

For langlivet aktivitet kan man beregne ufatteligt store skadevirkninger ved at integrere til uendelig tid. Dette har imidlertid ikke megen mening, da tilsvarende virkninger fås fra baggrundsstrålingen. Man har derfor argumenteret for forskellige integrationsafkortninger eller vægtninger, der giver et rimeligt vurderingsgrundlag (se f.eks. GJØRUP, 1977).

4. SKADEVIRKNINGER

Skadevirkninger af radioaktiv stråling på grund af fyring med kul kan fås i alle faser:

- Kulbrydning
- Transport
- Oplagring
- Behandling (formaling)
- Udslip til atmosfæren under forbrænding
- Deponering eller anvendelse af affald.

Kulbrydning og transport spiller ingen rolle for danske forhold, og oplagring vil ikke give nævneværdig radioaktiv belastning. En enkelt jugoslavisk undersøgelse (BAUMAN og HORVAT, 1980) har vist, at arbejdspladsen på et kulfyret kraftværk kan være kontamineret med naturlig radioaktivitet, og at undersøgte arbejdere bl.a. havde forhøjet indhold af bly-210 i urinen. Den største risiko ligger imidlertid ved udslippet til atmosfæren og ved deponeringen eller anvendelse af slaggen og asken.

4.1. Virkninger af skorstensudslip

Da den øjeblikkelige aktivitet er lille, og den samme stråling optræder som en del af baggrunden, er det sjældent muligt direkte at måle den udslupne aktivitet. Man må derfor beregne den ved at gå ud fra brændslets indhold af radioaktive stoffer, fordelingen på slaggen og flyveaske samt rensningsgraden inden udslippet til atmosfæren.

Ved kulforbrænding i typiske kedler udsendes fra 55 til 85% af kullenes mineralindhold i form af små partikler i røggassen - resten forbliver i slaggen. Man kan ikke uden videre gå ud fra, at de enkelte elementer fordeles sig ligeligt på aske og slagge; yderligere synes der at være en tendens til, at en række sporstoffer fortrinsvis sætter sig på små partikler, der har en stor overflade i forhold til deres masse. Da endelig disse små partikler lettest går gennem eventuelle filteranlæg, vil der kunne ske en effektiv berigning af sporstoffer i den udsendte røggas i forhold til sporstofindholdet i det afbrændte kul. Disse forhold er bl.a. diskuteret af ONDOV (ONDOV et al 1978, BIERMANN og ONDOV, 1980, COLES et al, 1978, 1979). Typisk fås for Uran en berigningsfaktor på 2, mens der ikke er nogen berigning for Thorium. Større værdier kan opnås, hvis filteranlæggene har speciel lav effektivitet for små partikler; for et Venturi scrubber anlæg med 99% effektivitet for partikler med diameter over 2 μm , men kun ca. 40% effektivitet for mindre partikler er observeret en uran-berigning på 13,5 gange (ONDOV et al, 1978).

Det forhold, at sporstoffer - radioaktive eller stabile - kan have en tendens til at sætte sig på små partikler, bør tages i betragtning ved vurderingen af deres sundhedsskadelige virkninger, idet små partikler lettere trænger dybt ind i åndedrætsystemet. Effekten modvirkes dog af en tendens til koagulation af små partikler til større i selve røgfanen.

I den oftest citerede rapport "Radiological impact of airborne effluents of coal fired and nuclear power plants", har McBRIDE et al. (1977) estimeret den radiologiske virkning af et kulfyret kraftværk på 1000 MW(e). Det antages, at værket forbruger ca. 360 tons kul pr. time, at indholdet af uran og thorium er henholdsvis 1 ppm og 2 ppm, samt at 1% af flyveasken undslipper med røggassen; dvs. 99% fanges i filtre m.m.; der regnes ikke med størrelsesfraktionering. De beregnede radioaktive udslip antages at belaste 3.5 millioner mennesker, som lever i en afstand af op til ca. 90 km fra værket, og der beregnes følgende doser for skorstenshøjder, varierende fra 300 til 50 m:

"Whole-body": 10-25 mandrem pr. år.

Knogle dosis: 100-240 mandrem pr. år.

De tilsvarende individuelle gennemsnits dose-commitments blev henholdsvis 0.003-0.007 og 0.03-0.07 mrem pr. år. Det maksimale individuelle dose-commitment er 1.9 mrem pr. år, optræder ca. 500 m fra skorstenen og er stort set uafhængig af dennes højde.

Samtlige belastninger på grund af inhalation og fødeindtag er beregnet som exponering i ét år efterfulgt af 50 års intern bestråling. Ved bestråling fra deposition er der regnet med ophobning over 50 års drift. Det skal dog bemærkes, at disse dose-commitments ikke udtrykker den totale skade på alle legemets organer. Man kan beregne det såkaldte "effektive dosis ækvivalent" (ICRP, 1977) ved hjælp af vægtningsfaktorer for de forskellige organer. Denne beregning er ikke gennemført i amerikanske rapporter, da USA endnu ikke har accepteret ICRP's rekommandation; rapporten indeholder heller ikke alle de nødvendige oplysninger om organ-doser; imidlertid kan man skønne, at det effektive dosis ækvivalent er ca. dobbelt så stort som det beregnede "whole-body"-dose-commitment.

Ved overslagsberegninger antages det normalt, at der optræder ét cancer-dødsfald for en dosis på 10.000 mand-rem; der vil således ikke blive tale om observerbare effekter.

Sammenligner man kraftværkets "whole-body" strålingsbelastning på 0.007 mrem pr. år med belastninger fra baggrundsstrålingen på ca. 80 mrem pr. år, ses det, at der kun sker en forøgelse på 10^{-5} .

Det væsentligste bidrag ($\sim 90\%$) kommer fra indtag af datterkernerne Radium 226 og 224, der antages at kunne indgå i fødekæden. Det forudsættes, at befolkningen udelukkende har levet af føde, produceret i det betragtede område i beregningsåret, men en tilsvarende effekt vil selvfølgelig optræde, hvis føden stammer fra et tilsvarende belastet område, f.eks. fordi et helt land er blevet udbygget med kulfyrede værker.

I en række andre undersøgelser af samme type, men udført mere eller mindre detaljeret og med forskellige forudsætninger, fås resultater, der varierer inden for en faktor 5 i begge retninger (CAMPLIN og HALLAM, 1980, MISHRA et al, 1980, EISENBUD og PETROW, 1964, BAYLISS og WHAITE, 1966). I flere tilfælde foretages ligesom af McBRIDE sammenligninger mellem kulfyrede værker og A-kraftværker (KOLB, 1978, ILYIN et al, 1977, STARR et al, 1972, MARTIN et al, 1971).

Konklusionerne er imidlertid stort set de samme i alle arbejder: Det radioaktive udslip giver bestrålingsbelastninger, der i gennemsnit er forsvindende små i sammenligning med baggrundsstråling. Den største belastning findes inden for 1 km fra værket, og den vigtigste mekanisme er optagelse gennem fødemidlerne. Kun i tilfælde af anvendelse af bituminøse kul med højt uranindhold er der grund til helsefysiske overvejelser.

Hvor der er foretaget sammenligning mellem kulfyrede kraftværker og A-kraftværker, viser det sig, at de kulfyrede værker giver de største samlede strålingsbelastninger under normale driftsforhold - fra 10 til 100 gange så meget.

4.2. Virkninger af kulfyringsaffald

Den forsvindende virkning af det radioaktive udslip fra kulfyrede kraftværker er bl.a. betinget af en effektiv røgrensning; dette medfører imidlertid, at den tilbageblevne slagge og flyveaske indeholder størstedelen af radioaktiviteten.

En karakterisering og vurdering af disponeringsmuligheder for flyveaske er bl.a. givet i Miljøstyrelsens miljøprojekt 12 (PEDERSEN, 1978).

Deponeres kulaffald i askedamme, eller anvendes det som jordfyld, er der en risiko for forurening af grundvandet. Der foreligger dog ingen direkte undersøgelser af den radioaktive forurening, og det vil derfor være rimeligt med en monitorering af sådanne lokaliteter.

Ligeledes bør tekniske anvendelser undersøges nøjere. Masseanvendelse af flyveaske til vejbygning vil næppe give problemer, men man bør ikke uden videre anvende kulaffald i bygningsindustrien. Således viser polske beregninger (PEŃSKO og GEISLER, 1980), at man må forvente et forhøjet strålingsniveau og dermed øgede stråleskader på grund af anvendelse af kulaffald i bygningsindustrien. Alvorlige somatiske skader for hele den polske befolkning i perioden 1951-2010 vurderes til mere end 31.000 tilfælde; dette tal omfatter næsten 1000 tilfælde af leukæmi og næsten 4000 andre ondartede neoplasmer på grund af et forhøjet indendørs strålingsniveau. Desuden skønnes det, at der vil optræde over 26.000 tilfælde af lungecancer på grund af forhøjede koncentrationer af Radon-222 og dets datterprodukter. Genetiske skader synes at være af mindre betydning. Sammen-

holdt med øvrige kræfthyppigheder finder man, at for tiåret 1971-1980 bidrager indendørs bestråling med 3% af concertilfælde i åndedrætsorganerne og 0.7% af samtlige neoplasmer i Polen. Det fremgår dog ikke, om en del heraf skyldes den naturlige radioaktivitet, der er i "naturlige" bygningsmaterialer, f.eks. granit, tegl og beton.

5. KONKLUSION

Der er gennem de sidste 15-20 år blevet foretaget en række vurderinger af det radioaktive udslip fra kulfyrede kraftværker - ofte i forbindelse med en sammenligning af skadevirkningerne som følge af anvendelse af forskellige typer energikilder.

Kulfyrede kraftværker giver under normale driftsbetingelser en større radioaktiv belastning af omgivelserne end A-kraftværker. Dette kan dog ikke ensidigt anvendes til en sammenligning mellem de to energiformer, da der ikke er medtaget belastningen fra brændselsfremstillingen og affaldsdeponeringen.

Alligevel kan man konkludere, at belastningen fra skorstensudslip kan negligeres, når der anvendes kul med normalt indhold af naturlig radioaktivitet. Belastningen fra affaldsdeponeringen er ikke studeret i detaljer, og det vil derfor være rimeligt med en monitorering af affaldspladser. Tekniske anvendelser af kulaffald skal vurderes nøje - i særdeleshed anvendelser i bygningsindustrien, der kan give anledning til uacceptable strålingsbelastninger.

LITTERATUR

- BARBER, D.E. and GIORGIO, N.R. (1977). Gamma-Ray Activity in Bituminous Subbituminous and Lignite Coals. Health Physics. 32, 83-88.
- BAUMAN, A. and HORVAT, D. (1980). Contamination of persons occupationally exposed to natural radioactivity in a coal fired power plant. Proc. 5th. int.congress of the IRPA vol 1, 181-184.
- BAYLISS, R.J. and WHAITE, H.M. (1966). A study of the Radium alpha-activity of coal, ash and particulate emission at a Sydney Power Station. Air and Water Pollut. Int. J. 10, 813-819.
- BIERMANN, A.H. and ONDOV, J.M. (1980). Application of surface-deposition models to size fractionated coal fly ash. Atmos. Environ. 14, 289-295.
- CAMPLIN, W.C. and HALLAM, J. (1980). Assessment of the radiation exposure from the radioactive material released from the stack of a 2000 MWe coal fired power station. Proc. 5th. int. congress of the IRPA vol. III, 153-156-
- COLES, D.G., RAGANI, R.C. and ONDOV, J.M. (1978). Behaviour of Natural Radionuclides in Western Coal-Fired Power Plants. Environ. Sci. Technol. 12, 442-446.
- COLES, D.G., et al (1979). Chemical Studies of Stack Fly Ash from a Coal Fired Power Plant. Environ. Sci. Technol. 13, 455-459.
- EISENBUD, M. and PETROW, H.G. (1964). Radioactivity in the Atmospheric Effluents of Power Plants that use Fossil Fuels. Science 144, 288-289.

GJØRUP, H.L. (1977). Global collective dose commitments from release of long-lived radionuclides differential cost-benefit considerations. In: Nuclear power and its fuel cycle (IAEA, Vienna) 303-316.

ICRP (1977). Publication 26; Pergamon Press, Oxford.

ILYIN, L.A., KNIZHNIKOV, V.A. and BARKHUDAROV, R.M. (1977). A relative risk estimation of excessive frequency of malignant tumours in population due to discharges into the atmosphere from fossil-fuel and nuclear power stations. Proc. 4th int. congress of the IRPA, 189-193.

KIRCHNER, H. MERZ, E. and SCHIFFERS, A. (1974). Radioaktive Emissionen aus mit rheinischer Braunkohle befeuerten Kraftwerksanlagen. Braunkohle 340-345.

KOLB, W. (1978). Die Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus Kern- und Steinkohlekraftwerken - ein Vergleich der Strahlenbelastung. Physikalisch - Technische Bundesanstalt Bericht Ra-8, 13 pp.

LIM, M.Y. (1979). Trace elements from coal combustion - atmospheric emissions. Report Number ICTIS/TR05. IEA Coal Research London, 56 pp.

LINDELL, B. (editor) (1976). Applicability of International radiation protection. Recommendations in the Nordic Countries. The Radiation Protection Institutes in Denmark, Finland, Iceland, Norway, and Sweden.

MARTIN, J.E. et al (1971). Radioactivity from fossil-fuel and nuclear power plants. In proceedings of a Symposium on environmental aspects of nuclear power stations. IAEA and US AEC. New York 10-14 August, 1970.

McBRIDE, J.P. et al (1978). Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal and Nuclear Plants. Science 202, 1045-1050. Kort version af: ORNL-5315 (1977), 43 pp.

- MISHRA, U.C., LALIT, B.Y. and RAMACHANDRAN (1980). Radioactivity release to the environment by thermal power stations using coal as fuel. *The Sciences of the total Environment* 14, 77-83.
- ONDOV, J.M., RAGAINI, R.C., and BIERMANN, A.H. (1978). Characterization of trace element emissions from coal-fired power plants. Lawrence Livermore Laboratory, UCRL 80412, 20 pp. Conf.-771072-6.
- PEDERSEN, S.D. (1978). Flyveaske, karakterisering og vurdering af disponeringsmuligheder. Miljøprojekt No. 12.
- PEŃSKO, J. and GEISLER, J. (1980). Assessment of biological effects resulting from large scale applications of coal power plant wastes in building technology in Poland. Proc. 5th int. congress of the IRPA vol. II, 377-380.
- STARR, C. Greenfield, M.A. and HAUSKNECHT, D.F. (1972). A comparison of public health risks: Nuclear vs oil-fired power plants. *Nuclear News* 15, 37-45.
- VAN HOOK, R.I. (1978). Potential health and environmental effects of trace elements and radionuclides from increased coal utilization. ORNL-5367, 54 pp.

I kommission

**DANSK KEDELFORENING
ENERGI & MILJØ**

GLADSAXE MØLLEVEJ 15 · 2860 SØBORG · (01) 69 65 11



ISEN 87-87607-17-4