

NILU
OPPDRAGSRAPPORT NR 1/76
REF: E0-2-38.75
DATO: NOVEMBER 1975

VIRKNINGER AV LUFTFORURENSNINGER
FRA ET OLJEFYRT VARMEKRAFTVERK
(ØSTLANDET - ROGALAND - SØRLANDET)

AV

BJARNE SIVERTSEN

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 115, 2007 KJELLER
NORGE

FORORD

Denne utredningen er utført i tidsrommet 14.10.75 - 15.1.76, på oppdrag fra Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen (NVE) Statskraftverkene og representerer en delrapport vedrørende utredningen om oljekraftverk i Østlands-området. Beregninger, som er utført ved Norsk Institutt for Luftforskning (NILU), danner grunnlag for en diskusjon av miljøpåvirkninger ved utslipp av luftforurensninger fra et oljefyrt varmekraftverk. Vurderingene er basert på diskusjoner og kommentarer fra personer i en kontaktgruppe som har bestått av følgende personer:

Førsteamanuensis	W. Lindberg	Hygienisk Institutt
Forsker	A. Henriksen	Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)
Forsker	R. Horntvedt	Norsk Institutt for Skogforskning (NISK)
Overingeniør	P. Storebø	Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen (NVE)
Statskonsulent	K. Isachsen	Landbruksdepartementet
Overingeniør	J. Hatling	Statens Forurensningstilsyn (SFT)
Avd. ingeniør	G. Gaupset	SFT
Forskningsleder	Y. Gotaas	Norsk Institutt for Luftforskning (NILU)
Forskningsleder	A. Semb	NILU
Forsker	H. Dovland	NILU
Forsker	B. Sivertsen	NILU

Kontaktpersonene er innkalt av Statens Forurensningstilsyn (SFT), som også har hatt ansvaret for koordineringen av gruppens arbeid.

Skriftlige bidrag til vurderingene i denne rapporten er levert av Lindberg, Henriksen og Horntvedt (appendiks 5, 6 og 7). Beregningene, sammenfatning av diskusjonene og sammenstillingen av rapporten er utført ved NILU.

Personene i kontaktgruppen har gjennomgått rapporten, og er enige i de konklusjonene som er trukket.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	3
<u>SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER</u>	9
1 <u>INNLEDNING</u>	13
2 <u>ALTERNATIVE BYGGESTEDER</u>	13
3 <u>UTSLIPPSDATA</u>	15
4 <u>METEOROLOGI</u>	17
4.1 <u>Vind</u>	17
4.2 <u>Stabilitet</u>	19
4.3 <u>Nedbør</u>	21
4.4 <u>Representativitet av meteorologiske data</u> ...	22
5 <u>BEREGNINGSGRUNNLAG</u>	24
6 <u>LUFTKVALITETSNORMER</u>	24
7 <u>SKORSTEINSHØYDEBEREGNINGER</u>	25
7.1 <u>Svovelprosent 0.5 i oljen, ingen gassrensing</u>	25
7.2 <u>Svovelprosent 1.0 i oljen, ingen gassrensing</u>	27
7.3 <u>Temperatur i avgassene etter sjøvannrensing</u>	28
8 <u>SPESIELT UGUNSTIGE SPREDNINGSFORHOLD</u>	29
8.1 <u>Instabilisering av stabil sjøbris</u> <u>(røyknedslag)</u>	29
8.2 <u>Røyknedslag under høy inversjon</u>	31
8.3 <u>Konsentrasjon i åsside</u>	32
8.4 <u>Vindstille</u>	33
9 <u>ÅRSBELASTNING AV LUFTFORURENSNINGSPRODUKTENE</u>	33
9.1 <u>Emmerstad</u>	34
9.1.1 <u>Bakkekonsentrasjoner</u>	34
9.1.2 <u>Tørravsetning</u>	36
9.1.3 <u>Nedbørutfelling</u>	39
9.1.4 <u>Totalavsetning på bakken</u>	42

INNHOLDSFORTEGNELSE (forts.)

	Side
9.2	<u>Naverfjorden</u> 44
9.2.1	<u>Bakkekonsentrasjoner</u> 44
9.2.2	<u>Tørravsetning</u> 44
9.2.3	<u>Nedbørutfelling og totalavsetning</u> 48
9.3	<u>Slagentangen</u> 50
9.3.1	<u>Bakkekonsentrasjoner</u> 50
9.3.2	<u>Tørravsetning</u> 50
9.3.3	<u>Nedbørutfelling og totalavsetning</u> 53
9.4	<u>Vardeåsen i Rygge</u> 55
9.4.1	<u>Bakkekonsentrasjoner</u> 55
9.4.2	<u>Tørravsetning</u> 55
9.4.3	<u>Nedbørutfelling og totalavsetning</u> 58
9.5	<u>Skjøttelvik, Hurum</u> 60
9.5.1	<u>Bakkekonsentrasjoner</u> 60
9.5.2	<u>Tørravsetning</u> 60
9.5.3	<u>Nedbørutfelling og totalavsetning</u> 63
9.6	<u>Nord-Rogaland</u> 65
9.6.1	<u>Bakkekonsentrasjoner (Kårstø og Ytraland)</u> ... 67
9.6.2	<u>Tørravsetning</u> 67
9.6.3	<u>Nedbørutfelling og totalavsetning</u> <u>(Kårstø og Ytraland)</u> 70
9.7	<u>Sørlandet</u> 72
9.7.1	<u>Bakkekonsentrasjoner (Tromøya ved Arendal)</u> .. 72
9.7.2	<u>Tørravsetning</u> 72
9.7.3	<u>Nedbørutfelling og totalavsetning</u> 73
10	<u>VIRKNINGER PÅ MILJØET</u> 77
10.1	<u>Mulige helseeffekter</u> 77
10.1.1	<u>Svoveldioksyd</u> 77
10.1.2	<u>Sulfat</u> 80
10.1.3	<u>Nitrogenoksyder</u> 81
10.1.4	<u>Tungmetaller</u> 82

INNHOLDSFORTEGNELSE (forts.)

	Side
10.2 <u>Virknings</u> på skog og vekster	83
10.2.1 <u>Svoveldioksyd</u>	84
10.2.2 <u>Nitrogenoksyder</u>	85
10.3 <u>Forsurningsproblemer</u>	85
10.4 <u>Atmosfærisk korrosjon</u>	87
11 <u>SLUTTBEMERKNINGER</u>	89
12 <u>REFERANSER</u>	91

APPENDIKS 1 : Om spredning av luftforurensninger

APPENDIKS 2 : Beregningsgrunnlag: Spredningsmodeller

APPENDIKS 3 : Luftkvalitetsnormer

APPENDIKS 4 : Beregningsgrunnlag: Bakkekonsentrasjon
ved røyknedslag i sjøbris

APPENDIKS 5 : Miljøkonsekvenser på grunn av luft-
forurensninger fra oljefyrt kraftverk

APPENDIKS 6 : Forsurningsproblematikken ved utslipp
av luftforurensninger fra oljefyrt
varmekraftverk

APPENDIKS 7 : Mulige røykskader på skog og annen
vegetasjon som følge av utslipp av
luftforurensninger fra oljekraftverk

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Denne rapporten inneholder en vurdering av miljøaspektene ved utslipp av luftforurensninger fra et oljefyrt varmekraftverk. En har utført beregninger og vurderinger for 8 alternative byggesteder hvorav 5 i Østlands-området, 2 i Rogaland (i Karmøy-området) og ett på Sørlandet (Tromøya ved Arendal).

For et oljefyrt varmekraftverk som blir tilknyttet det norske kraftnett i midten av 1980-årene, har en beregnet en midlere brukstid på ca 3500 timer pr år, varierende fra år til år fra 0 til ca 7000 timer. I et middels år, vil den vesentlige del av driften skje i høst- og vintermånedene.

Basert på NVE's spesifikasjon av utslippsmengdene til luft av de mest aktuelle luftforurensningene, har en beregnet krav til skorsteinshøyder ved kraftverket. Forutsetningen for skorsteinshøydeberegningen er at bakkekonsentrasjonen ikke skal overstige $360 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ som timesmiddel. Dette vil også sikre at normer for nitrogenoksyder heller ikke overskrides i bakkenivå for de utslippsalternativer som er vurdert i denne rapporten. For et oljefyrt varmekraftverk med 2 enheter hver på 600 MWe, viser beregningene følgende:

- hvis kraftverket fyres med olje med 0.5% svovel, og uten gassrensing, bør skorsteinene (én på hver enhet) ikke være lavere enn 120 m
- hvis kraftverket fyres med olje med 1% svovel, og uten gassrensing bør skorsteinene ikke være lavere enn 160 m
- hvis kraftverket fyres med olje med 2.5% svovel, og avgassene renses med sjøvann, må en selv med skorsteiner på 150 m etteroppvarme avgassene til minst 75°C for å sikre en tilstrekkelig røykhevning
- for at konsentrasjonen av vanadiumpentoksyd i bakkenivå ikke skal bli for høy ut fra helsemessige kriterier, bør vanadiumutslippet ikke overstige ca. 15 kg V/h. Vanadiuminnholdet i oljen bør derfor være mindre enn 30 ppm (vekt).

Basert på meteorologiske data fra byggestedene i Østlandsområdet og ved Kårstø (i Rogaland), samt data fra Meteorologisk institutts værstasjon ved Arendal (Torungen Fyr), har en beregnet årsmiddelkonsentrasjoner og tørravsetning av SO₂ (som sulfat) som resultat av utslipp fra 120 m høye skorsteiner og fyring med olje med 0.5 eller 1.0% svovel.

Utvaskingen av sulfat i nedbørsituasjoner er også beregnet basert på en forenklet modell og nedbørdata fra Meteorologisk institutts stasjoner Rygge, Ferder, Utsira og Torungen.

Konsentrasjonsfordelingene og sulfatnedfallet midlet over året er presentert på kart over områdene rundt byggestedene. Beregningene er beheftet med en del usikkerheter, som vanskelig lar seg kvantifisere (se kapittel 11). Kartene gjenspeiler dog i hvilken grad (hvor ofte og hvor sterkt) de forskjellige områdene rundt byggestedene vil bli belastet av utslipp av luftforurensninger.

Bakkekonsentrasjoner under særlig ugunstige spredningsforhold (røyknedslag) er også estimert. Disse viser at en i enkelte relativt sjelden forekommende meteorologiske situasjoner må vente konsentrasjoner langt over det dimensjonerende timesmidlet på 360 µg SO₂/m³ selv med et innhold på 0.5% svovel i oljen. Slike høye konsentrasjoner vil imidlertid i ett og samme punkt være av kort varighet, fra noen minutter til maksimalt ca. en halv time.

På grunnlag av ovenfor nevnte beregninger har en vurdert mulige helseeffekter, sviskader på skog og vekster, atmosfærisk korrosjon og forurningsproblemer som resultat av luftforurensninger fra et oljefyrt varmekraftverk.

Helseeffekter

Målsetningen for beregningene har vært at gjeldende luftkvalitetsnormer for å unngå uønskede helseeffekter ikke skal overskrides i bakkenivå. Dette menes å kunne oppnås ved bruk av olje med 0.5% og 1.0% svovel uten avgassrensing, dersom forutsetningene spesifisert under skorsteinshøydeberegningene er tilfredsstillt. For alternativet 2.5% svovel i olje og sjøvannrensing vil det være nødvendig med oppvarming av avgassene, dersom en skal unngå overskridelser av luftkvalitetsnormene i nærområdet. Det forutsettes også at vanadium og andre forurensningskomponenter holdes på det nivå som er spesifisert i denne rapporten. Dersom disse vilkår er oppfylt, vil de helsemessige forhold ikke være avgjørende for valg av byggested. Det må dog tas hensyn til øvrig forurensningsbelastning og bebyggelse i varmekraftverkets omgivelser.

Skogskader

Selv om en anvender olje med 0.5% svovel som anses å være det gunstigste alternativ, kan en ikke sikre seg mot at sviskader på trær og vekster i de nærmeste kilometrene fra kraftverket kan forekomme under ugunstige spredningsforhold. Dette vil spesielt kunne forekomme i sommerhalvåret, og vil bare berøre begrensede arealer i hvert tilfelle.

Korrosjonsskader

I området rundt et oljefyrt varmekraftverk må en vente noe sterkere atmosfærisk korrosjon enn i et uforurenset område. De økonomiske konsekvenser av dette lar seg i dag vanskelig beregne.

Forsurningsproblemer

Basert på de forutsetninger som er lagt til grunn vil forsurningsproblemene være de mest avgjørende for vurdering av de forskjellige utslippsalternativene og regionmessig lokalisering. Totalutslippet av SO₂ og dermed mengden av surt nedfall oppgis å bli noe mindre med bruk av olje med 2.5% svovel og sjøvannsvasking enn med bruk av olje med 0.5% svovel uten rensing.

Blandt de diskuterte byggestedsalternativene, er det på Sørlandet ut fra en vurdering av forsurningsproblemene det minst gunstige, da en relativt liten økning i svovelnedfallet kan føre til store miljøproblemer. Rogalands-alternativet er noe gunstigere enn Østlands-alternativene.

Totalvurderinger

Ut fra en samlet vurdering av de forskjellige miljøpåvirkninger forårsaket av luftforurensninger, har en kommet fram til følgende konklusjoner:

- byggestedsalternativene i Nord-Rogaland er noe gunstigere enn Østlands-alternativene mens Sørlands-alternativet synes å være det ugunstigste.
- det er vanskelig å skille de ytre og indre byggestedene i Oslofjord-området.

Alternativene Skjøttelvik og Vardeåsen synes å være noe ugunstigere enn de øvrige byggestedene. Hvis kraftverket kun skal være i drift i vinterhalvåret, synes Naverfjorden å være det beste alternativet av de vurderte byggestedene i Oslofjord-området.

VIRKNINGER AV LUFTFORURENSNINGER
FRA ET OLJEFYRT VARMEKRAFTVERK
(ØSTLANDET - ROGALAND - SØRLANDET)

1 INNLEDNING

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra NVE Statskraftverkene, etter avtale truffet på møte i Statens Forurensnings-tilsyn (SFT) den 14. oktober 1975. Rapporten inneholder beregninger av skorsteinshøyder, luftkvalitet og avsetning av sulfat på bakken. Vurderinger er gjennomført for fem alternative byggesteder i Oslofjord-området, for 2 byggesteder i Karmøy-distriktet og for et byggested på Sørlandet. Beregningene er basert på utslippsdata utarbeidet i samarbeid med oppdragsgiveren. Rapporten inneholder også en diskusjon av miljøkonsekvensene ved utslipp av luftforurensninger fra et oljefyrt varmekraftverk i de nevnte områdene.

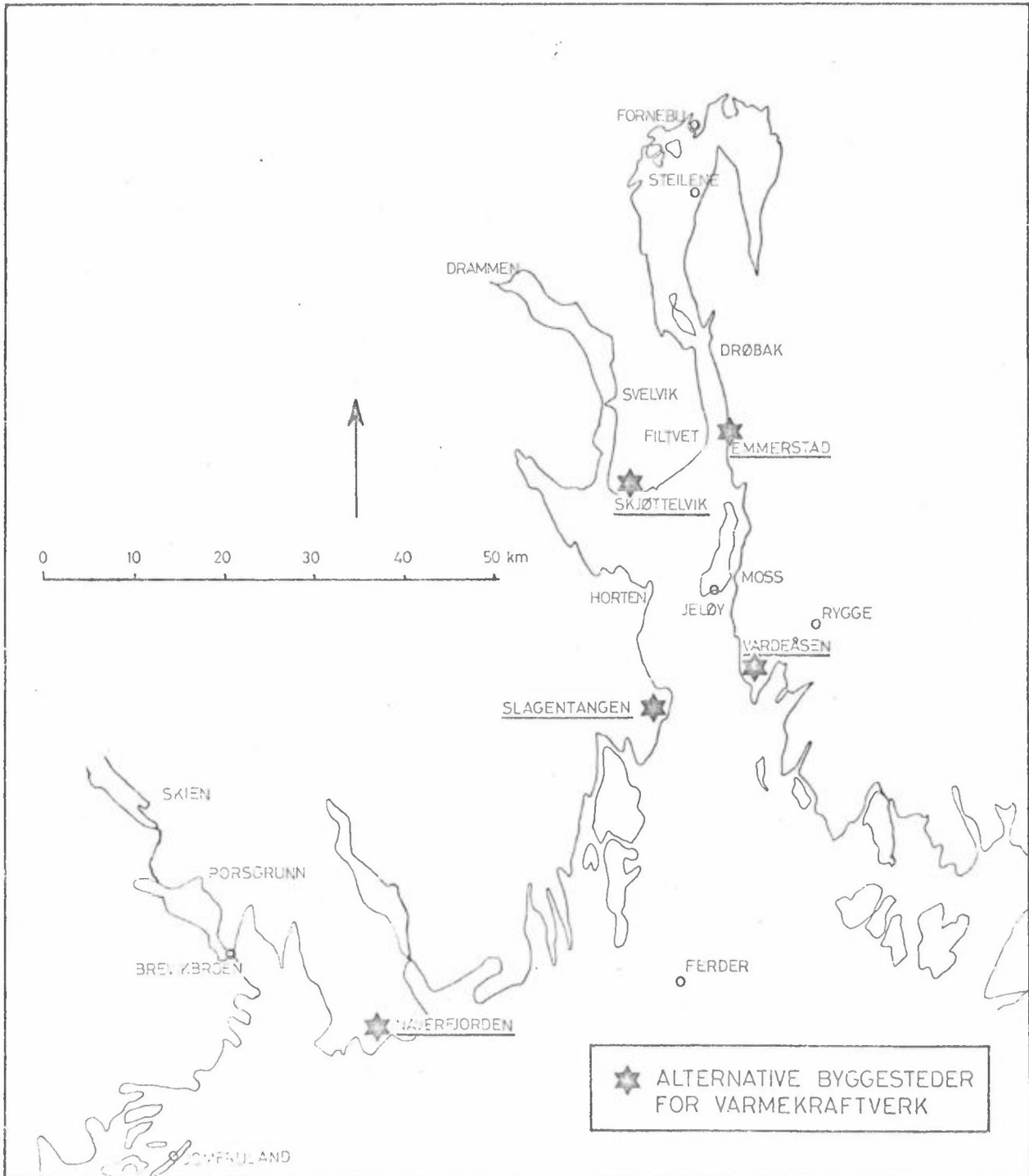
2 ALTERNATIVE BYGGESTEDER

Det foreligger fem alternative byggesteder for et oljefyrt varmekraftverk i Oslofjord-området:

1. Vardeåsen i Rygge
2. Emmerstad i Vestby
3. Skjøttelvik i Hurum
4. Slagentangen i Sem
5. Naverfjorden i Brunlanes

Byggestedene er vist i figur 1.

Dessuten har en vurdert byggestedsalternativene Kårstø og Ytraland i Karmøy-området og Tromøya ved Arendal.



Figur 1: Byggestedene i Oslofjord-området.

3 UTSLIPPDATA

Utslippstallene som er anvendt i disse vurderingene er utarbeidet på grunnlag av diskusjoner med oppdragsgiver og med representanter fra SFT. Utslippsmengdene, som er spesifisert i tabell 1, er utarbeidet på grunnlag av den kjemiske sammensetningen i oljetyper man ved Statskraftverkene antar er aktuelle i forbindelse med et varmekraftverk i Norge. Beregningene og vurderingene omhandler fire alternative utslippsbetingelser:

1. Fyring med svovelfattig tungolje, 0.5% svovel, uten rensing av avgassene og 7000 timers drift pr år.
2. Fyring med tungolje med 1.0% svovel, ingen gassrensing, og 3500 timers drift pr år.
3. Fyring med tungolje med 2.5% svovel, uten rensing av avgassene.
4. Fyring med tungolje med 2.5% svovel, og rensing av avgassene med sjøvann.

Alternativ 1 danner grunnlaget for beregning av skorsteins- høyder. Alternativ 2, med spesifisering av 3500 timers drift pr år ble presentert den 27.11.75 etter at de øvrige beregningene var startet. I beregning av tørravsetning på bakken gjennom et år (i kapittel 9), har en anvendt dette utslippsalternativet. Resultatet avviker lite fra et alternativ med 0.5% svovel i oljen, og brukstid 7000 timer pr år.

	Total utslippsmengde (kg/h)		
	Alternativ 1 0.5%S, uten rens.	Alternativ 3 2.5%S, uten rens.	Alternativ 4 2.5%S, sjøvasking
SO ₂	2740	13700	1370
NO _x		2000 - 3000	
Aske		~130	
Vanadium (V)		3 - 30	
Nikkel	Ikke oppgitt	3 - 13	Ikke oppgitt
Sot		~240	
CO		~360	
CH		24	
Røykgassvolum pr. skorstein	800.000 Nm ³ /h		800.000 Nm ³ /h
Røykgass-temperatur	150°C		?
Utslippshastighet	25 m/s		25 m/s
Antall skorsteiner	2		2
Skorsteinshøyde	?		150 m

Tabell 1: Utslippsmengdene (i kg/h) for oljefyrt kraftverk med 2 enheter hver på 600 MWe. Basert på utslippsoppgaver fra NVE.

For alternativ 4 skal en beregne den temperaturen røykav-gassene må ha etter vasking, for at den ikke skal miste overhøyde (oppdrift) og resultere i for høye bakkekonsentrasjoner. I dette tilfellet ble den fysiske skorsteins-høyden antatt å være 150 m.

Utslippet til luft antas å skje fra 2 aggregater, hvert på 600 MWe, men én skorstein på hvert aggregat.

4 METEOROLOGI

For vurdering og beregning av spredningen av luftforurensning kreves meteorologiske data. En generell orientering om meteorologi og spredningsforhold er presentert i appendiks 1. De meteorologiske dataene som er anvendt i beregningene, er hovedsakelig hentet fra undersøkelser i forbindelse med lokalisering av kjernekraftverk i Oslofjord-området (1) - (5). En har også benyttet Meteorologisk institutt's klimadata fra Slagentangen (6), og nedbørdata fra utvalgte stasjoner i Oslofjord-området (7). Meteorologiske data fra Rogaland og Sørlands-alternativene er presentert sammen med beregningsresultatene i kapittel 9.

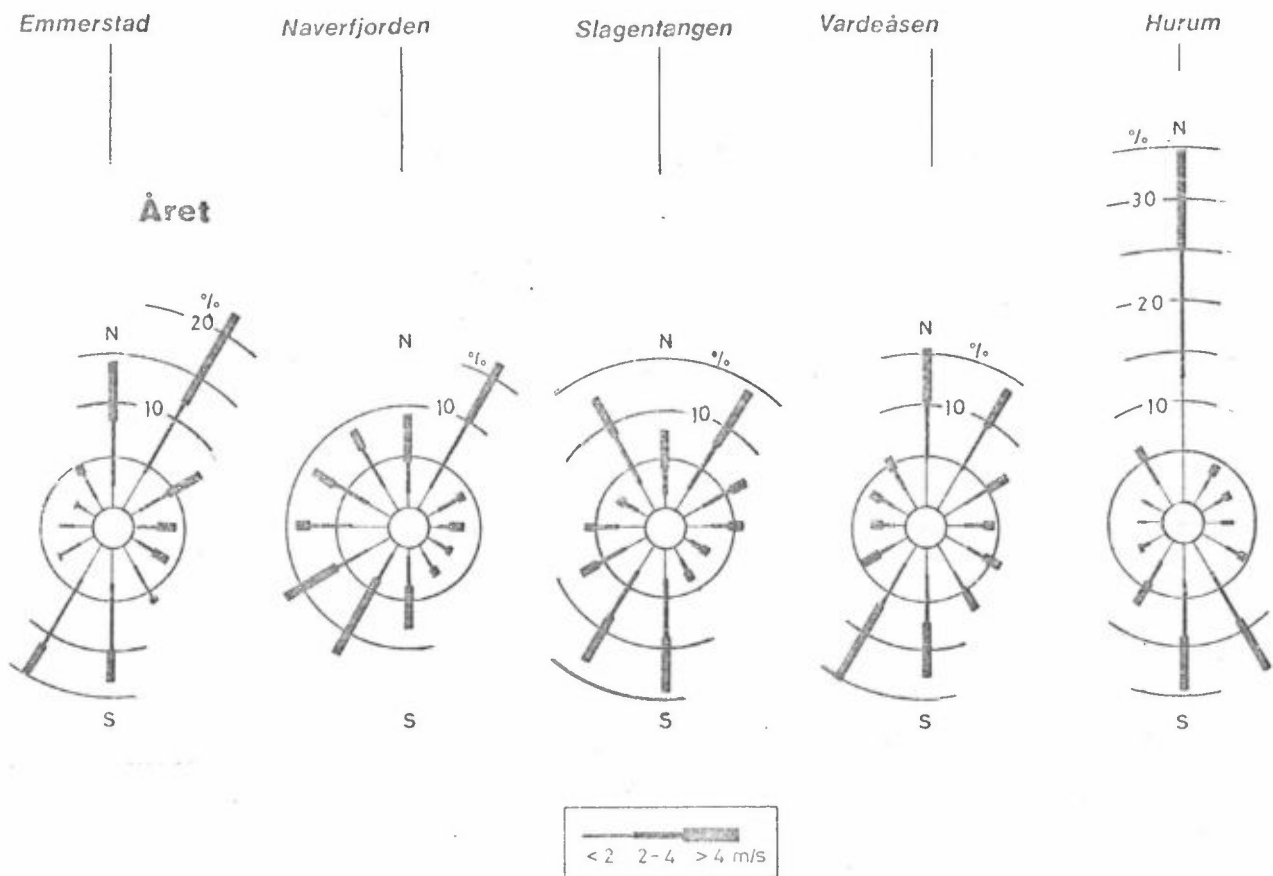
4.1 Vind

Figur 2 viser vindfrekvensfordelingene for de 5 byggestedene i Oslofjord-området. Dataene er basert på observasjoner gjengitt i tabell 2.

Byggested	Stasjon	Høyde over havet	Observasjonshøyde over bakken	Periode	Merknader
Emmerstad	Brenntangen (v/Emmerstad)	90 m	25 m	1.9.72 - 31.8.74	Automatisk værstasjon, registrerer vind hvert 5. minutt.
Naverfjorden	Waale (v/Naverfjorden)	38 m	25 m	1.9.72 - 31.8.74	Automatisk værstasjon, registrerer vind hvert 5. minutt.
Slagentangen	Slagentangen	31 m	19 m	1961 - 1969	MI-stasjon, vind avlest kl 07, 13 og 19.
Vardeåsen	Li, Vardeåsen	20 m	10 m	1.6.72 - 31.5.73	Kontinuerlig registrering av vind.
Skjøttelvik	Hurum Skjøttelvik	10 m	10 m	14.1.71 - 22.6.71	Kontinuerlig registrering av vind.

Tabell 2: Vinddata til spredningsberegninger i Oslofjord-området.

For beregning av årsbelastningen ved Emmerstad og Naverfjorden (i kapittel 9) har en anvendt observasjonene fra 25 meters mastene direkte. For de øvrige byggestedene har en foretatt en del korreksjoner på de observerte data, slik at beregningen skal være mest mulig representativ for et normalår, og for et utslipp ca 100 meter over bakken.



Figur 2: Vindfrekvensfordelinger for de 5 byggestedene i Østlands-området.

4.2 Stabilitet

Spredningen og fortynningen av en røyksky er avhengig av vindforholdene, og av stabiliteten i atmosfæren, uttrykt ved den vertikale temperaturgradienten.

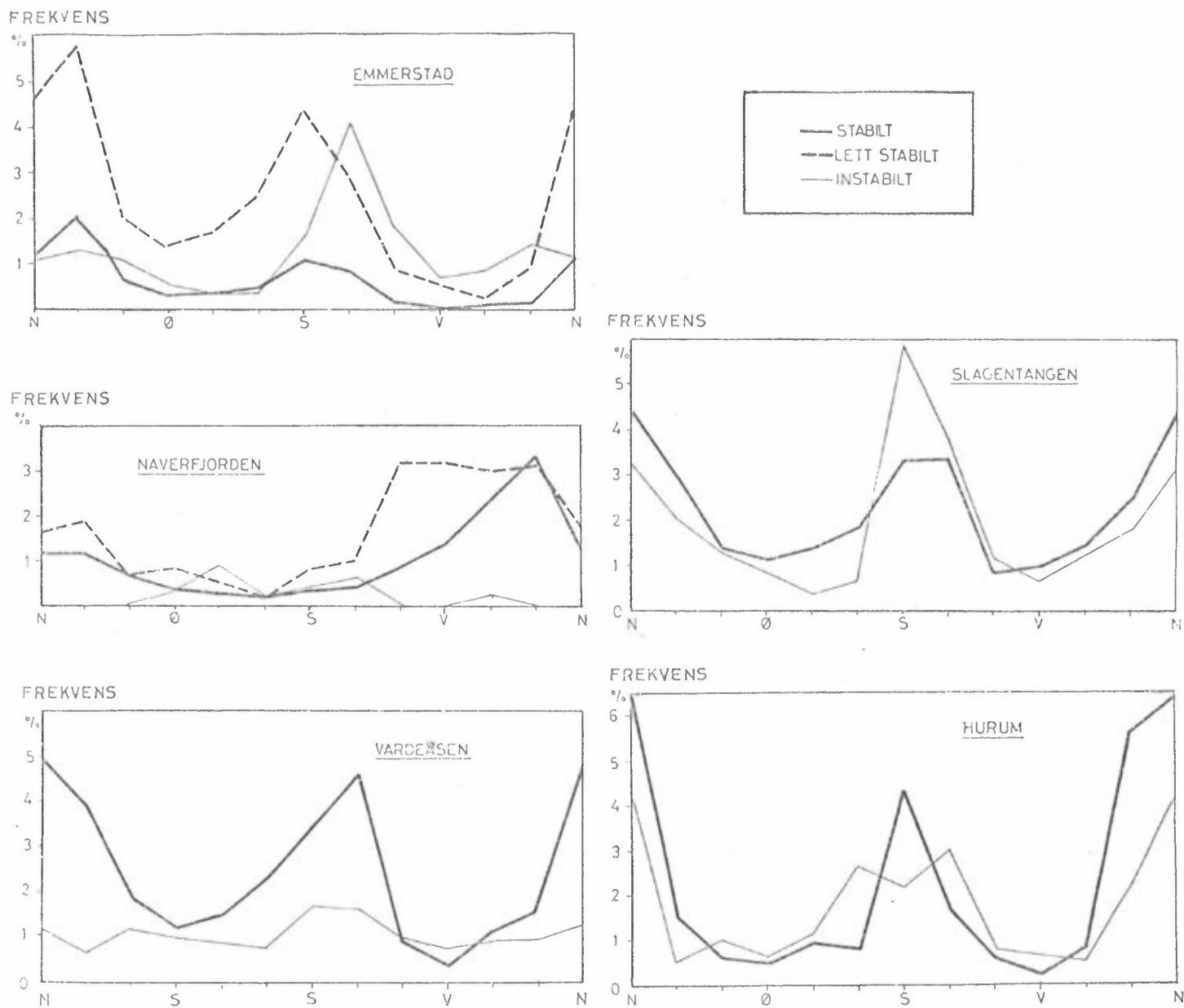
Ved instabil sjikting avtar temperaturen med mer enn 1°C pr 100 m. Spredningen er god. Hvis temperaturen avtar med mindre enn 1°C pr 100 m eller øker med høyden (inversjon), kalles temperatursjiktingen stabil. Turbulensdannelsen undertrykkes og den vertikale spredningen blir liten.

Ved måling av temperaturen i forskjellige høyder over bakken, eller i forskjellige høyder over havet langs terrenget (2 m over bakken), har en estimert stabilitetsforholdene ved de forskjellige byggestedene. Datagrunnlaget er vist i tabell 3.

Figur 3 viser frekvensen av instabile, lett stabile og stabile situasjoner fordelt over vindretningene ved byggestedene i Østlands-området. Figurene er basert på data vist i tabell 2 og 3.

Byggested	Stabilitetsparameter	Stasjonens høyde over havet	Periode	
Emnerstad	Temperaturdifferens 25-10 m i 25 m høy mast ved byggestedet.	~ 90 m	1.9.72 - 31.8.74	Automatisk værstasjon.
Naverfjorden	Temperaturdifferens 25-10 m i 25 m høy mast ved byggestedet.	~ 20 m	1.12.72 - 30.11.73	Automatisk værstasjon.
Slagentangen	Temperaturdifferens Kistetoppen (206 m.o.h.) og Jeløy radio (12 m.o.h.).	206 m og 12 m	1.4.69 - 31.3.70	Meteorologisk Institutt.
Vardeåsen	Temperaturdifferens Sonsåsen (114 m.o.h.) og Laksa (5 m.o.h.) i Son.	114 m og 5 m	1.6.72 - 31.5.73	Termografer.
Skjøttelvik	Sonsåsen - Laksa (se Vardeåsen).	114 m og 5 m	14.1.71 - 31.5.73	Termografer.

Tabell 3: Datagrunnlag for vurdering av stabilitetsforholdene i Oslofjordområdet.

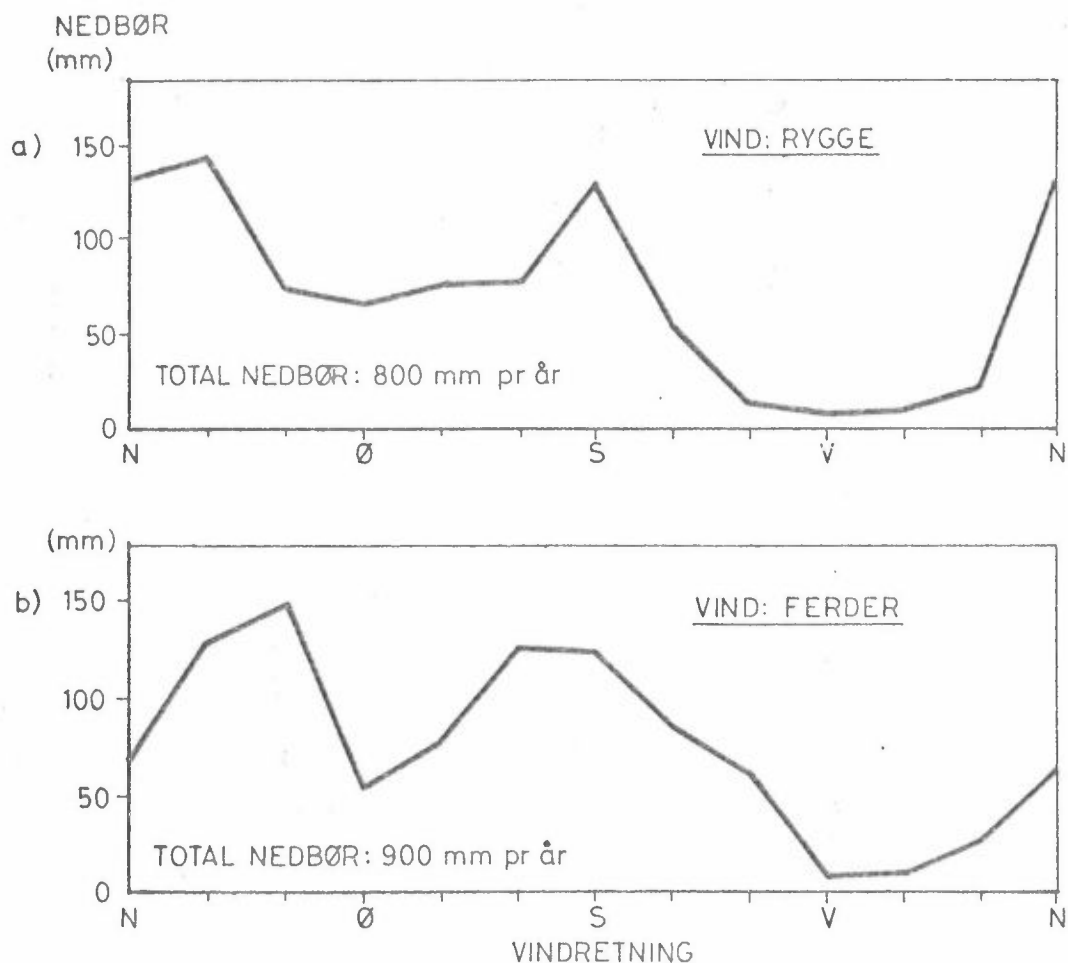


Figur 3: Frekvens av stabile og instabile situasjoner fordelt over vindretningen ved de forskjellige byggestedene i Østlands-området.

4.3 Nedbør

På grunnlag av Meteorologisk institutt's data (7) har en i figur 4 presentert sammenhengen mellom nedbørmengde og vindretning i området rundt Oslofjorden. Fordelingene i figur 4 danner grunnlaget for beregning av mengde utvasket sulfat under situasjoner med nedbør (kapittel 9).

Vind-/nedbør-fordelingen ved Rygge, antatt en total nedbørmengde på 800 mm pr år, er anvendt i beregningen av utvasking ved Emmerstad, Vardeåsen og Hurum. Tilsvarende fordeling fra Ferder antatt total nedbørmengde på 900 mm pr år er brukt for beregninger ved Slagentangen og Naverfjorden.



Figur 4: Nedbørmengde (i mm) fordelt over vindretningen i indre Oslofjorden (Rygge) og i ytre Oslofjord (Ferder).

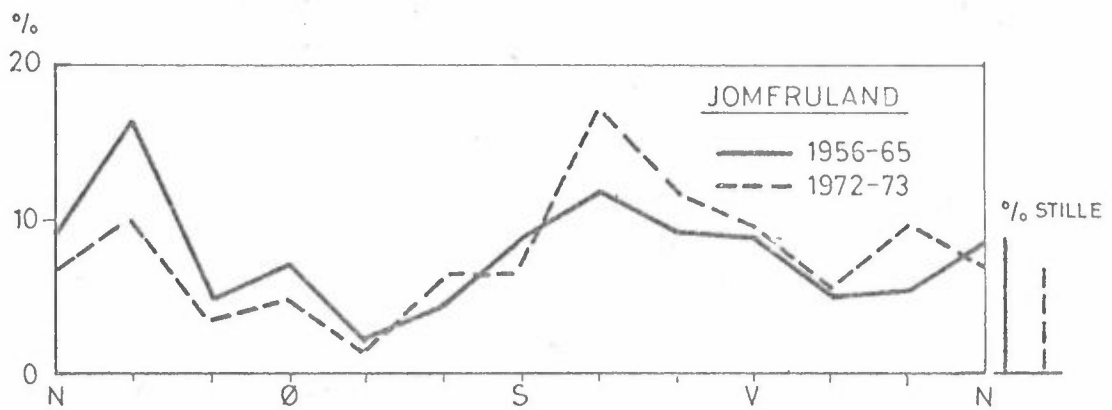
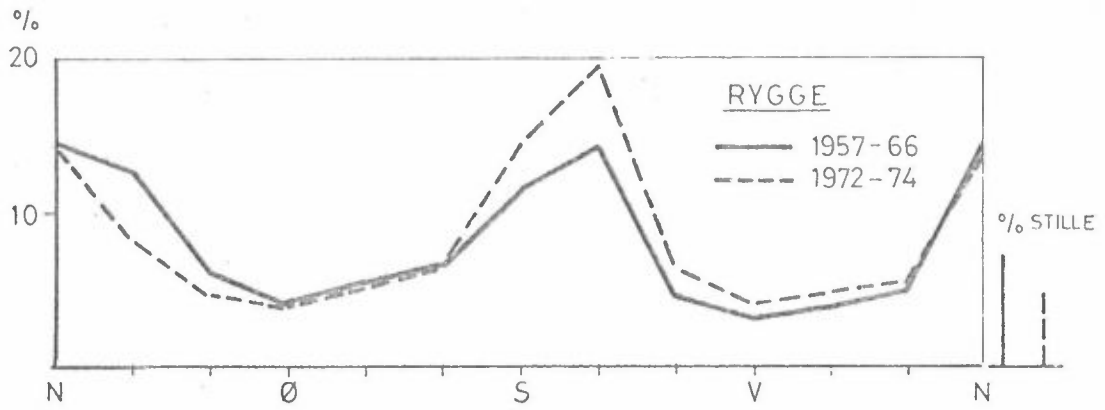
4.4 Representativiteten av meteorologiske data

Representativiteten av de anvendte meteorologiske data er studert, spesielt med hensyn på vindfrekvensfordelinger. En har undersøkt hvor representative de valgte dataperiodene er med hensyn til et "normalår" (et langtidsmiddel). Meteorologisk institutt's klimastasjoner i området er anvendt i denne analysen.

Figur 5 viser vindfrekvensfordelingene ved Rygge og på Jomfruland for de periodene som er anvendt i spredningsberegningene, sammenstilt med 10 års middelfordelinger på de samme stasjonene. Figuren viser at en hadde et lite overskudd av sør-sørvestlige vinder i måleperioden i forhold til tiårs-middelet.

Vindmålingenes representativitet som et mål for den nøyaktige røyktransportretningen for utslipp for en 120 m høy skorstein på de forskjellige byggestedene er ikke vurdert spesifikt i dette arbeidet.

Til dette har en ikke tilstrekkelig datamateriale om vindens endring med høyden i de forskjellige områdene. Det vil imidlertid være en viss retningsforskjell mellom de vindene som er observert på 25 m eller 10 m mastene ved byggestedene og den retningen røyken, hundre meter eller mer, over bakken vil ha. Dette avviket vil blant annet være avhengig av underlagets ruhet og atmosfærens stabilitetsforhold. Oftest vil røyktransporten over flatt terreng gå noe til høyre for den retningen som er observert i masten. Dette forhold er det ikke tatt hensyn til i beregningene.



Figur 5: Frekvensen (i %) av vind i de forskjellige retninger for de periodene en har måledata ved byggestedene, og for 10-års perioder ved Meteorologisk institutt's værstasjoner, Rygge og Jomfruland.

5 BEREGNINGSGRUNNLAG

De matematiske modellene som er anvendt i beregningene er nærmere presentert i appendiks 2. Beregningene gjelder gassformige og kontinuerlige utslipp. Dessuten har en anvendt tilgjengelige meteorologiske data for vind, stabilitet og nedbør ved de forskjellige alternative byggestedene for beregning av årsmidlete konsentrasjonsfordelinger, tørravsetning av SO₂ beregnet som sulfat og utvasking av sulfat i nedbør.

6 LUFTKVALITETSNORMER

Som grunnlag for vurdering av de beregnete bakkekonsentrasjonene har en i appendiks 3 presentert en oversikt over en del luftkvalitetsnormer fra forskjellige land. Slike normer foreligger ikke i Norge, da en i stor utstrekning vurderer hver enkelt konsesjon etter prinsippet "best practicable means".

Når det gjelder å beregne krav til skorsteinshøyde for et gitt utslipp, er en nødt til å ta utgangspunkt i en gitt bakkekonsentrasjon, som en ikke ønsker overskredet. Basert på svenske normer for SO₂ (som ikke tillater mer enn 720 µg/m³ som halvtimesmiddel), har en som utgangspunkt sagt at et varmekraftverk i Oslofjord-området ikke får bidra med mer enn 360 µg SO₂/m³ midlet over en time. En har på denne måten tatt hensyn til at det finnes andre SO₂-kilder i området.

Resultatet av skorsteinshøydeberegningen sjekkes deretter med den tyske norm for nitrogendioksyd (NO₂) og nitrogenmonoksyd (NO), slik at ikke utslippet resulterer i for høye nitrogenoksydkonsentrasjoner i bakkenivå.

7 SKORSTEINSHØYDEBEREGNINGER

Maksimale bakkekonsentrasjoner av SO₂ og NO₂ er beregnet ved hjelp av modellene presentert i appendiks 2. Det er i beregningen av røykhevningen ikke tatt hensyn til at varmeutslippet fra flere skorsteiner kan påvirke hverandre, og gi en noe økt total røykhevning. Dette skjer bare hvis skorsteinene ligger svært nær hverandre, og man samtidig har spesielle vindforhold (retninger). I konsentrasjonsberegningene har en antatt at utslippene skjer fra ett punkt. En har dermed ikke tatt hensyn til en viss "initialspredning" ved at avgassene slippes ut fra flere skorsteiner med en viss avstand. Denne effekten antas imidlertid å være liten for de avstandene der maksimalkonsentrasjonen ved bakken opptrer.

Beregningene er utført for forskjellige stabilitetsforhold og vindstyrker. Resultatene er presentert for de vindstyrkene som gir høyest konsentrasjon i bakkenivå.

Resultatene er gitt som konsentrasjonsområder, og angir forskjellen ved bruk av Briggs' og Brøngfelts formler for røykhevning (se appendiks 2). Områdene indikerer derfor noe av den usikkerheten som ligger i beregning av røykhevning. En har også utført beregningene for et annet sett av spredningsparametre enn det en vanligvis anvender for høye skorsteiner. McElroy & Pooler's spredningsparametre (8) tar hensyn til større ujevnheter i bakkesjiktet enn spredningsparametrene fra Brookhaven (9). Bruk av McElroy & Pooler's spredningsparametre vil ikke endre noen av de konklusjonene som er trukket om skorsteinshøyden.

7.1 Svovelprosent 0.5 i oljen, ingen gassrensing

I tabell 4 har en presentert bakkekonsentrasjonen for forskjellige fysiske skorsteinshøyder og forskjellige meteorologiske forhold. Tallene i tabell 4 er basert på utslippsalternativ 1 i kapittel 3 (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing).

Fysisk skorsteinshøyde (m)	Luftstabilitet	Vindstyrke (m/s)	Avstand til maks. kons. (km)	Maksimal-konsentrasjon ($\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$)
100	Instabil	5-6	1.0 - 1.1	420 - 620
	Nøytral	5-6	3.7 - 3.9	320 - 380
	Lett stabil	2	~9.6	670*
120	Instabil	4-6	1.3	310 - 420
	Nøytral	4-6	4.6	235 - 320
	Lett stabil	4	~9.5	340*
140	Instabil	3-5	1.6 - 1.7	310 - 360
	Nøytral	3-5	5.9 - 6.1	180 - 270

*Beregningen usikker på så stor avstand over variabelt terreng.

Tabell 4: Maksimale timesmidlete bakkekonsentrasjoner av SO_2 , for forskjellige stabilitetsforhold og den vindstyrken som gir høyest bakkekonsentrasjon. (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing).
Konsentrasjonsområdene angir forskjell ved Briggs' og Bringfelts formler for røykhevning.

Tabell 4 viser at en 100 m høy skorstein vil resultere i SO_2 -konsentrasjoner i bakkenivå som for alle stabilitetsforhold vil ligge over $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En 120 m høy skorstein vil kun for instabil temperatur-sjikting, 4 m/s vind og Bringfelts formel for røykhevning gi bakkekonsentrasjoner over $360 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. Ved Briggs' formel for røykhevning blir bakkekonsentrasjonen ved samme stabilitet $310 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette indikerer at for å tilfredsstille det krav til SO_2 -konsentrasjon i bakkenivå som er stilt, må ikke skorsteinene være lavere enn 120 m.

Nitrogenoksydutslippet fra varmekraftverket er, som det framgår av tabell 1, noe usikkert. Hvis en antar at utslippet ligger rundt 3000 kg/h og at mindre enn halvparten av nitrogenoksydutslippet foreligger som NO₂ ved bakken, vil de tyske normene for NO₂ i bakkenivå være tilfredsstillt med god margin, hvis kravet til skorsteinshøyder baseres på SO₂-utslippet.

7.2 Svovelprosent 1.0 i oljen, ingen gassrensing

I tabell 5 har en presentert bakkekonsentrasjoner for forskjellige fysiske skorsteinshøyder og forskjellige meteorologiske forhold forutsatt 1.0% svovel i oljen.

Fysisk skorsteins-høyde (m)	Luft stabilitet	Vindstyrke (m/s)	Avstand til maksimal-konsentrasjon (km)	Maksimal-konsentrasjon (µg SO ₂ /m ³)
120	Instabilt	4 - 6	1.3	620 - 840
	Nøytralt	4 - 6	4.7	470 - (630)
	Lett stab.	3	9.0	1000 *
140	Instabilt	3 - 5	1.7	460 - 720
	Nøytralt	3 - 5	6.0	350 - (540)
	Lett stab.	4	9.7	660 *
160	Instabilt	3 - 5	1.8 - 1.9	370 - 620
	Nøytralt	5	6.9	280
	Lett stab.	4	11.0	540 *

* Beregningen usikker på så stor avstand over variabelt terreng.

Tabell 5: Maksimale timesmidlete bakkekonsentrasjoner av SO₂, for forskjellige stabilitetsforhold og den vindstyrken som gir høyest bakkekonsentrasjon (1.0% svovel i oljen, ingen gassrensing). Konsentrasjonsområdene angir forskjellen ved Briggs' og Bringfelts formler for røykhevning.

Beregningene viser at kravet til en maksimal bakkekonsentrasjon på $360 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ vanskelig kan oppfylles ved instabil temperatursjiktning i atmosfæren, selv med fysiske skorsteins-høyder på 160 m.

Ser en utelukkende på beregninger med Briggs' formel for beregning av røykhevningen, vil det være rimelig å forlange skorsteiner på ikke mindre enn 160 m, hvis en skal fyre med olje med 1.0% svovel uten røykgassrensing.

7.3 Temperatur i avgassene etter sjøvannrensing

Fjerning av SO_2 fra røykgassen ved absorpsjon i sjøvann resulterer i en nedsetting av temperaturen i avgassen, i forhold til ikke-vasket avgass. Dette vil redusere oppdriften på røyken etter utslippet i atmosfæren (mindre røykhevning), og kan således føre til uheldige spredningsforhold.

En har forsøkt å estimere hva temperaturen av røyken etter oppvarming må være for at en skal sikre en røykhevning som ikke fører til overskridelser av fastsatte grenser for SO_2 -konsentrasjoner i bakkenivå, under forutsetning av at skorsteinshøyden er 150 m.

Beregningen inneholder en rekke usikkerhetsmomenter, og må anses som et grovt estimat.

En har blant annet antatt:

- Utslippet av SO_2 er 1370 kg/h.
- En fysisk skorsteinshøyde på 150 m.
- Røykhevning skjer som modellert av Briggs.
- Endringer av vanninnholdet i skyen påvirker ikke røykhevningen.

Under disse forutsetninger har en funnet at hvis bakkekonsentrasjonen ikke skal overskride $360 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ må røykgass-temperaturen ikke være lavere enn ca 75°C .

En heving av avgasstemperaturen kan resultere i et økt oljeforbruk, noe som igjen kan føre til et totalt svoveloksyd-utslipp som er noe større enn det antatte på 1370 kg/h.

8 SPESIELT UGUNSTIGE SPREDNINGSFORHOLD

For å se på hvilke konsentrasjoner av SO_2 og NO_x en maksimalt kan regne med å få i bakkenivå, er det foretatt beregninger i flere situasjoner med spesielt ugunstige spredningsforhold.

8.1 Instabilisering av stabil sjøbris (røyknedslag)

Dette er en situasjon som kan tenkes å opptre ved Oslofjorden en varm sommerdag. En stabil sjøbris transporterer luftforurensningene innover land, hvor luften blir ustabil. Instabiliseringen resulterer i røyknedslag og høye bakkekonsentrasjoner. På grunnlag av en modell presentert av van der Hoven (10), har en foretatt beregninger i en slik situasjon. Beregningsgrunnlaget er vist i appendiks 4. Beregninger for utslipp ved Emmerstad viser f.eks.:

1. Røyknedslag kan forekomme i en sektor mellom nord og nordøst for kraftverket.
2. Under hensyntagen til at landskapet hever seg noe nordøstover fra kraftverket, finner en at røykskyen i stabil luft vil starte å "slå ned mot bakken" ca 2 km fra utslippet.

3. Maksimal bakkekonsentrasjon vil forekomme langs røykens transportretning ca 4 km fra utslippet.
4. Maksimal bakkekonsentrasjon vil kunne bli ca 1400 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, under forutsetning at det fyres med tungolje med 0.5% svovel. For fyring med 2.5% svovel i oljen, uten gassrensing vil bakkekonsentrasjonen kunne bli opptil 7000 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

Nitrogenoksydkonsentrasjonen vil kunne nå opp i anslagsvis 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (som NO_2), men dette vil være avhengig av den nøyaktige utslippsmengden og forholdet NO_2/NO .

Sannsynligheten for at en situasjon som den beskrevet ovenfor skal forekomme er undersøkt, på bakgrunn av foreliggende meteorologiske data. Muligheten for at det ett eller annet sted i sektoren nordøst for kraftverket kan opptre en konsentrasjon over 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på grunn av røyknedslag er beregnet til ca 2.5% på årsbasis. De fleste slike situasjoner vil forekomme om sommeren. Sannsynligheten for at ett bestemt punkt ("målested") skal belastes med mer enn 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ er mye mindre enn 2.5%.

For Naverfjorden kan en tenke seg at røyknedslag kan forekomme i en sjøbrissituasjon nordøst for kraftverket. Avstanden til maksimalkonsentrasjonen er beregnet til ca 4 km forutsatt at skorsteinene er plassert ca 2 km fra kystlinjen. Maksimalkonsentrasjonen av SO_2 i bakkenivå blir i dette tilfellet mellom 900 og 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, for fyring med olje med 0.5% svovel. Sannsynligheten for at denne situasjonen skal opptre ved Naverfjorden er mindre enn ved Emmerstad (ca 1% av tiden pr år). De høye bakkekonsentrasjonene beregnet for disse spesielle meteorologiske situasjonene er av kort varighet. I ett punkt vil varigheten være fra noen minutter og opp til maksimalt ca en halv time.

Lignende situasjoner som den som er beregnet for Emmerstad og Naverfjorden kan også tenkes å forekomme ved Slagentangen, Skjøttelvik og Vardeåsen. På Slagentangen og Hurum vil sannsynligvis nedslaget opptre nord eller nord-nordvest for byggestedet.

8.2 Røyknedslag under høy inversjon

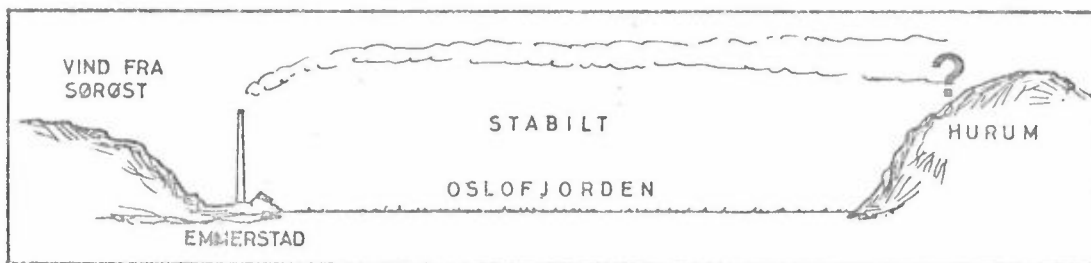
En har også vurdert bakkekonsentrasjoner som kan forekomme i en situasjon med en meget kraftig inversjon mellom 250 og 300 m over bakken og med instabil temperatursjikting og god blanding under inversjonssjiktet.

Dette er en situasjon som kan tenkes å forekomme om formiddagen på en varm sommerdag, idet en stabil natteinversjon brytes opp fra bakken på grunn av soloppvarming. En slik situasjon kan forekomme over innlandet, men er mindre sannsynlig ved kysten (i Oslofjord-området). De ytre betingelser (strålingsforholdene, svakt ytre vindfelt etc) vil være de samme som de som setter i gang en sjøbrissituasjon, slik at en er tilbake til beregnings-tilfellet i kapittel 8.1.

Røyknedslag kan også forekomme som resultat av blanding under subsident inversjon, men frekvensen av slike tilfeller er ikke kjent. Beregningene viser forøvrig at denne situasjonen kan føre til bakkekonsentrasjoner av samme størrelsesorden som de som er beregnet i sjøbristilfellene i kapittel 8.1. Sannsynligheten for tilfellene med røyknedslag under en sterk inversjon i høyden antas å være mindre enn røyknedslag i sjøbristilfeller. I meteorologiske situasjoner av de typene som er skissert her (kapittel 8.1 og 8.2) vil reduksjonen i maksimal bakkekonsentrasjon om skorsteinshøyden ble økt fra 120 m til 140 m, være liten.

8.3 Konsentrasjon i åsside

For å vurdere betydningen av topografiske ujevnheter har en forsøkt å estimere konsentrasjonen av SO_2 i bratte åssider. De mest kritiske av disse er de tilfeller der avgassene transporteres i stabil luft utover en vannflate (Oslofjorden) og passerer forbi (eller over) en bratt åsrygg på motsatt side av vannflaten. Avstanden til åsryggen må ikke være for stor ($< 5 \text{ km}$).



Eksempelvis har en for Oslofjord-alternativene sett på vind fra sørøst over byggestedsalternativet Emmerstad. Disse avgassene vil transporteres langs den bratte østskråningen av Hurumlandet. I denne situasjonen kan en imidlertid ikke anta at luftmassen er stabil, da observasjonene viser at vind fra sørøst her vanligvis gir nøytral sjikting. Under disse forutsetninger og en vindstyrke på ca 3 m/s viser beregninger at en kan vente konsentrasjoner på Hurumsiden på maksimalt mellom 200 og 300 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ (0.5% svovel i oljen, 120 m skorstein). Et svovelinnhold på 2.5% i oljen, og ingen gassrensing vil resultere i 1000 - 1500 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. Konsentrasjonene er beregnet som timesmidler, men vil neppe være av lang varighet. Situasjonen opptrer ca 2% av tiden på årsbasis.

Et annet tilfelle som kan tenkes å opptre på lignende måte for et annet byggested, er stabil luft fra nord over Skjøttelvik på Hurum. Dette kan tenkes å gi høye konsentrasjoner i åsene på Horten-siden. Det er ikke gjort kvantitative overslag for denne situasjonen.

8.4 Vindstille

Beregninger for situasjoner med vindstille er ikke gjennomført, da en mangler modellgrunnlag for slike tilfeller. Det bør imidlertid presiseres at slike situasjoner kan være kritiske for det utslippsalternativet der det anvendes sjøvann til rensing av avgassene. I de øvrige tilfellene hvor en har tilstrekkelig varmeutslipp i skorsteinene vil sannsynligvis røykgasshevingen være så stor at avgassene hurtig vil bli brakt høyt over bakken, og bakkekonsentrasjonene av den grunn bli relativt små.

9 ÅRSBELASTNING AV LUFTFORURENSNINGSUTSLIPPENE

På grunnlag av utslipp av luftforurensninger fra en 120 m høy skorstein på de alternative byggestedene har en i det følgende presentert fordelingen av årsmidlet SO₂-konsentrasjon i bakkenivå i områdene rundt kraftverket. Sulfatavsetningen på bakken som resultat av tørravsetning og nedbørutvasking er også presentert.

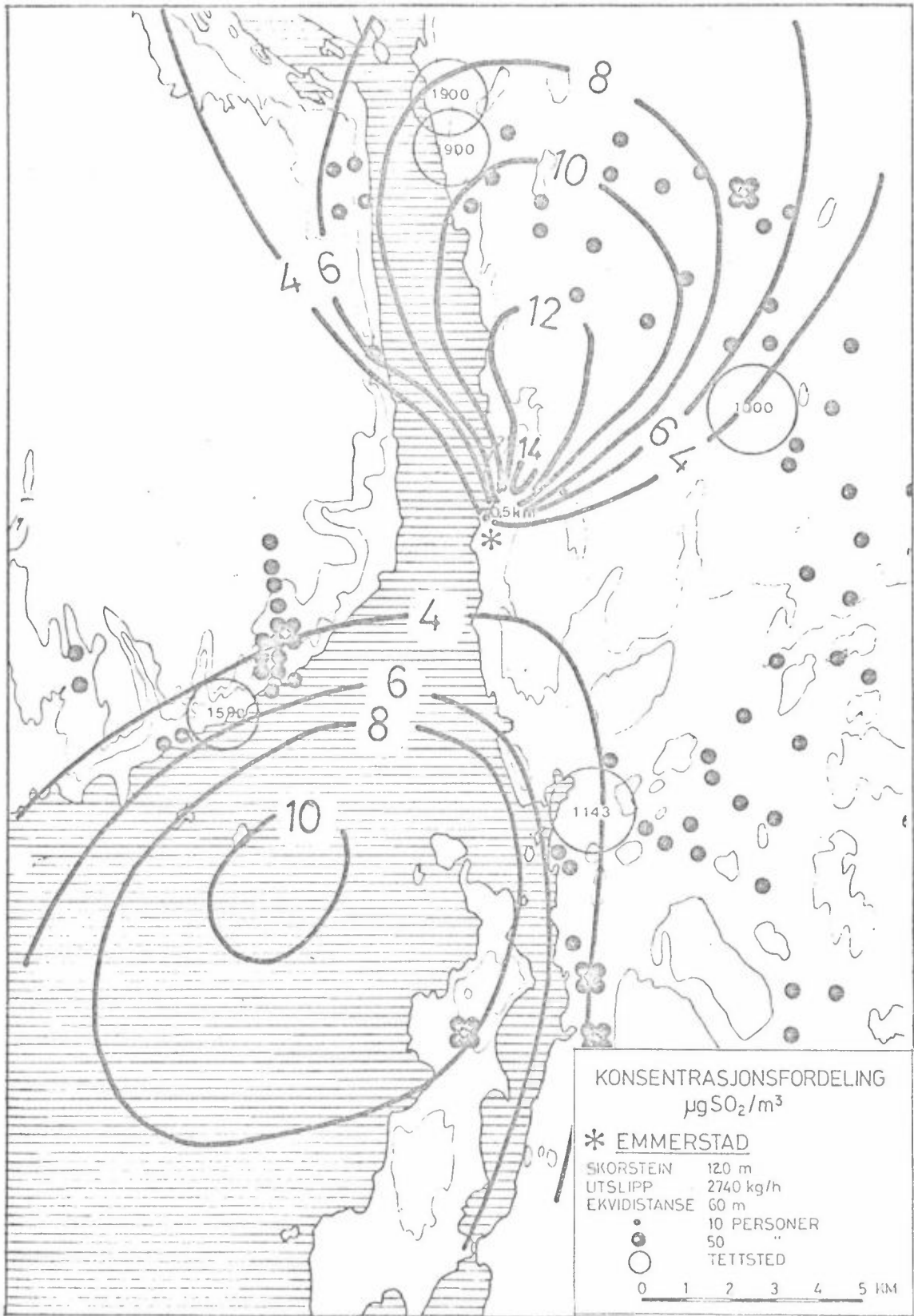
På grunn av at oljens svovelinnhold og antall driftstimer ved kraftverket ble endret under arbeidets gang, er beregningene gjennomført med forskjellige utslippsantakelser. "Årsmiddelkonsentrasjonene" av SO₂ er presentert for et svovelinnhold på 0.5% i oljen, og under forutsetningen at kraftverkets drift er fordelt jevnt over hele året. Konsentrasjonene bør

egentlig betraktes som middelkonsentrasjoner over driftsperioden. Tørravsetningen er beregnet for et svovelinnhold på 1.0% i oljen og for en driftstid på 3500 timer pr år fordelt jevnt over hele året. Dette er det samme som å anta 0.5% svovel i oljen og 7000 timer drift pr år. Utvasking av sulfat i nedbør er beregnet for et svovelinnhold i oljen på 0.5%, og under antakelsen at verket alltid er i drift når det regner. (Det regner ca 10% av tiden pr år). For Emmerstad og Naverfjorden er det også presentert en del andre utslippsalternativ enn de nevnt ovenfor, men de blir nevnt spesielt i kapittel 9.1 og 9.2.

9.1 Emmerstad

9.1.1 Bakkekonsentrasjoner

I figur 6 har en presentert årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO_2 i området rundt Emmerstad. Konsentrasjonsfordelingene på disse kartene gjenspeiler også i hvilken grad (hvor ofte og hvor sterkt) områdene rundt varmekraftverket belastes av utslipp av luftforurensninger fra verket. Figur 6 viser at den høyeste årsmiddelkonsentrasjonen som resultat av utslipp fra en 120 m høy skorstein, ligger mellom 1 og 2 km nordnordøst for kraftverket. For et utslipp på 2740 kg/h (0.5% svovel i oljen), vil årsmiddelkonsentrasjonen (eller årstidsmiddelkonsentrasjonen) i maksimumområdet bli ca $15 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, som resultat av kraftverket. Over land, nord og nordøst for kraftverket vil middelkonsentrasjonen være noe høyere i sommerhalvåret enn i vinterhalvåret.



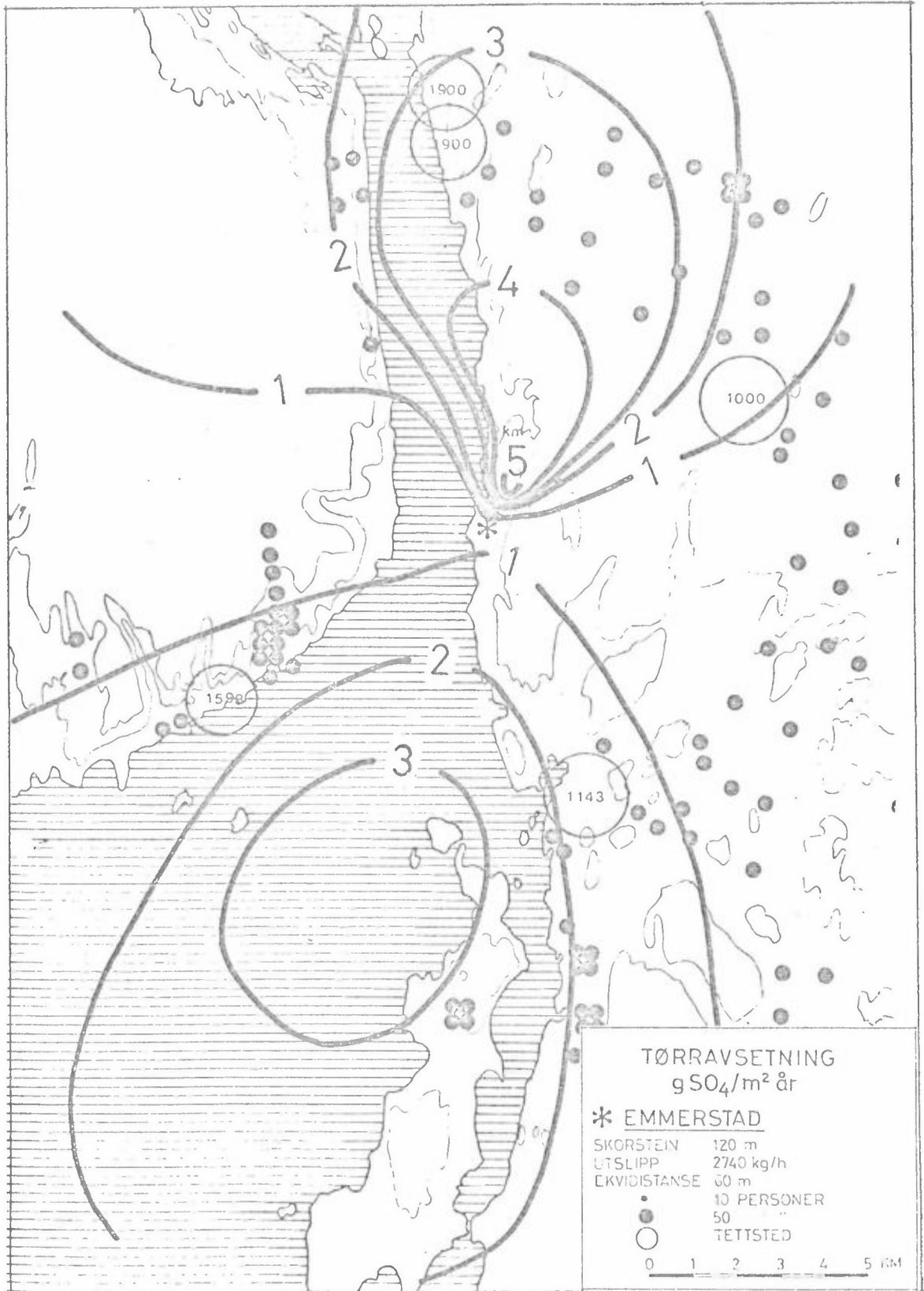
Figur 6: Byggestedsalternativ Emmerstad. Årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)

Hvis oljen inneholder 2.5% svovel (og ingen gassrensing) vil årsmiddelkonsentrasjonen i det sterkest belastede området være ca $75 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. For denne oljetypen vil en ut til en avstand av 5 - 6 km fra kraftverket i retning nord og nord-nordøst ha årsmiddelkonsentrasjoner på rundt $60 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. En komité av internasjonale eksperter nedsatt av verdens helseorganisasjon (WHO), har anbefalt som målsetning en maksimalt tillatt årsmiddelkonsentrasjon på $60 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ (22).

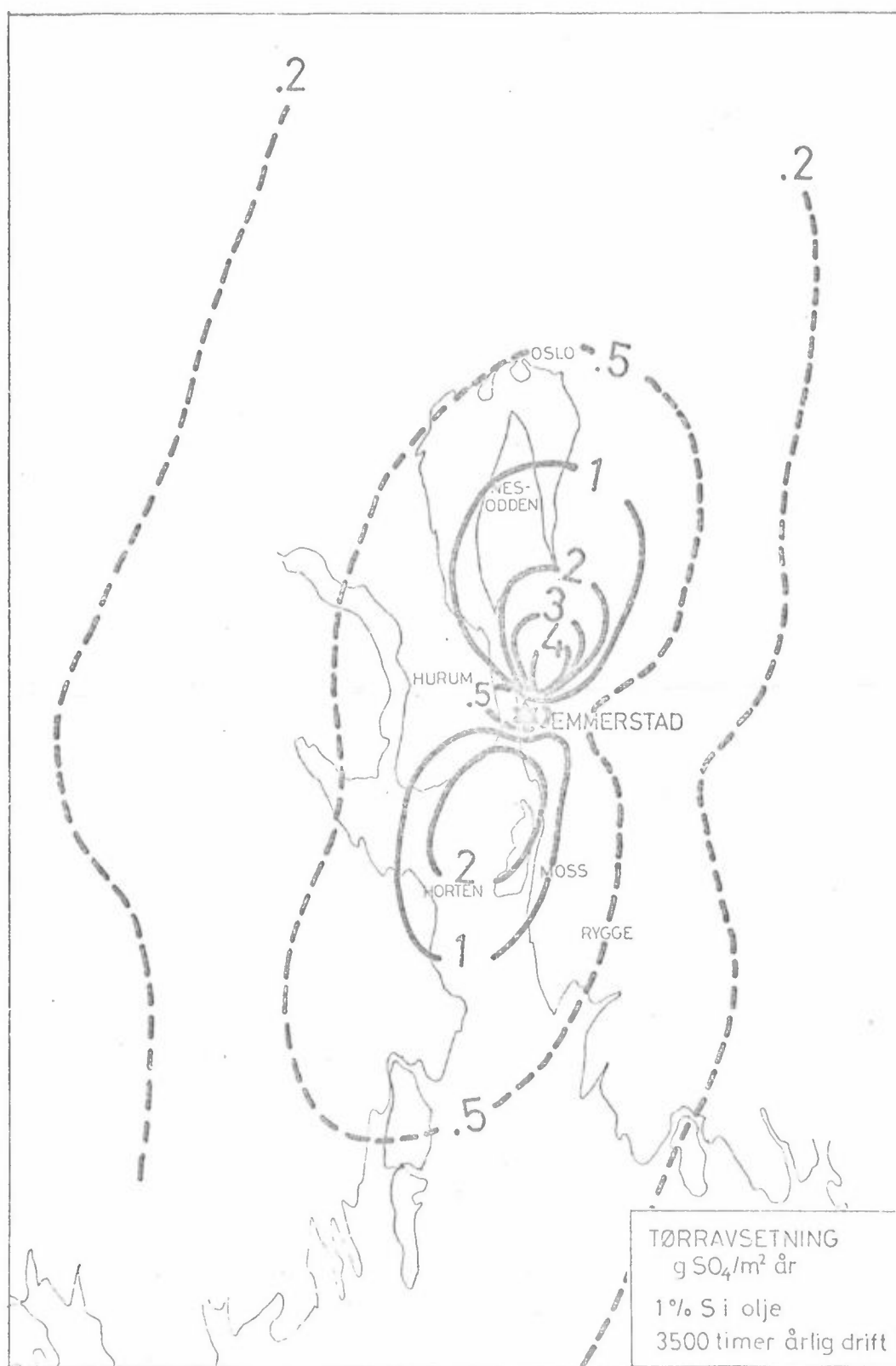
9.1.2 Tørravsetning

Figurene 7 og 8 viser tørravsetning av svoveldioksyd regnet som sulfat, på grunn av at røykskyen fra varmekraftverket kommer i "kontakt med" vegetasjon og gjenstander på bakken. Grunnlaget for beregningene er vist i appendiks 2 - 6. Figur 7 viser avsetningen innenfor de nærmeste 10 - 15 km fra kraftverket, mens figur 8 viser tørravsetningen på større avstander.

Figurene viser at den største tørravsetningen finner sted i åsene ca 1 km nord-nordøst for kraftverket. For et utslipp på $2740 \text{ kg SO}_2/\text{h}$ (0.5% svovel, ingen gassrensing) er tørravsetningen i maksimumområdet ca $5 \text{ g SO}_4/\text{m}^2$ pr år, forutsatt at kraftverket er i drift ca 7000 timer år år. Samme maksimalavsetning ville en få om svovelinnholdet i oljen var 1.0%, driftstiden var 3500 timer pr år og driften var fordelt jevnt over året (se figur 8). Kommer en ut til ca 10 km fra kraftverket er tørravsetningen redusert til $3 \text{ g SO}_4/\text{m}^2$ pr år i de mest belastede sektorene. Omkring 20 km fra kraftverket i de samme retningene er tørravsetningsbidraget nede i mellom 1 og $2 \text{ g SO}_4/\text{m}^2$, og ca 40 km borte (f.eks. over Oslo) er tørravsetningen ca $0.5 \text{ g SO}_4/\text{m}^2$ som resultat av kraftverket.



Figur 7: Byggestedsalternativ Emmerstad.
Tørravsetning (g SO₄/m² år).
(0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)



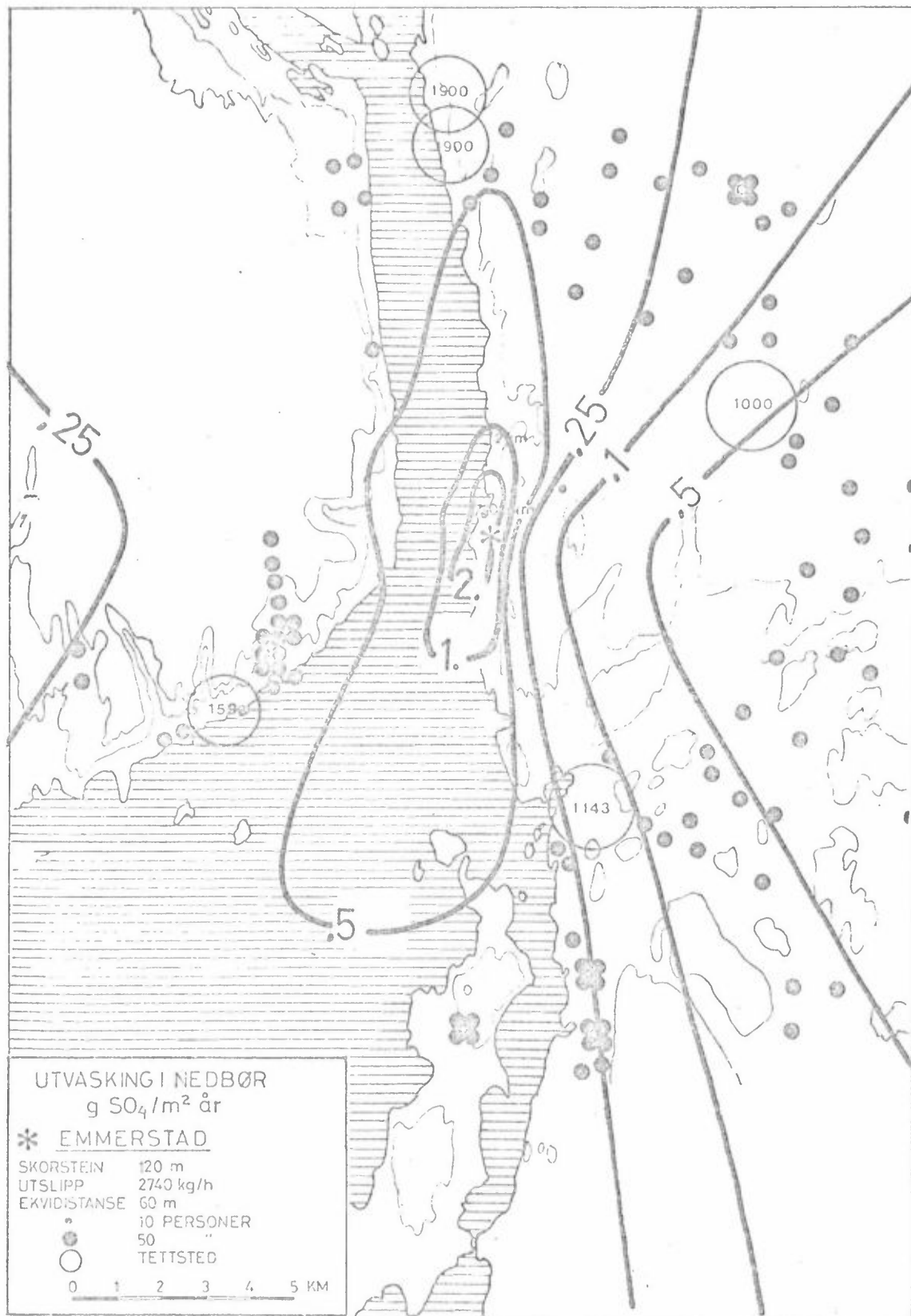
Figur 8: Byggestedsalternativ Emmerstad.
Tørravsetning (g SO₄/m² år).
(1.0% svovel i oljen, ingen gassrensing, 3500 driftstimer pr år fordelt jevnt over året.)

9.1.3 Nedbørutfelling

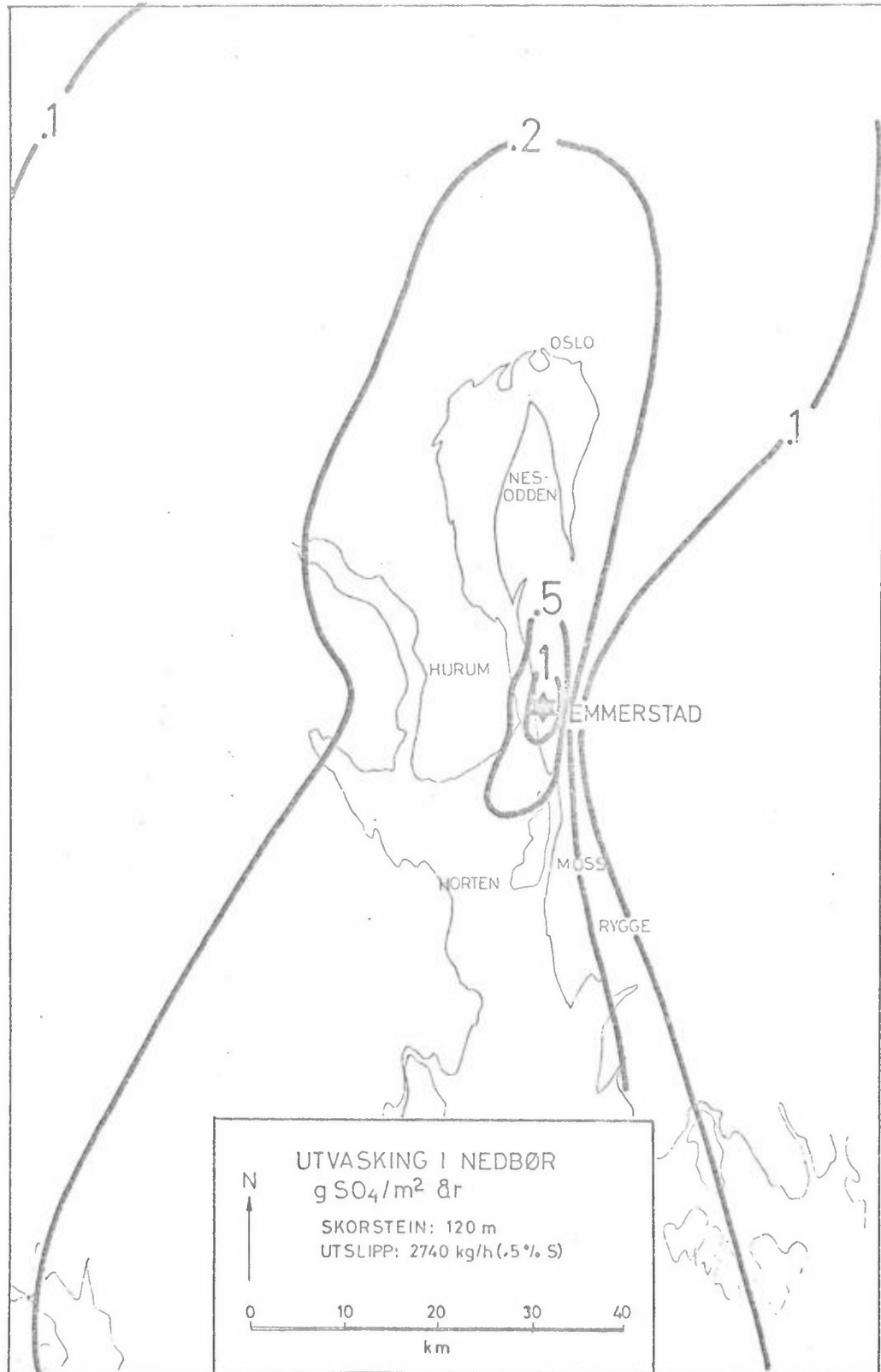
Figurene 9 og 10 viser utvasking av sulfat i perioder med nedbør. Grunnlaget for disse beregningene er presentert i appendiks 2.7.

For et utslipp på 2740 kg SO₂/h (0.5% svovel i oljen) vil avsetningen på bakken under nedbør ca 1 km fra kraftverket i retning nord og sør være 2.2 - 2.4 g SO₄/m² pr år (eller 2.2 - 2.4 tonn SO₄/km² pr år). Går en ut til ca 5 km fra verket i de samme retningene vil nedfallet i nedbørsituasjoner resultere i en avsetning på 0.6 - 0.7 g SO₄/m² pr år. På 20 km avstand fra verket i sterkest belastete retning (sør-sørøst, ved Horten) vil avsetningen i nedbør være ca 0.4 g SO₄/m² pr år. I Vestfold og i Nordmarka nord for Oslo, ca 50 km fra Emmerstad vil kraftverket resultere i en avsetning i nedbør på ca 0.3 g SO₄/m² pr år. Til sammenligning kan nevnes at en regner sulfatavsetningen i nedbørsituasjoner for nåværende over Østlandet å være 2 - 3 g SO₄/m² pr år (basert på måleresultater).

Ved fyring med 2.5% svovel i oljen og ingen gassrensing, vil avsetningen pr år under nedbør som resultat av varmekraftverket være større enn 1 g SO₄/m² ut til ca 30 km fra verket i de mest belastete sektorene.



Figur 9: Byggestedsalternativ Emmerstad. Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)



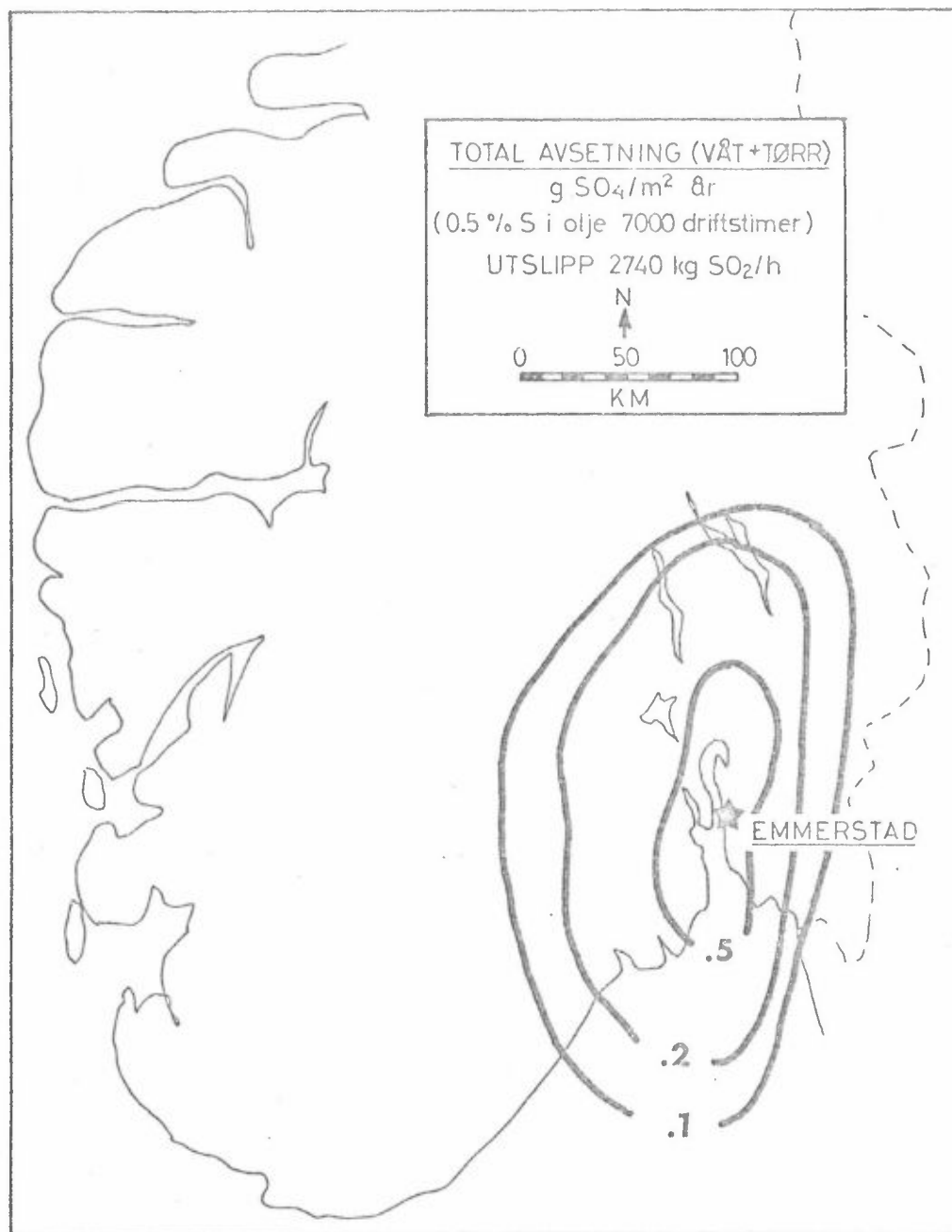
Figur 10: Byggestedsalternativ Emmerstad. Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)

9.1.4 Totalavsetning på bakken

I figur 11 har en presentert totalavsetningen av sulfat over Østlands-området som resultat av et varmekraftverk ved Emmerstad.

Figuren viser at et varmekraftverk i Oslofjord-området fyrt med olje med 0.5% svovel innenfor 50 km fra kraftverket i retning nord og sør, vil resultere i en økning av sulfatavsetningen (tørr + våt som SO_4) på mer enn 25% av det nedfallet en har i dag. Innenfor 5 km fra kraftverket i de mest belastete retningene vil sulfatnedfallet fordobles i forhold til det en har i dag. I retning øst og vest for kraftverket vil avsetningen være mindre i forhold til den avsetningen av sulfat en har i dag. Utenfor 10 - 20 km i disse retningene er økningen mindre enn 20%.

Bidraget fra tørravsetningen representerer den største delen av den totale sulfattilførselen.



Figur 11: Byggestedsalternativ Emmerstad.
Totalavsetning av sulfat.
(0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)

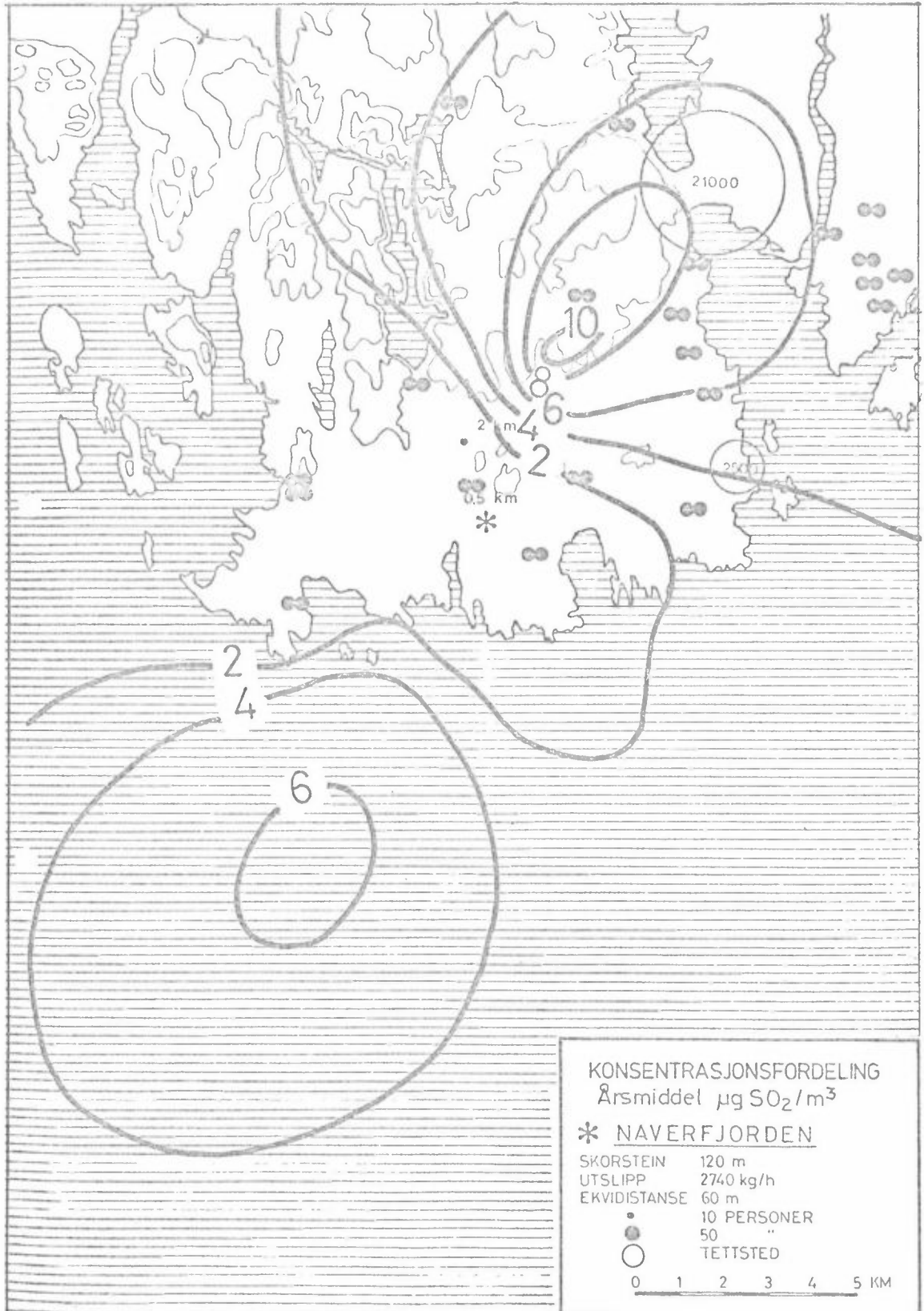
9.2 Naverfjorden

9.2.1 Bakkekonsentrasjoner

Figur 12 viser konsentrasjonsfordelingen av SO_2 midlet over et driftsår ved Naverfjorden. Den største belastningen fra et varmekraftverk med 120 m høye skorsteiner ligger ca 4 - 5 km nordøst for kraftverket. For et utslipp på 2740 kg SO_2/h (0.5% svovel i oljen), vil årsmiddelkonsentrasjonen maksimalt bli ca $10 \mu g/m^3$. Olje med 2.5% svovel, vil resultere i et maksimum på ca $50 \mu g/m^3$, og over Larvik by vil middelkonsentrasjonen i dette tilfellet ligge rundt $40 \mu g SO_2/m^3$.

9.2.2 Tørravsetning

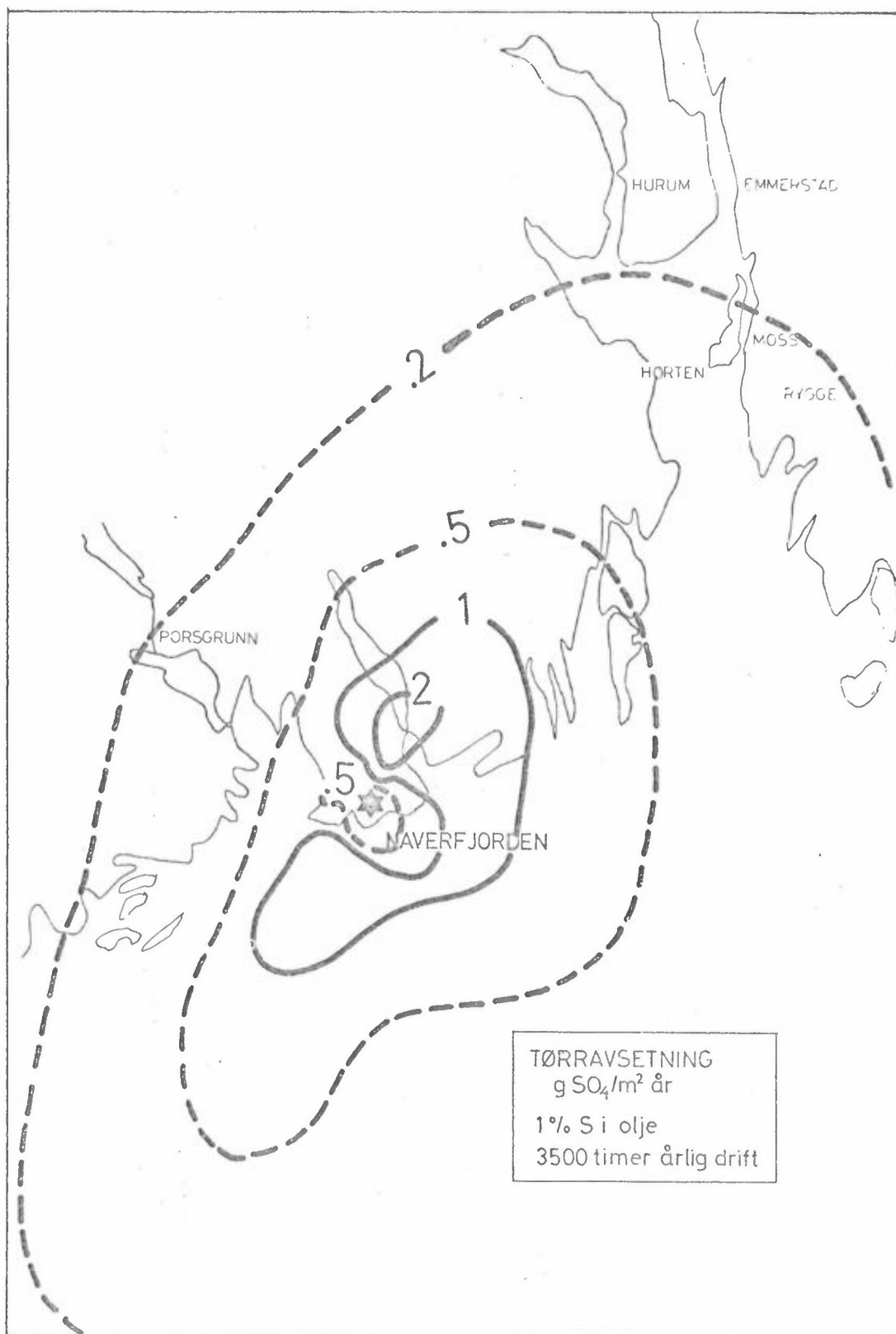
Figurene 13 og 14 viser tørravsetningen av svoveldioksyd regnet som sulfat. Tørravsetningsbidraget i maksimumområdet mellom kraftverket og Larvik by er av samme størrelsesorden som det totalnedfallet av SO_4 en har i området i dag. Hvis en fyrte kraftverket med olje inneholdende 2.5% svovel, og ikke rensset avgassene, ville dette etter de beregningsmetodene som er anvendt her, resultere i et tørravsetningsbidrag i maksimumområdet som er fem ganger større enn det nedfallet en har i dag.



Figur 12: Byggestedsalternativ Naverfjorden. Årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO₂ (µg/m³). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)



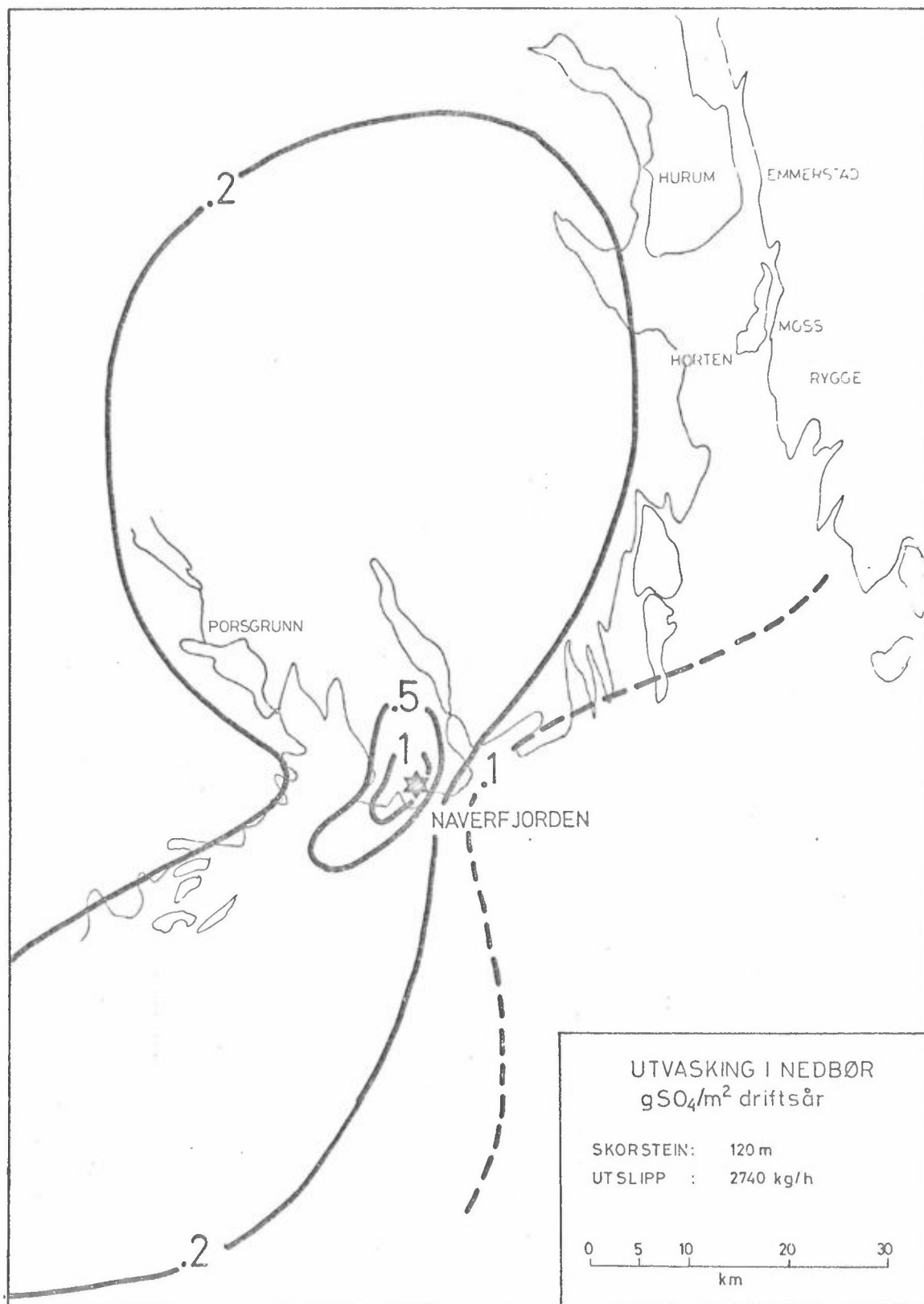
Figur 13: Byggestedsalternativ Naverfjorden.
Tørravsetning (g SO₄/m² år).
(0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)



Figur 14: Byggestedsalternativ Naverfjorden. Tørravsetning (g SO₄/m² år). (1.0% svovel i oljen, ingen gassrensing, 3500 timer drift pr år fordelt jevnt over året.)

9.2.3 Nedbørutfelling og totalavsetning

Figur 15 viser utvasking av sulfat i nedbør, som resultat av et utslipp på 2740 kg SO₂/h fra 120 m høye skorsteiner. Det er antatt at verket alltid er i drift når det regner (ca 10% av tiden). Innenfor ca 10 km fra kraftverket nord og sørvest for dette, vil utvaskingen være større enn 0.5 g SO₄/m² pr år. Dette representerer ca 20% av den avsetningen en har i nedbørsituasjoner i dag. Totalt sett vil avsetningen 20 - 30 km innover i Vestfold og Telemark være rundt 1 g SO₄/m² som resultat av det oljefyrte varmekraftverket.



Figur 15: Byggestedsalternativ Naverfjorden. Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)

9.3 Slagentangen

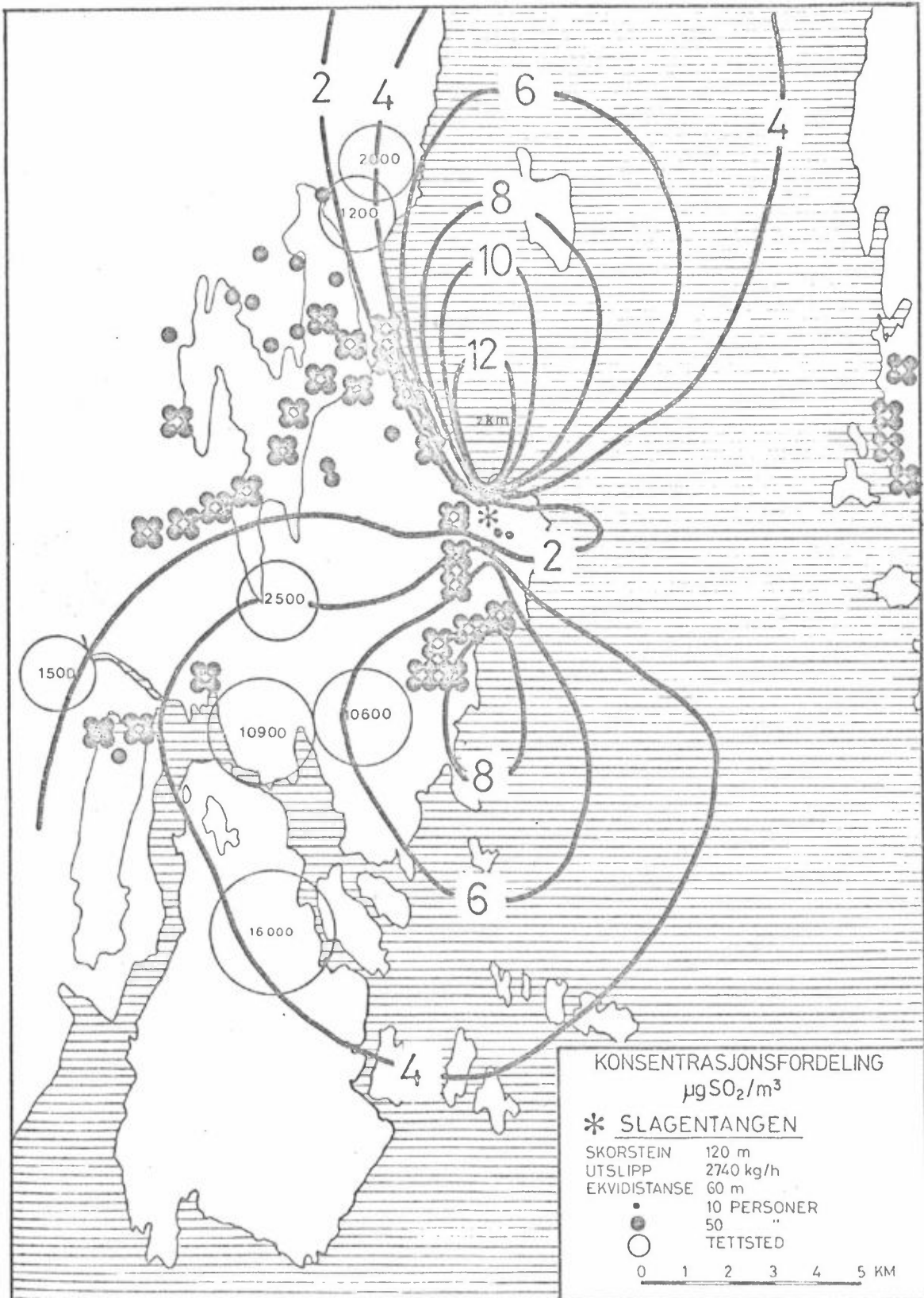
9.3.1 Bakkekonsentrasjoner

Konsentrasjonsfordelingen i figur 16, for et utslipp fra 120 m høye skorsteiner ved et varmekraftverk på Slagentangen, viser at de høyeste årsmidlete bakkekonsentrasjonene forekommer over sjø i Oslofjorden.

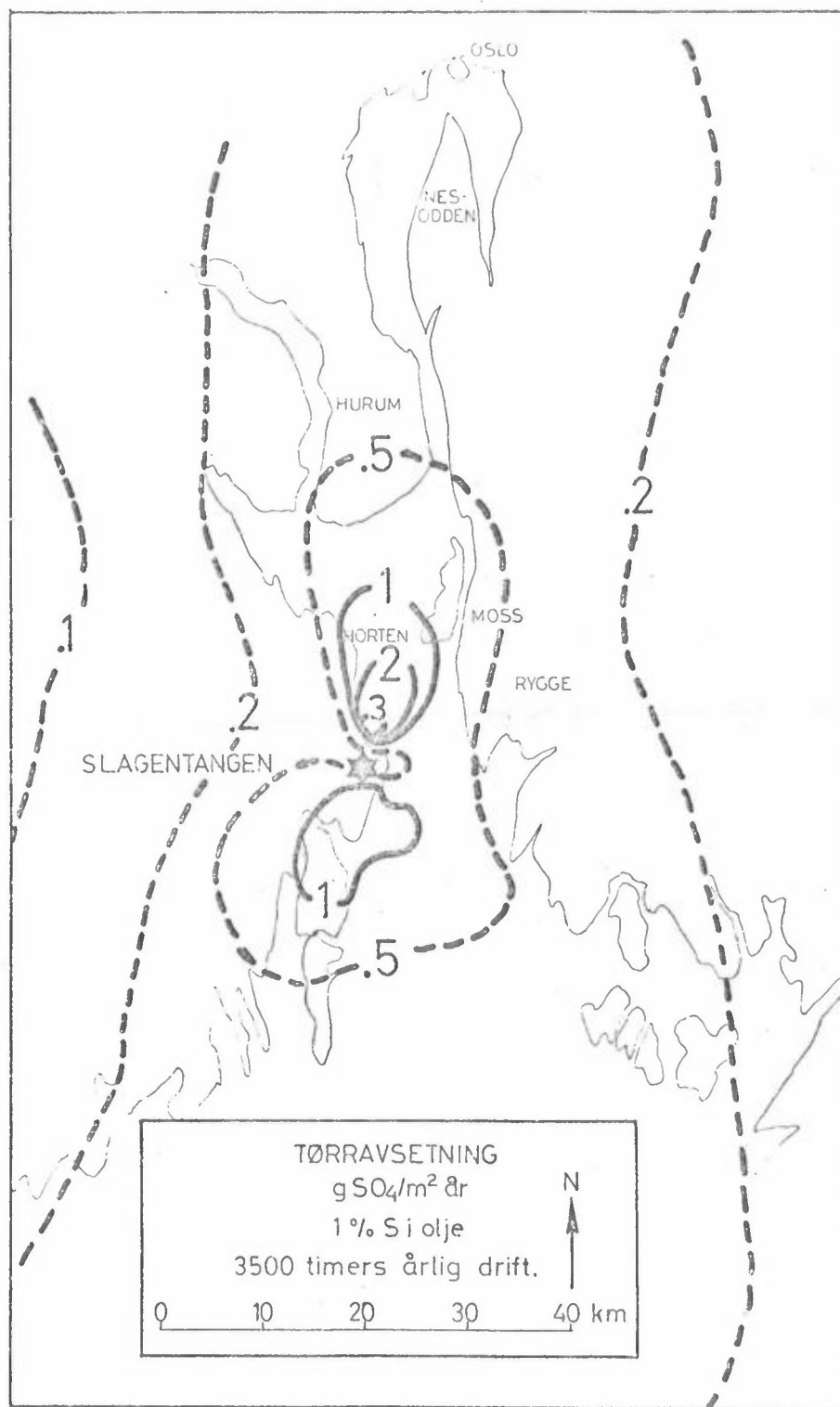
En kan imidlertid tenke seg at høye korttidsmidlete konsentrasjoner (1 time og mindre) kan forekomme over land sør for Horten i sommerhalvåret. Tar en hensyn til vindens dreining med høyden, kan det også tenkes at Tønsberg spesielt i vinterhalvåret blir sterkere belastet enn figur 16 gir uttrykk for. Dette må imidlertid undersøkes nærmere ved en eventuell konsesjonssak. Til tross for disse kommentarer, synes Slagentangen å være et relativt gunstig byggested med bakgrunn i bakkekonsentrasjonsfordelingene.

9.3.2 Tørravsetning

Figur 17 viser tørravsetningen av svoveldioksyd som SO_4 , og viser at en stor del av avsetningen vil skje over Oslofjorden. Over sørlige del av Hurum kan tørravsetningsbidraget bli ca $0.5 \text{ g } SO_4/m^2$ pr år, mens det over Tønsberg og Tjøme ligger rundt $1 \text{ g } SO_4/m^2$ pr år.



Figur 16: Byggestedsalternativ Slagentangen. Årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensning, 7000 driftstimer år år.)



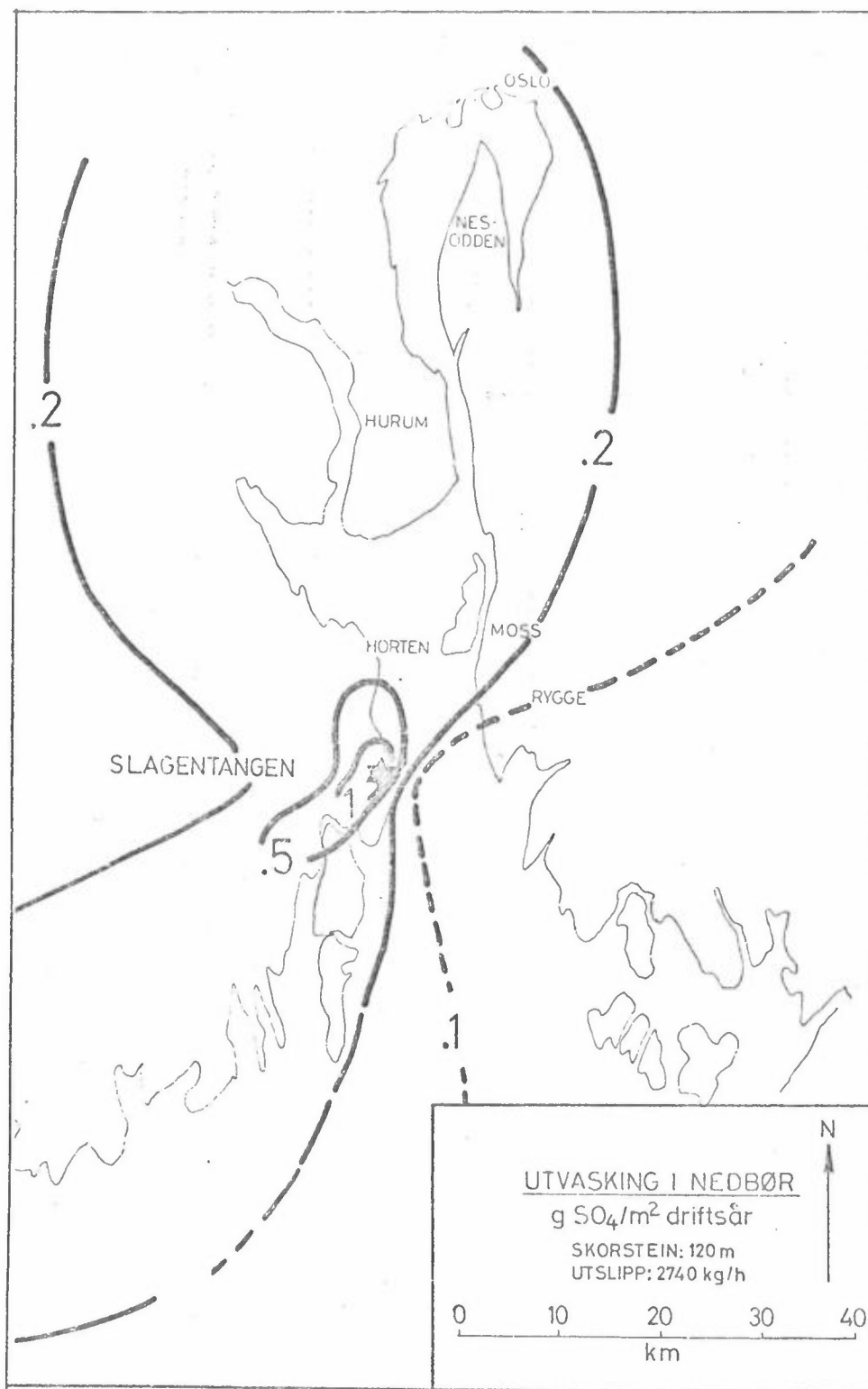
Figur 17: Byggestedsalternativ Slagentangen. Tørravsetning ($\text{g SO}_4/\text{m}^2$ år). (1.0% svovel i oljen, ingen gassrensing, 3500 timer drift pr år fordelt jevnt over året.)

9.3.3 Nedbørutfelling og totalavsetning

I forhold til tørravsetningen vil en større del av utvaskingen av sulfat i nedbør falle ned over land, som vist i figur 18. Store deler av Vestfold vil belastes med en utfelling som er større enn $0.5 \text{ g SO}_4/\text{m}^2$ pr år, som resultat av et varmekraftverk på Slagentangen fyrt med 0.5% svovel i oljen. Dette representerer ca 20% av totalnedfallet i dag.

Hvis kraftverket fyres med olje med 2.5% svovel (ingen gassrensing) vil sulfatnedfallet over Vestfold kunne ligge mellom 1.5 og $2 \text{ g SO}_4/\text{m}^2$ pr år.

Totalnedfallet over Vestfold, som resultat av kraftverket, vil således kunne representere bortimot 100% av dagens nedfall.



Figur 18: Byggestedsalternativ Slagentangen. Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)

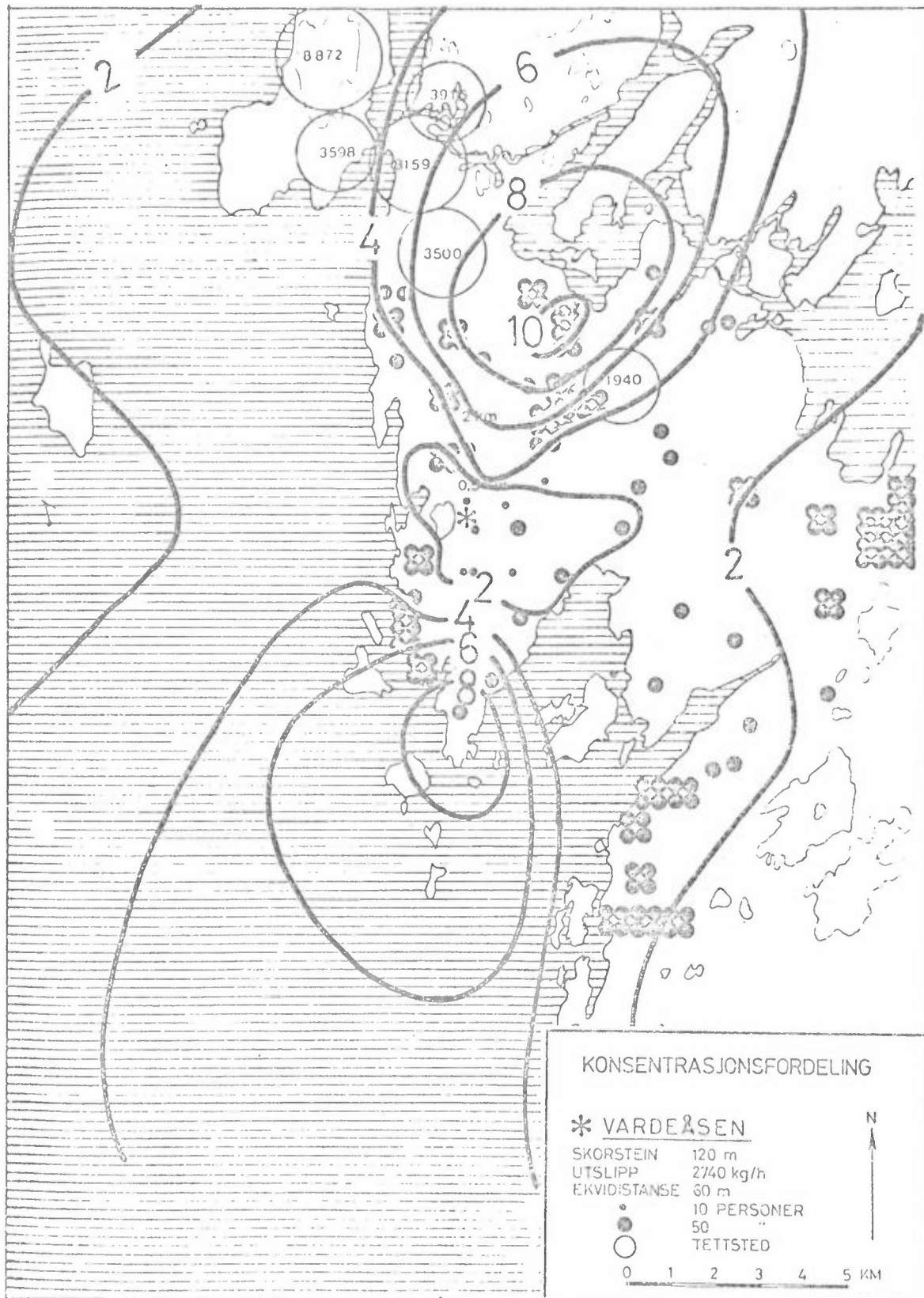
9.4 Vardeåsen i Rygge

9.4.1 Bakkekonsentrasjoner

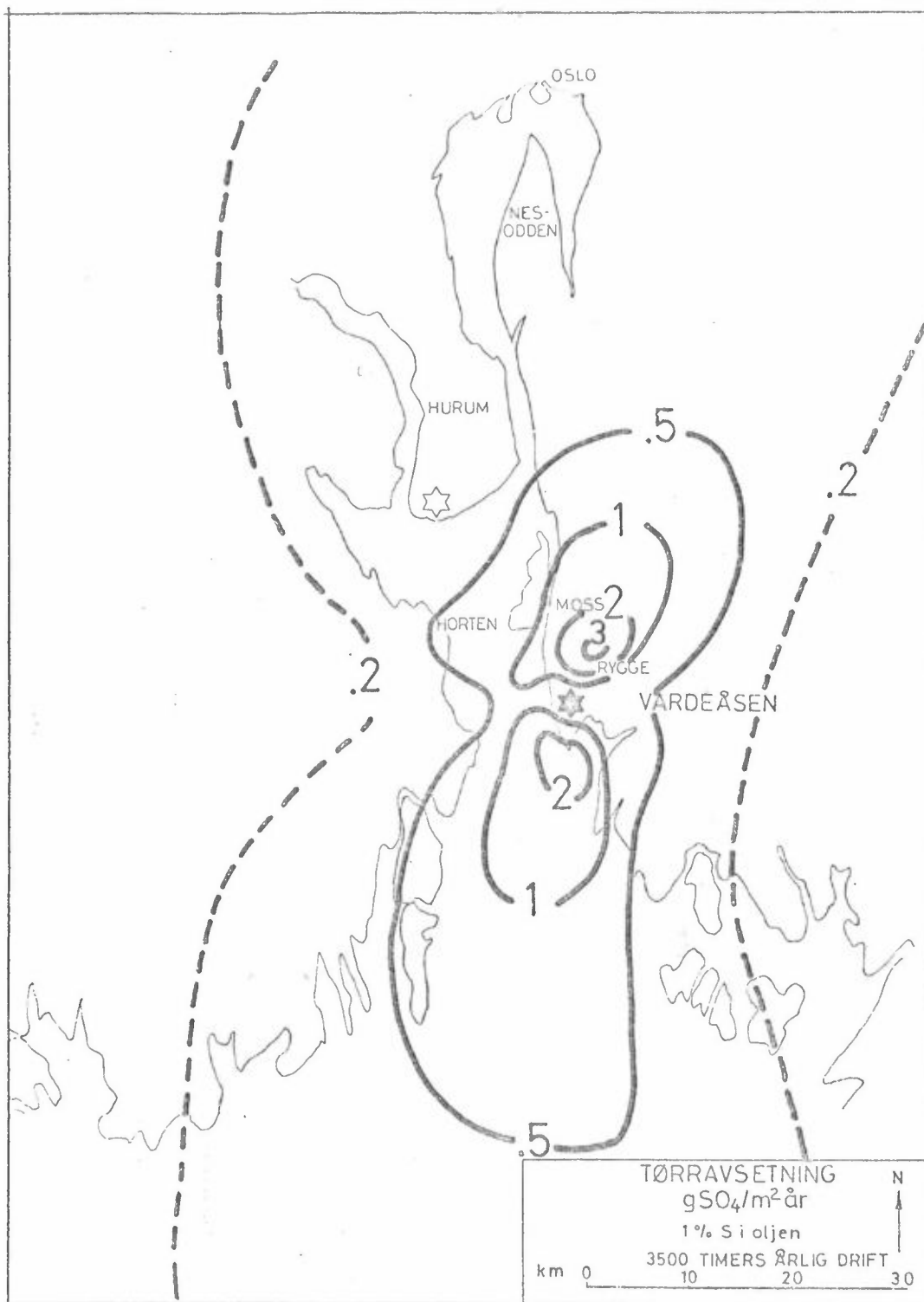
Bakkekonsentrasjonsfordelingen av SO₂ i figur 19, viser at den høyeste belastningen fra et varmekraftverk (med utslipp som spesifisert tidligere) ved Vardeåsen i Rygge, vil på årsbasis ligge over tettstedet Rygge ca 4 km nord-nordøst for kraftverket. I vinterhalvåret vil en større del av belastningen ligge ut over Oslofjorden, og i sommerhalvåret vil Rygge og Moss belastes mer enn vist i figur 19.

9.4.2 Tørravsetning

Figur 20 viser at en vesentlig del av tørravsetningen, som resultat av SO₂-utslipp fra et varmekraftverk ved Vardeåsen, vil falle over områdene rundt Vannsjø i Østfold. For et varmekraftverk som fyres med olje med 1.0% svovel, og med en driftstid på 3500 timer pr år (fordelt jevnt over hele året) vil tørravsetningsbidraget i maksimumområdet være av samme størrelsesorden som nedfallet i dag. Innover i østlige deler av Østfold, som i dag har visse forsyningsproblemer, vil bidraget fra varmekraftverket kunne være mellom 0.2 og 0.5 g SO₄/m² pr år.



Figur 19: Byggestedsalternativ Vardeåsen. Årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO₂ (µg/m³). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)

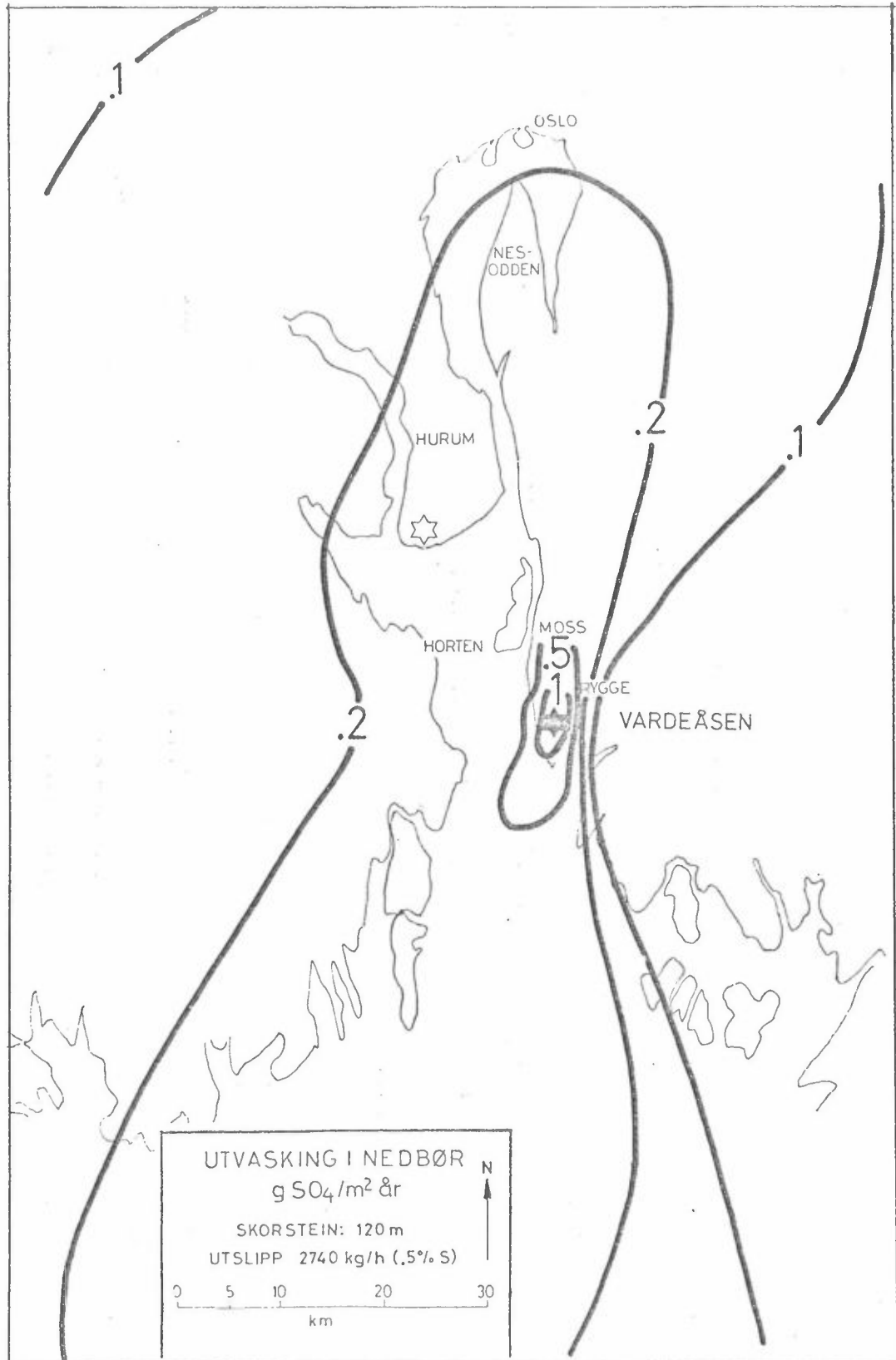


Figur 20: Byggestedsalternativ Vardeåsen.
Tørravsetning ($\text{g SO}_4/\text{m}^2\text{år}$).
(1.0% svovel i oljen, ingen gassrensing, 3500 timer drift pr år fordelt jevnt over året.)

9.4.3 Nedbørutfelling og totalavsetning

Figur 21 viser at utvasking av sulfat i nedbør sannsynligvis ikke er så kritisk for de østlige deler av Østfold, som tørravsetningen. Nedbørutfellingen er større rett nordover, langs Oslofjorden (Moss, Ås, Nesodden, Oslo) og sørover ute over Oslofjorden.

Totalt sett vil sulfatavsetningen som resultat av varmekraftverket være størst over områdene rundt Moss, Ås, Askim og nord for Sarpsborg. På grunnlag av den relativt store belastningen en har fra allerede etablert industri i dette området, kan en økning fra et varmekraftverk være kritisk. Et varmekraftverk fyrt med olje med 0.5% svovel representerer en økning av SO₂-utslippet i området på mellom 100 og 200 prosent i forhold til eksisterende industriutslipp.



Figur 21: Byggestedsalternativ Vardeåsen. Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)

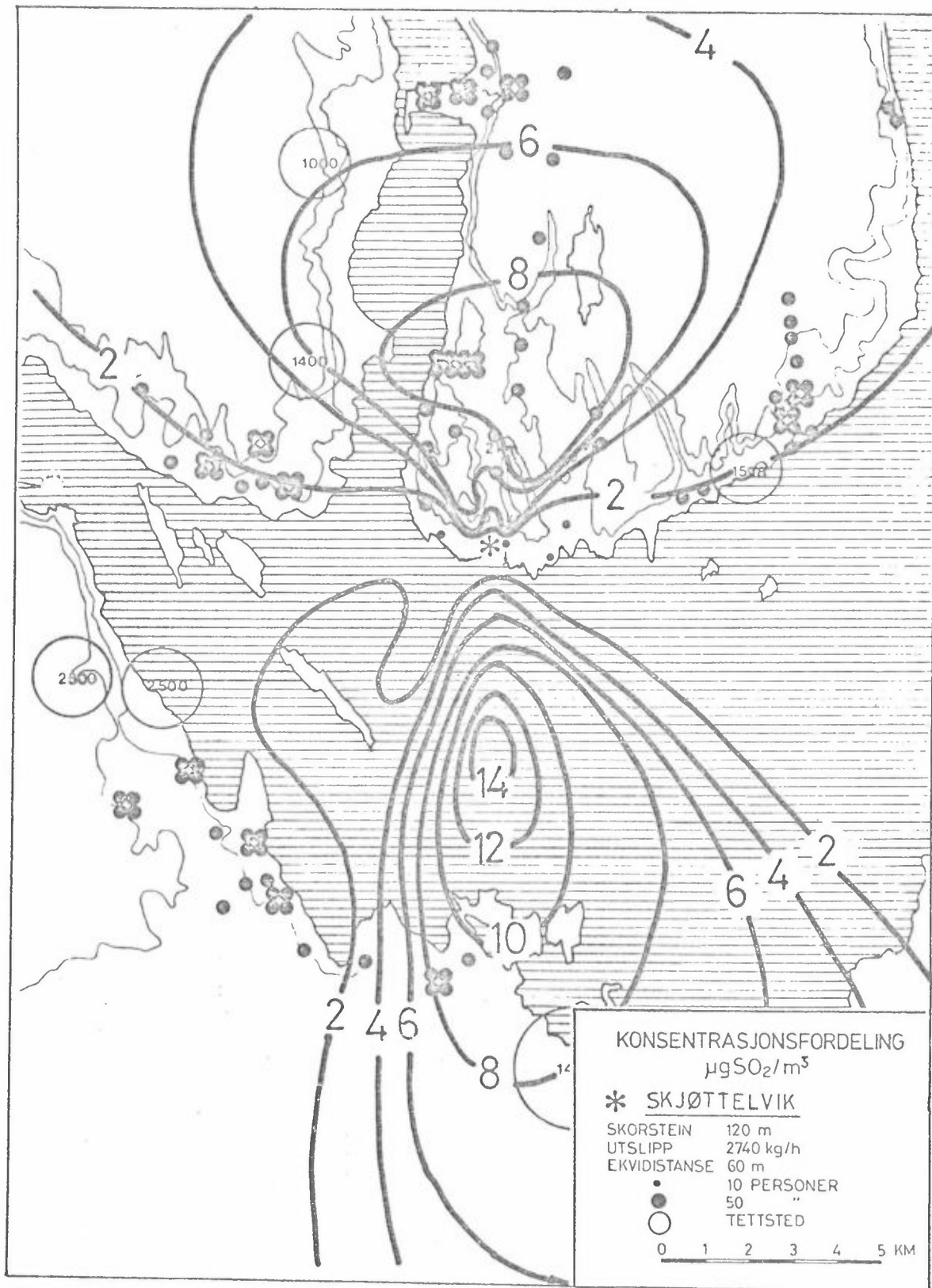
9.5 Skjøttelvik, Hurum

9.5.1 Bakkekonsentrasjoner

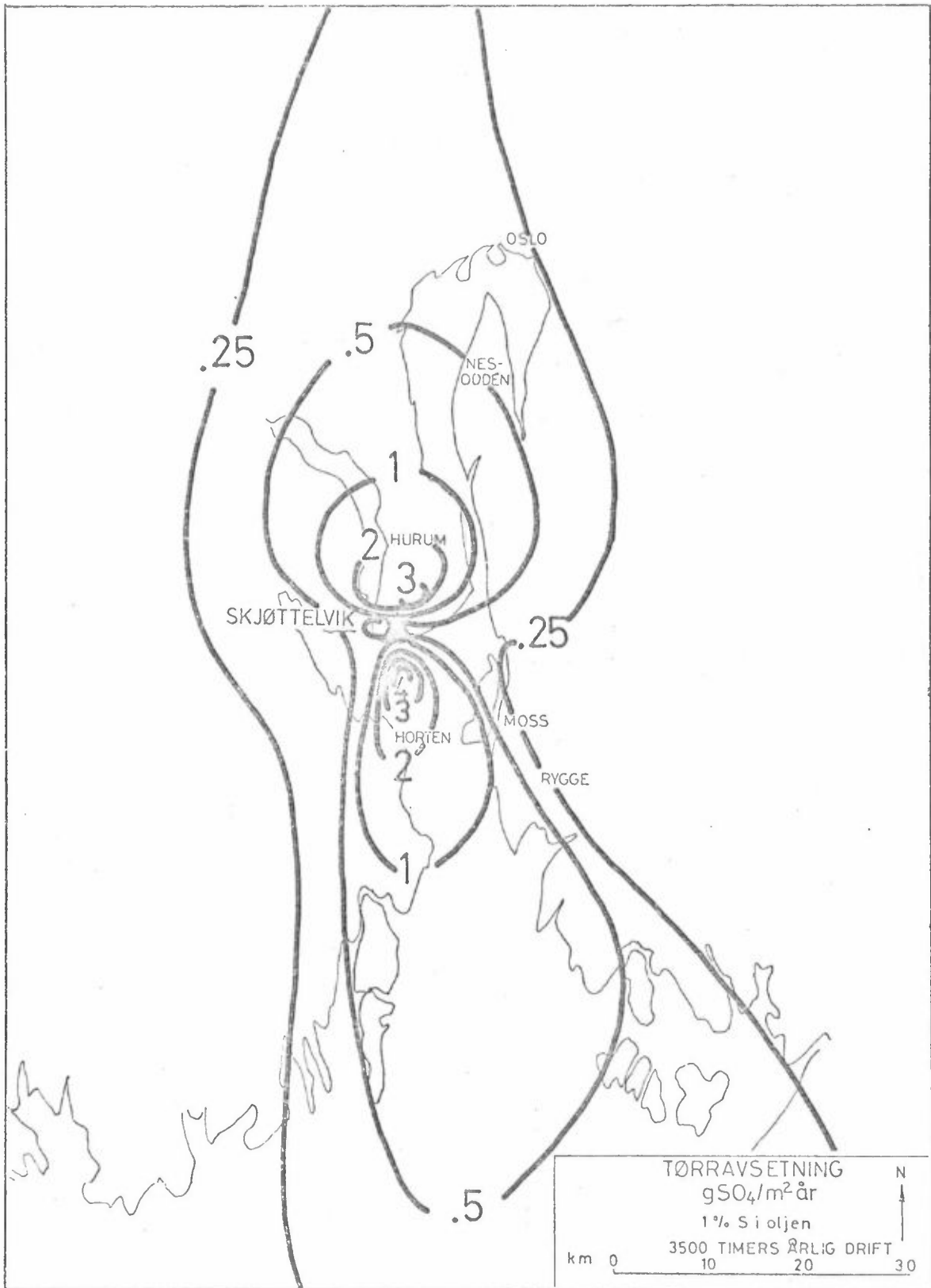
Den største belastningen, som resultat av SO₂-utslipp fra et varmekraftverk med 120 m høye skorsteiner ved Skjøttelvik, er vist i figur 22 og ligger over Oslofjorden mellom Hurum og Horten. Årsmidlet bakkekonsentrasjon over land ved Horten er også ganske høy og omtrent lik den en maksimalt vil vente å få nord for kraftverket på Hurumlandet. På grunn av topografien, med over 100 m høye åser rundt kraftverket, må en i enkelte situasjoner vente høye korttidskonsentrasjoner. I vinterhalvåret vil området rundt Horten kunne belastes mer enn det figur 22 viser.

9.5.2 Tørravsetning

Tørravsetningsbidraget som resultat av varmekraftverket ved Skjøttelvik (fyrt med 1.0% svovel i oljen, 3500 timer pr år, ingen gassrensing) er vist i figur 23 å være 2 - 3 g SO₄/m² pr år over store deler av Hurumlandet. Dette representerer en fordobling i forhold til totalnedfallet i dag. Utslippet fra kraftverket (med ovenfor spesifiserte utslipp) er mer enn 3 ganger så stort som det samlede utslippet fra celluloseindustrien på Hurum i dag.



Figur 22: Byggestedsalternativ Skjøttelvik, Hurum. Årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)

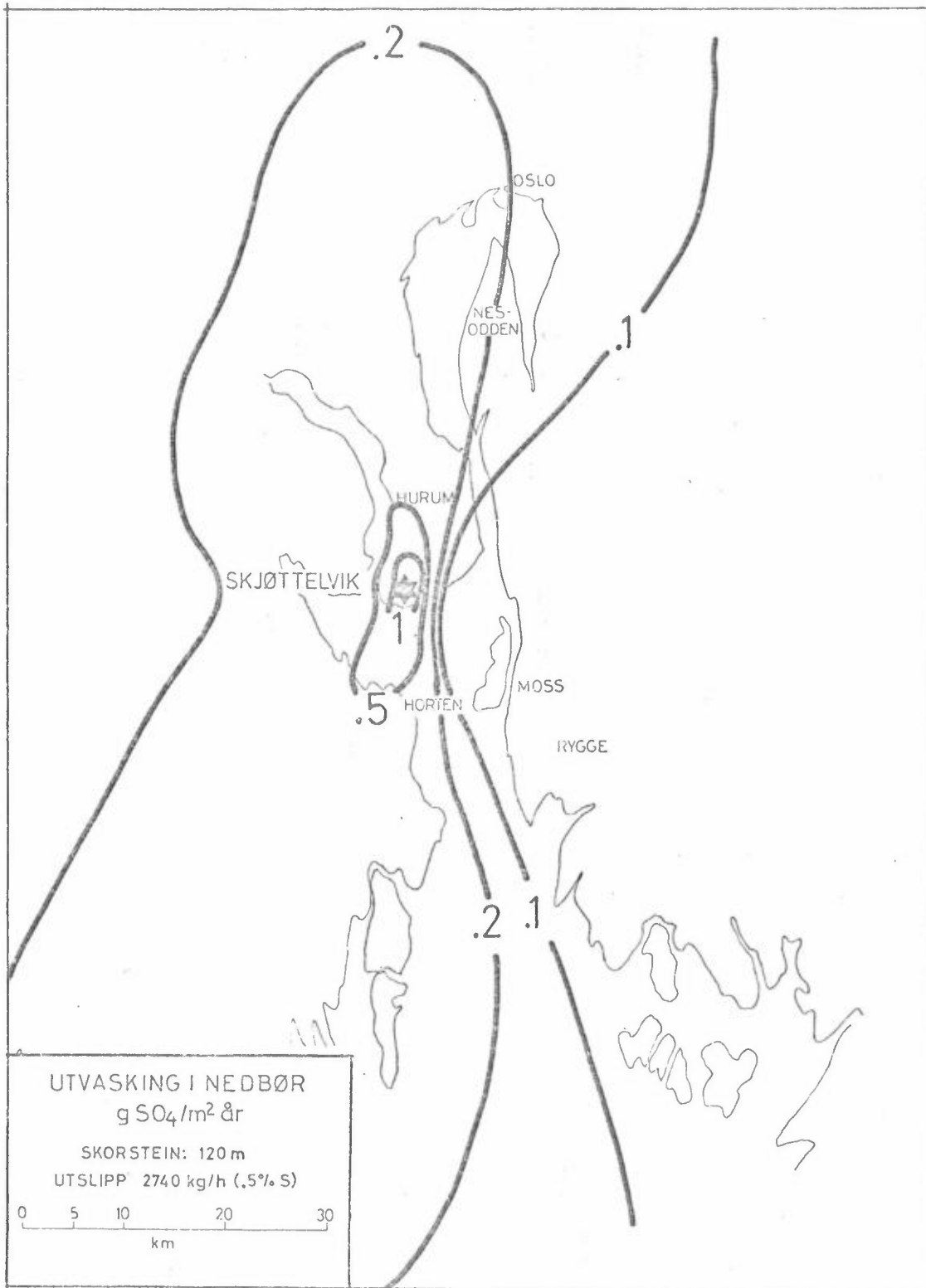


Figur 23: Byggstedsalternativ Skjøttelvik, Hurum.
Tørravsetning (g SO₄/m² år).
(1.0% svovel i oljen, ingen gassrensing, 3500 timer drift pr år fordelt jevnt over året.)

9.5.3 Nedbørutfelling og totalavsetning

Figur 24 viser at avsetningen av sulfat som resultat av utvasking i nedbør, vil være størst over sørvestlige deler av Hurumlandet.

Totalt sett vil avsetningen av sulfat som resultat av et varmekraftverk ved Skjøttelvik være størst i området fra Hurum og nordover mot Røyken og Asker. Hvis kraftverket er i drift kun i vinterhalvåret vil avsetningen sørover mot Horten og Vestfold være større enn angitt i de presenterte beregningene i figur 23 og 24.



Figur 24: Byggestedsalternativ Skjøttelvik, Hurum.
Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år).
(0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)

9.6 Nord-Rogaland

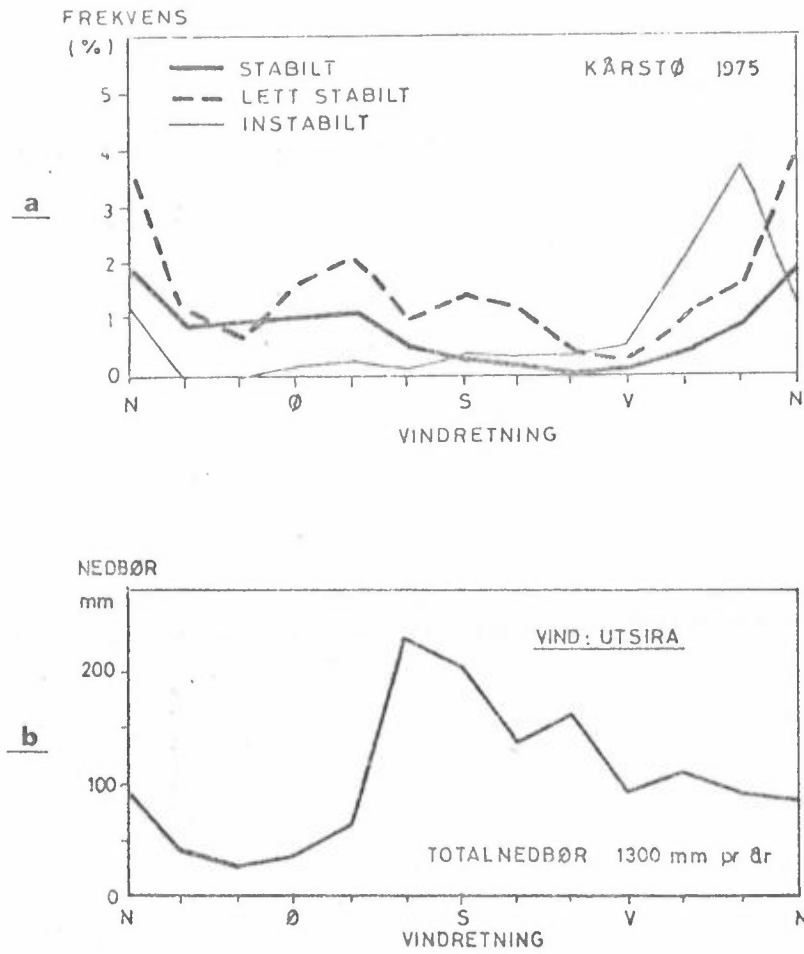
Det er foretatt beregninger av bakkekonsentrasjoner, tørravsetning og nedbørutvasking også for et varmekraftverk i Karmøy-området. Disse er basert på de samme beregningsmetodene som for byggestedene i Oslofjord-området. Kraftverkets størrelse, utslippsmengden og skorsteinshøydene er de samme, men det meteorologiske grunnlagsmaterialet er noe mer usikkert enn for Oslofjord-alternativene.

Beregninger er foretatt for byggestedsalternativet Kårstø i Tysvær. Det er på grunnlag av disse også foretatt vurderinger for et alternativt byggested; Ytraland på Karmøy.

I figur 25a har en vist hvordan frekvensen av stabile og instabile atmosfæriske forhold endrer seg med vindretningen ved Kårstø. Fordelingen er basert på vinddata fra en 40 m mast ved Kårstø, og temperaturmålinger 10 m over bakken ved Kårstø (ca 20 m.o.h.) og ved Årvikafjell (ca 220 m.o.h.).

Det foreligger bare ca 8 måneder med data fra byggestedene på Karmøy. Disse dataene er anvendt uten at en har hatt mulighet for å studere deres representativitet.

Figur 25b, viser nedbørmengden for forskjellige vindretninger i Karmøy-området, basert på data fra Utsira.



Figur 25: a) Frekvensen av stabile og instabile situasjoner fordelt over vindretninger ved Kårstø.
b) Nedbørmengden som funksjon av vindretningen ved Utsira.

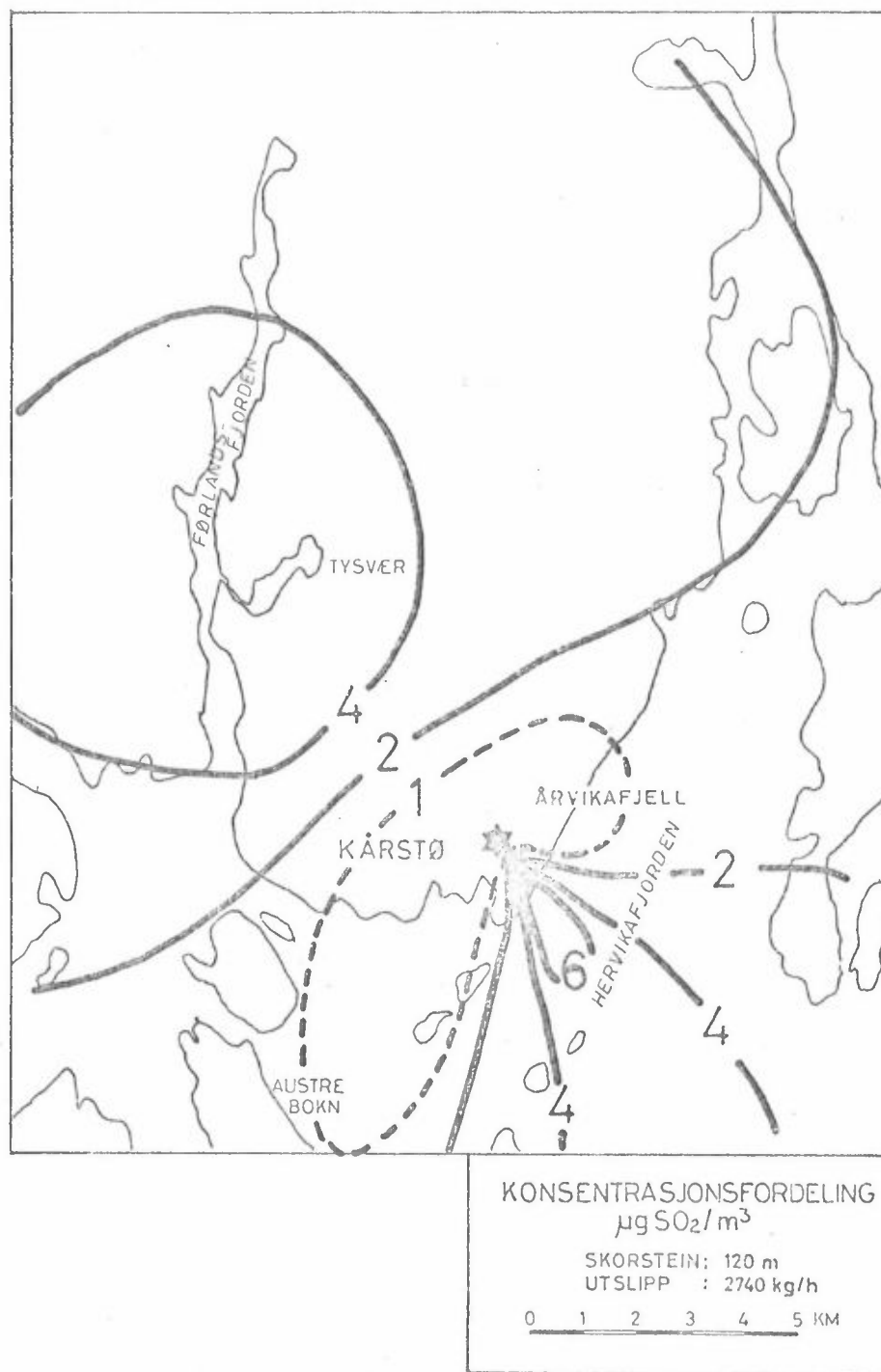
9.6.1 Bakkekonsentrasjoner (Kårstø og Ytraland)

Basert på frekvensfordelingene i figur 25 har en i figur 26 presentert konsentrasjonsfordelingen av SO_2 i bakkenivå som resultat av et varmekraftverk ved Kårstø. Figuren viser at den største belastningen over land ligger nord-nordvest mot Tysvær. Belastningen her er imidlertid mindre enn for de fleste byggestedene i Oslofjord-området. Ved bruk av olje med 2.5% svovel og uten gassrensing vil årsmidlet bakkekonsentrasjon som resultat av et kraftverk med 120 m høye skorsteiner, i maksimumområdet være omkring $30 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

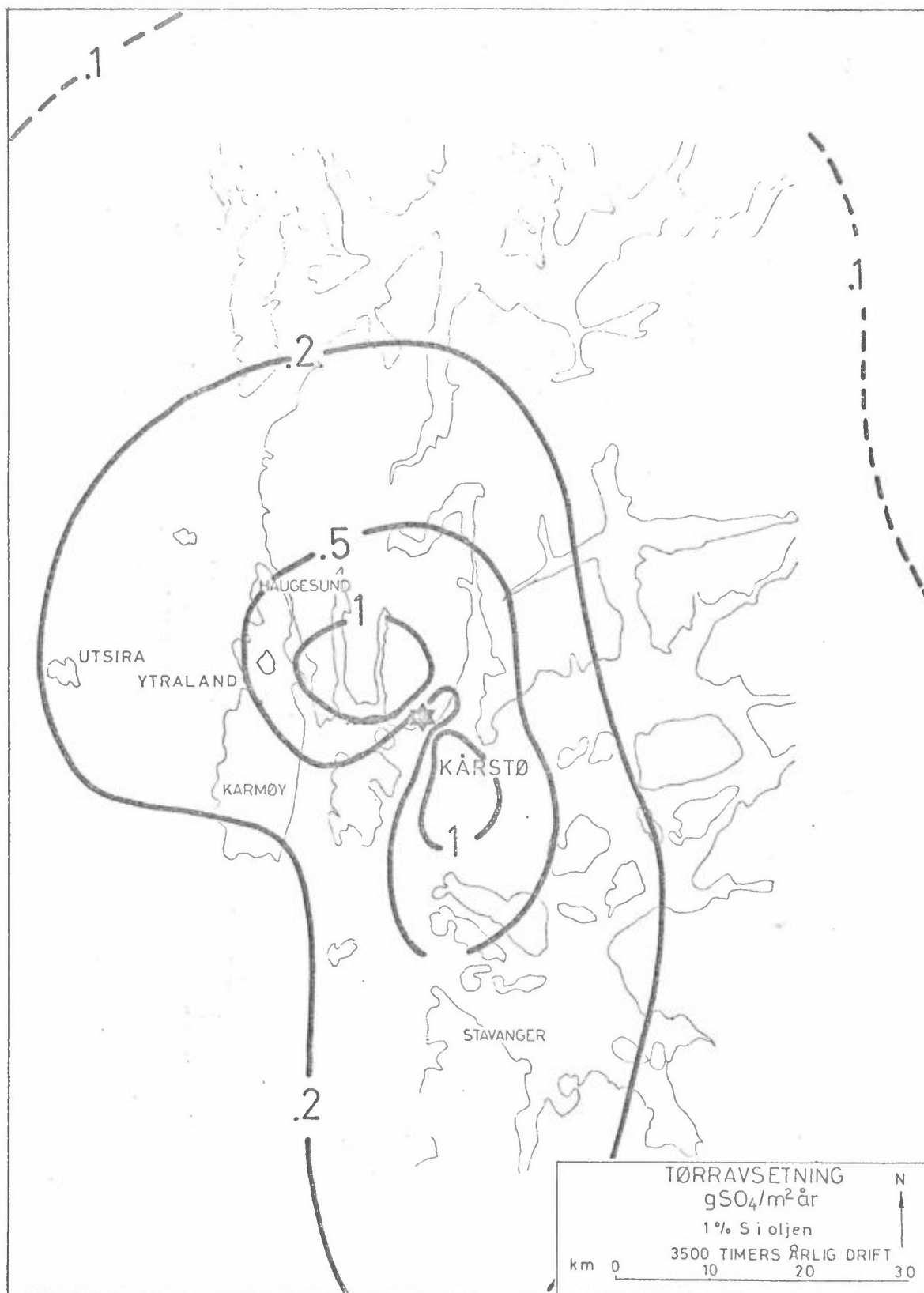
Hvis dette kraftverket plasseres ved Ytraland på Karmøy vil en stor del av denne delen av maksimumbelastningen ligge over sjø. Et sterkt belastet område sør-sørøst for kraftverket vil være lokalisert til området rundt Kopervik på Karmøy.

9.6.2 Tørravsetning

Det største tørravsetningsbidraget som resultat av et varmekraftverk ved Kårstø, er i figur 27 vist å falle over områdene mellom Tysvær og Haugesund. For et kraftverk fyrt med olje med 1.0% svovel og en driftstid på 3500 timer pr år, vil det årlige nedfallet i dette området være mellom 0.5 og 1.2 g SO_4/m^2 . Dette er ca 20% av nedfallet en har i nedbøren i området i dag.



Figur 26: Byggestedsalternativ Kårstø (Nord-Rogaland). Årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)



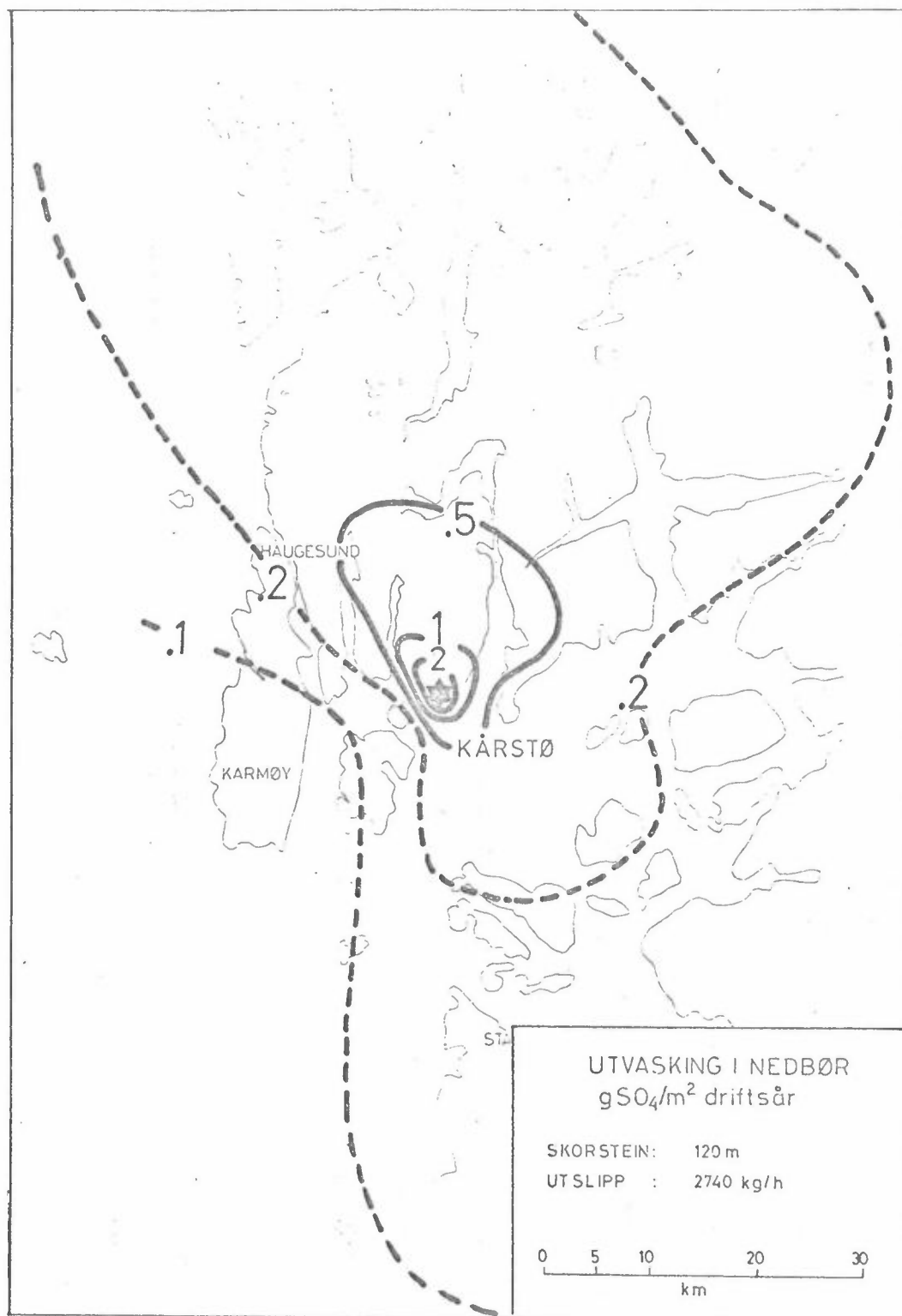
Figur 27: Byggestedsalternativ Kårstø (Nord-Rogaland).
Tørravsetning ($\text{g SO}_4/\text{m}^2/\text{år}$).
(1.0% svovel i oljen, ingen gassrensning, 3500 driftstimer pr år fordelt jevnt over året.)

9.6.3 Nedbørutfelling og totalavsetning (Kårstø og Ytraland)

Figur 28 viser at det største sulfatnedfallet under nedbør-situasjoner finner sted nord og nord-nordvest for varmekraftverket. Innenfor 5 - 10 km fra et kraftverk som fyres med olje med 0.5% svovel, vil nedfallet være større enn 1 g SO_4/m^2 . Hvis kraftverket plasseres ved Kårstø, vil en stor del av dette nedfallet skje over land i området Tysvær - Haugesund. For et kraftverk lokalisert til Ytraland på Karmøy, vil en vesentlig del av denne utvaskingen skje over sjø.

Ser en på totalavsetningen av sulfat vil et kraftverk på Ytraland være gunstigere miljømessig enn et kraftverk ved Kårstø.

For et varmekraftverk ved Kårstø fyrt med olje inneholdende 2.5% svovel, ingen gassrensing og 3500 timer drift pr år, vil totalavsetningen av sulfat over land i området rundt Tysvær komme opp i 5 g SO_4/m^2 pr år. Dette representerer en avsetning som er noe større enn det en har i området i dag. Likevel er dette totalt sett mindre enn det en kan vente i maksimumområdet for et lignende kraftverk i indre Oslofjorden.



Figur 28: Byggestedsalternativ Kårstø, (Nord-Rogaland).
Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år).
(0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)

9.7 Sørlandet

Beregninger for et oljefyrt varmekraftverk på Sørlandet er foretatt for byggestedsalternativet Tromøya ved Arendal. Beregningsmodellene er de samme som for de øvrige byggestedene, men de meteorologiske dataene er ufullstendige. Da det ikke foreligger samtidige vind- og stabilitetsmålinger for området, har en anvendt vinddata fra Meteorologisk institutt's værstasjon på Torungen Fyr, ca 10 km sørvest for byggestedet. Vindfrekvensfordelingen for en tiårsperiode er vist i figur 29a. I beregningene av konsentrasjonsfordelingene og tørravsetningen har en antatt at spredningen alltid tilnærmet skjer i en nøytral atmosfære.

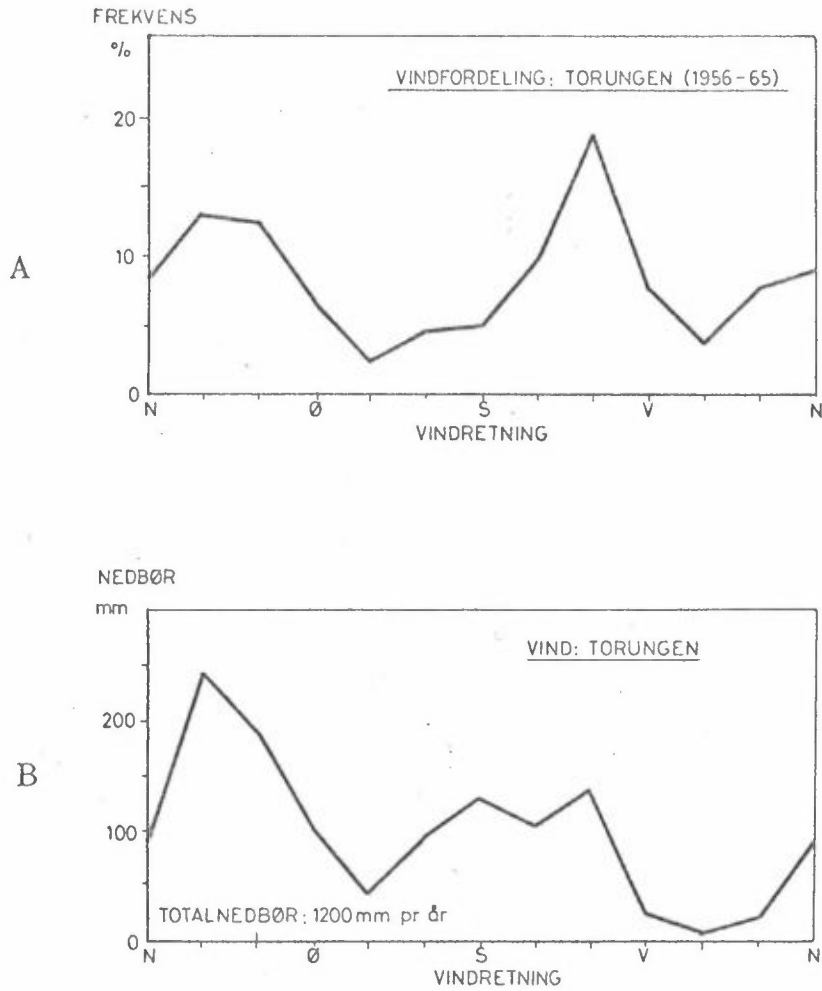
Sammenhengen mellom vindretning og nedbørmengde, som er anvendt til beregning av sulfatutvasking i nedbør, er vist i figur 29b.

9.7.1 Bakkekonsentrasjoner (Tromøya ved Arendal)

Beregningene antyder at de maksimale årstidsmidlele konsentrasjonene vil ligge over sjø nordøst for kraftverket. Et sekundært maksimum vil ligge over sørvestlige deler av Tromøya, og strekke seg mot Arendal-området.

9.7.2 Tørravsetning

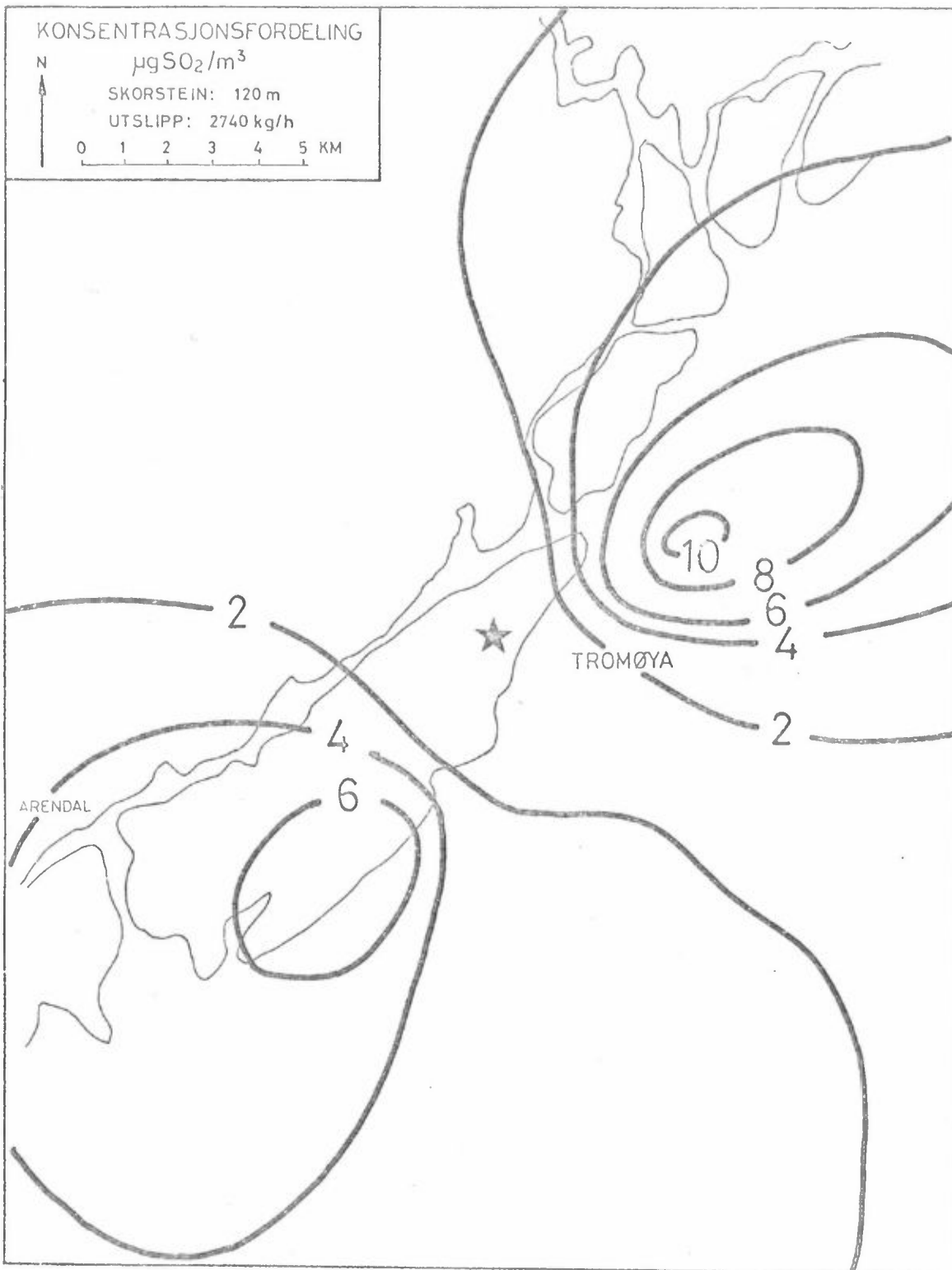
Den største delen av tørravsetningen kommer til å ligge langs kysten mot Arendal - Lillesand og mot Tvedestrand - Risør. I Arendal-området vil tørravsetningsbidraget av SO_2 regnet som SO_4 være ca $1 \text{ g } SO_4/m^2$ pr år. Dette er noe mindre enn det maksimale tørravsetningsbidraget over land i Oslofjordområdet.



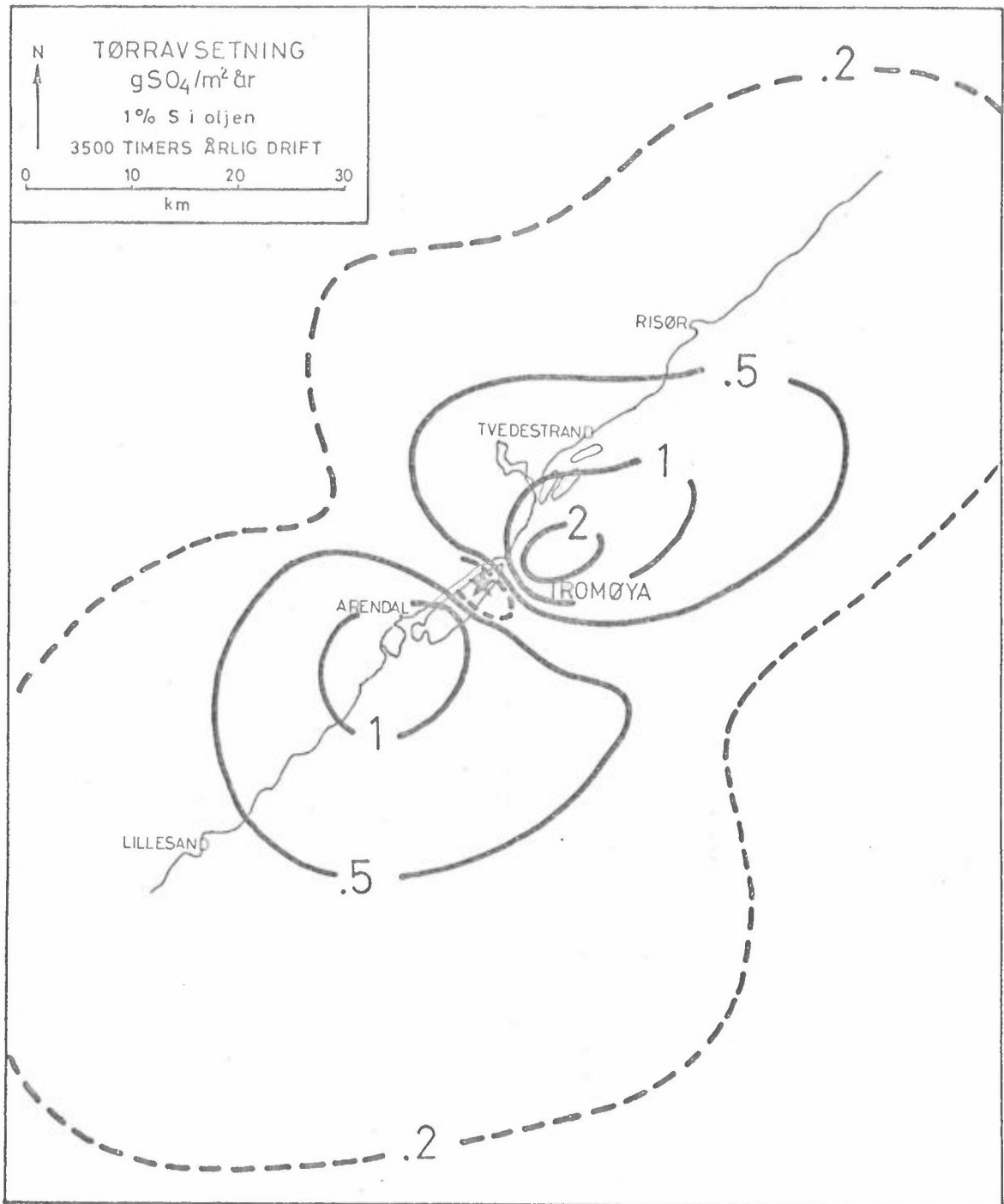
Figur 29: a) Vindfrekvensen fordelt over vindretningene ved Torungen (1956 - 1965).
b) Nedbørmengden som funksjon av vindretningen ved Torungen.

9.7.3 Nedbørutfelling og totalavsetning

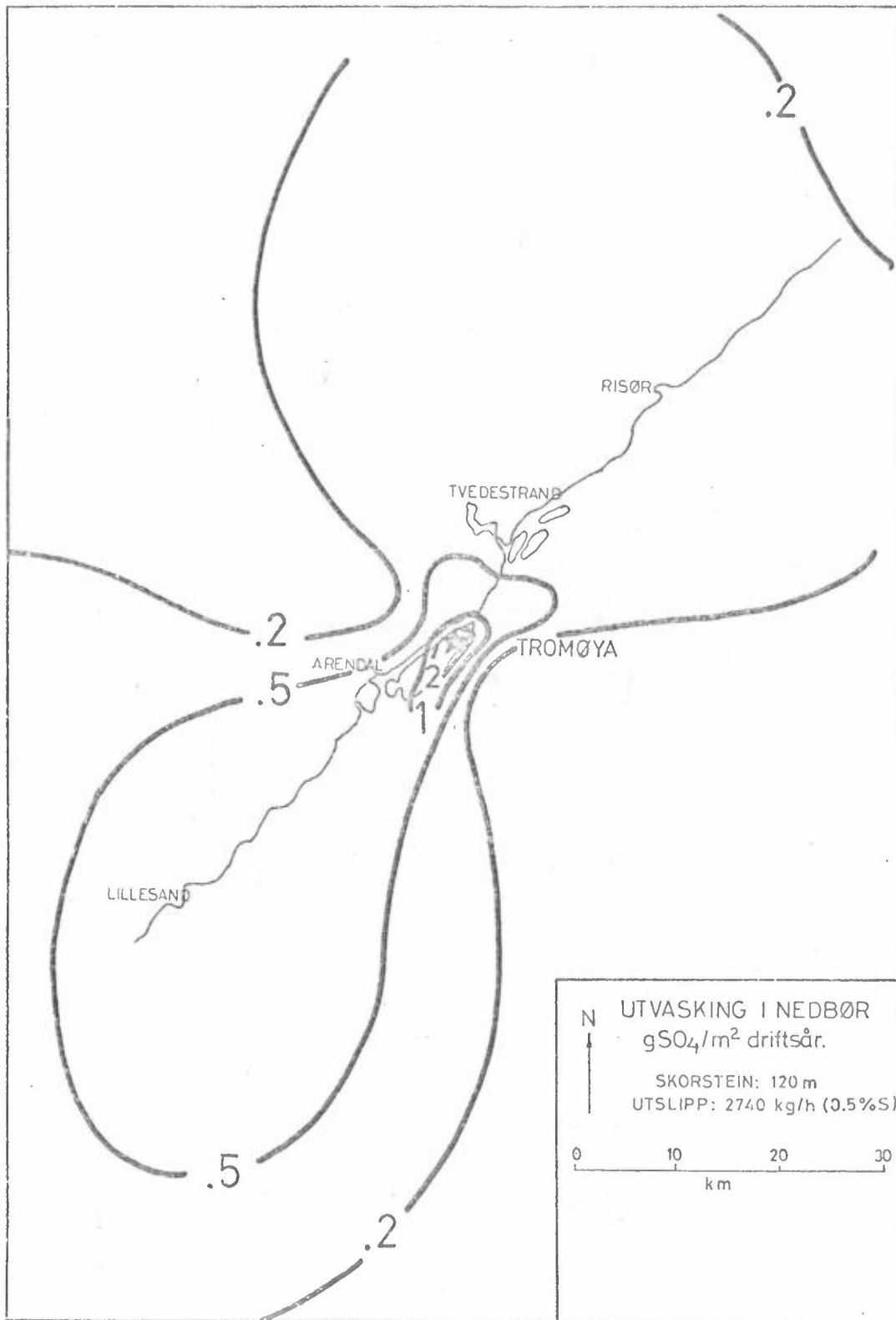
Utvaskingen av sulfat i nedbør vil ligge noe mer innover land. Totalt sett vil sulfatavsetningen berøre områder som allerede i dag har forsurningsproblemer på grunn av langtransporterte luftforurensninger.



Figur 30: Byggestedsalternativ Tromøya ved Arendal. Årsmidlet bakkekonsentrasjon av SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). (0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, 7000 driftstimer pr år.)



Figur 31: Byggestedsalternativ Tromøya ved Arendal.
Tørravsetning (g SO₄/m² år).
(1.0% svovel i oljen, ingen gassrensing, 3500 timer drift pr år fordelt jevnt over året.)



Figur 32: Byggestedsalternativ Tromøya ved Arendal.
Utvasking i nedbør (g SO₄/m² år).
(0.5% svovel i oljen, ingen gassrensing, kraftverket i drift 100% av tiden med nedbør.)

10 VIRKNINGER PÅ MILJØET

Diskusjonene av miljøpåvirkningene som resultat av utslipp av luftforurensninger fra et oljefyrt varmekraftverk, i dette kapittel er blant annet basert på kommentarer gjengitt i appendiks 5, 6 og 7.

10.1 Mulige helseeffekter

De utslippene fra et oljefyrt varmekraftverk som en antar kan ha visse helsemessige konsekvenser er svoveloksyder, nitrogenoksyder, støv og tungmetaller (spesielt vanadium). Av disse er sannsynligvis svoveloksydene de viktigste.

Normene som er lagt til grunn for beregning av skorsteins- høyder for et varmekraftverk, og som således sikrer at lang- tidsmidlete bakkekonsentrasjoner ikke skal bli for høye, er primært helsemessig begrunnet. Normene er fastlagt slik at SO₂ ikke skal gi signifikante helseskadelige virkninger i følsomme grupper av befolkningen.

10.1.1 Svoveldioksyd

Fra et helsesynspunkt er det døgn-, måned- eller årsmiddel- konsentrasjonene som gir best grunnlag for vurdering av mulige effekter. Foreslått målsetning i henhold til WHOs ekspertkomité av 1972, er 200 µg/m³ som døgnmiddel, 60 µg/m³ som årsmiddel (22).

Forutsetningen for beregningen av skorsteinshøydene ved det varmekraftverket som er presentert i denne rapporten, er at timesmidlet bakkekonsentrasjon normalt ikke skal overskride 360 µg SO₂/m³. Dette vil vanligvis sikre et døgnmiddel som er lavere enn 200 µg SO₂/m³, og et årsmiddel lavere enn 60 µg SO₂/m³.

Olje med 2.5% svovel, ingen gassrensing

For så stort utslipp fra 120 m høye skorsteiner vil en vente årstidsmiddelkonsentrasjonen i maksimumområdene over $60 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. Disse maksimumområdene vil for flere byggesteders vedkommende berøre tettsteder, hvor en i tillegg har en viss bakgrunnsforurensning. Sannsynligheten for at døgnmiddelet skal overskride $200 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ er stor. En kan derfor ikke anbefale dette utslippsalternativet ut fra helsemessige vurderinger.

10.1.2 Sulfat

Det er ikke foretatt beregninger av mengden sure sulfater (eller svovelsyretåke) i dette arbeidet, da metodene er svært usikre, og tidsrammen for utredningene ikke har muliggjort slike beregninger. Det finnes heller ikke anerkjente tålbarehetsgrenser å holde seg til ved vurderingen av virkningen av sulfater, selv om det i USA er påvist en viss sammenheng mellom sulfat og helsetilstanden hos følsomme grupper av befolkningen (23).

Omdannelsen til sulfat i atmosfæren vil, som nevnt i appendiks 1, være avhengig av tilstedeværelsen av katalysatorer og varierer sterkt med partikkelmengde, luftfuktighet og temperatur. En kan som en første tilnærming anta at tilskuddet av sure sulfater i kraftverkets omgivelser nært svarer til den del som slipper ut av skorsteinen. Det er derfor ønskelig at denne delen, samt mengden av aske (som inneholder katalysatorer) holdes så lavt som fyringsteknisk mulig.

10.1.3 Nitrogenoksyder

Når det gjelder de helsemessige synspunkter på utslippet av nitrogenoksyder og aktuelle grenseverdier for NO₂ og NO er det vist til tyske undersøkelser, som foreslår følgende grenseverdier:

NO ₂	: 100 µg/m ³	som 24-timers middel
	200 µg/m ³	som 30-minutters middel
NO	: 500 µg/m ³	som 24-timers middel
	1000 µg/m ³	som 30-minutters middel

De gjeldende offisielle tyske maksimale halvtimesverdier er noe høyere for NO₂ (300 µg/m³), men lavere for NO (600 µg/m³) (se appendiks 3). Mesteparten av nitrogenoksydene slipper ut fra skorsteinen som nitrogenmonoksyd (NO), men vil i atmosfæren oksyderes til nitrogendioksyd (NO₂). Fra et helsemessig synspunkt er det den giftige NO₂-gassen som er av størst interesse ved bakkenivå hvor mennesker puster.

Det er derfor viktig å vite hvor hurtig NO oksyderes til NO₂ i atmosfæren. Denne oksydasjonshastigheten er avhengig av konsentrasjonen, temperaturen i avgassene og i luften, luftfuktigheten, strålingsforholdene og tilstedeværelsen av andre forurensninger. Ved svært høye konsentrasjoner (ved skorsteinsmunningen) kan en observere brunfarvet gass ved oksydasjon til NO₂ i løpet av sekunder, mens oksydasjonen ved konsentrasjoner som vanligvis observeres ved bakken er svært langsom. Her spiller fotokjemiske reaksjoner ved hjelp av sollys en større rolle.

Med begrunnelse i diskusjonen ovenfor er det vanskelig å kvantifisere NO₂-mengden ved bakken som resultat av nitrogenoksydutslipp fra et varmekraftverk. Det er imidlertid rimelig å tro at hvis normene for SO₂ ved bakken er tilfredsstillt, vil også de foreslåtte grenseverdiene for NO₂ og NO ovenfor være tilfredsstillt, når svovelinnholdet i oljen ikke er lavere enn 0.5%.

10.1.4 Tungmetaller

All olje inneholder varierende mengder mineraler, sterkt avhengig av oljens opprinnelse. Flyveasken som slippes ut fra skorsteinen ved et oljefyrt varmekraftverk vil således også inneholde en rekke mineraler, hvorav de vanligst forekommende er aluminium, nikkel, silisium, vanadium, jern, mangan og kobolt. Av disse er utslippsmengden av nikkel og vanadium oppgitt av oppdragsgiver og gjengitt i tabell 1 i kapittel 3.

Fra et helsemessig synspunkt er vanadiumutslippet av spesiell interesse. Vanadium fra oljefyrte anlegg forekommer overveiende som vanadiumpentoksyd (V_2O_5). Vanadiumpentoksyd er etsende og kan i meget små konsentrasjoner i luften virke irriterende på slimhinnene i luftveiene og i lungene. Disse helseeffektene adderer seg til virkningene av andre slimhinneirriterende komponenter i avgassene fra fyringsanlegg som for eksempel svoveloksydene.

Det er dessuten påvist at vanadium er en katalysator for oksydasjon av SO_2 til svovelsyredråper, som har betydelig større helseskadelig effekt enn SO_2 i gassform.

En kjenner ikke til at det i den vestlige verden er fastlagt eller foreslått retningslinjer eller standardkrav til maksimalt tillatt innhold av vanadium eller vanadiumpentoksyd i uteluft. Derimot er maksimal tillatelig konsentrasjon av V_2O_5 i USSR satt til $2 \mu g/m^3$ som døgnmiddel.

Dessverre foreligger det ikke tilgjengelig publikasjoner om hvilke kriterier som er lagt til grunn. Derimot utgjør den russiske grenseverdi på $2 \mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$ 4% (1/25) av den yrkeshygieniske grenseverdi (TLV) for arbeidsmiljøet, som er retningsgivende også i vårt land. Dette er nær opp til det forholdstall som brukes som tommelfingerregel av the Alkali Inspector i Storbritannia, når andre kriterier ikke foreligger.

Antar en at maksimalt tillatt døgnmiddel av V_2O_5 på $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og skorsteiner på 120 m, har en med utgangspunkt i SO_2 -utslipp og konsentrasjonsberegninger av SO_2 funnet at vanadiumutslippet ikke bør overstige ca 15 kg vanadium/h. Dette svarer til at vanadiuminnholdet i oljen må være mindre enn ca 30 ppm (vekt).

10.2 Virksomheter på skog og vekster

Virkningene på vegetasjon som resultat av luftforurensninger fra et varmekraftverk, kan deles i to; nemlig de direkte virkningene som vesentlig omfatter sviskader på grunn av høye gasskonsentrasjoner, og de indirekte virkninger som f.eks. representeres ved forurningsproblematikken. I dette kapitlet vil en hovedsakelig diskutere de direkte virkningene. Forurningsproblemen er omhandlet i neste kapittel.

Det skilles ofte mellom 3 typer av skade: akutt, kronisk og usynlig skade.

Akutt skade kan opptre etter kort tids eksponering med relativt høye gasskonsentrasjoner. Det dominerende symptom er sviing i bladspiss, bladrand og mellom bladnervene. Grenseverdiene for skade er oftest basert på eksperimentelle undersøkelser av akutte skader.

Kronisk skade kan opptre etter lengre tids eksponering med lavere konsentrasjoner enn de som fører til akutte skader. Kronisk skade er mest omtalt i forbindelse med SO₂-forurensning og resulterer i gulning og for tidlig aldring av blad og barnåler.

Usynlige skader kan dreie seg om økt respirasjon, endret nitrogenmetabolisme og kan føre til redusert vekst. Om dette medfører målbare reduksjoner diskuteres.

10.2.1 Svoveldioksyd

Svoveldioksyd kan forårsake akutte eller kroniske skader på planter. De direkte virkningene av SO₂ er mest aktuelle innenfor en begrenset avstand fra kraftverkene. Som en har sett av beregningene i kapittel 8 og 9, vil avstanden til høye bakkekonsentrasjoner av SO₂ være sterkt avhengig av spredningsforholdene.

Det er vanskelig å angi nøyaktige grenser for hvor høye SO₂-konsentrasjoner en gitt planteart tåler uten at det oppstår skader. Denne grenseverdien vil være avhengig av eksponeringstiden, temperatur, fuktighet og lysforhold (plantenes aktivitet). Det vil dessuten være individuelle variasjoner i ømfintlighet innen en og samme planteart, avhengig av blant annet plantens alder og vitalitet.

Den nedre grensen for SO₂-konsentrasjoner som fører til akutte skader på høyere planter, synes å ligge i området 100 - 1000 µg/m³, ved eksponeringstid på 1 - 10 timer (26). For kronisk SO₂-skade på høyere planter er det antydnet en grenseverdi på 100 µg/m³ "for an indefinite time period". Med tanke på mulige synergistiske effekter sammen med ozon burde denne verdien vært noe lavere (27).

Blant lavere planter er lav særlig ømfintlig, og det er antydnet en nedre grense for skade på $30 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ som middel over vinterhalvåret.

Ut fra disse data, og beregningene i kapittel 9, er det derfor lite sannsynlig at kroniske planteskader vil forekomme, hvis kraftverket fyres med olje med 0.5 eller 1.0% svovel. Derimot kan en ikke sikre seg mot at akutte skader kan forekomme til tider i relativt begrensede områder rundt kraftverket.

10.2.2 Nitrogenoksyder

Det er rapportert skader på enkelte plantearter ved konsentrasjoner på $470 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ over 8 måneder, og ved $1900 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ midlet over en dag (25). Beregningene antyder at konsentrasjonene i området rundt varmekraftverket vil være langt mindre enn de angitte skadegrensene.

Det er derfor lite sannsynlig at nitrogenoksydkonsentrasjonene i nærheten av et varmekraftverk av denne type skal komme opp i et nivå som vil resultere i direkte skader på vegetasjon.

10.3 Forsurningsproblemer

Syrenedfallet, særlig som resultat av svovelutslippene fra et varmekraftverk har negative innvirkninger blant annet på ferskvannsfisk, plantevekst og materialers korrosjonsbestandighet. Planteveksten antas å påvirkes av en forsterket utvasking av næringsstoffene i jordsmonnet.

Problematikken omkring svovelsyrenedfallet (eller såkalt sur nedbør) har vært sterkt i søkelyset i de senere år. Dette skyldes blant annet at fisken er forsvunnet fra en rekke fiskevann i Sør-Norge.

De totale virkningene på miljøet av svovelsyretilførselen er ennå ikke helt klarlagt. Det er for tiden i gang et fellesprosjekt hvor flere forskningsinstitusjoner deltar for å undersøke virkningen av den sure nedbøren på skog og fisk (SNSF-prosjektet). I forbindelse med dette prosjektet er NIVA i ferd med en omfattende regional kartlegging av områder med forsyningsproblemer, dvs. hvor fisken er forsvunnet eller er i ferd med å forsvinne. På grunnlag av data fra dette kartleggingsarbeidet har en diskutert betydningen av en tilleggsbelastning fra et oljefyrt varmekraftverk i Oslofjord-området (se appendiks 6).

Følgende konklusjoner er trukket:

I de områder en i dag har forsyningsproblemer, er bufferkapasiteten i nedslagsfeltet ikke tilstrekkelig til å nøytralisere den årlige tilførselen av sure komponenter. En tilleggsbelastning av slike komponenter vil i liten grad bli nøytralisert og derfor representere en marginal belastning, som i visse områder vil akselerere forsyningsprosessen.

Selv om beregningsgrunnlaget for totalavsetningen presentert i figur 11 (kapittel 9.1.4) er noe usikkert, må en anta at et oljefyrt varmekraftverk plassert ved Oslofjorden, vil gi utslippsmengder av sure komponenter, som vil berøre store deler av Østlands-området, der det i dag eksisterer store forsyningsproblemer. Den økede belastning vil medføre en akselerert forsyningsutvikling og vil sannsynligvis resultere i at områder som i dag ikke har registrerte forsyningsproblemer, vil bli problemområder i nær framtid. Mange av disse områdene er i dag av stor rekreasjonsmessig betydning.

Også i Karmøy-området vil nedfallet fra et oljefyrt varmekraftverk resultere i forsureningsproblemer, da bufferkapasiteten i vassdragene innover i hei- og fjellområdene i Rogaland er liten. En større del av svovelnedfallet vil sannsynligvis falle over hav i dette området enn i Østlandsområdet.

Et oljefyrt varmekraftverk på Sørlandet vil sannsynligvis representere større forsureningsproblemer enn i Oslofjordområdet, da dette alternativet vil påvirke områder hvor forurensningen i dag er kommet lengst.

10.4 Atmosfærisk korrosjon

Av utslippene fra oljefyrt kraftverk er svovelforurensningene (SO_2 og H_2SO_4) de klart mest korrosive. Støvparkiklene i røykgassene dvs. sot og metalloksyder, øker også korrosjonen. Det kan skje direkte eller indirekte; direkte ved at partiklene selv deltar i nedbrytningsprosessen, indirekte ved at de virker som katalysatorer for dannelsen av svovelsyre.

Betydningen av luftforurensningene fra et oljekraftverk på materialnedbrytningen er avhengig av flere ulike faktorer. Kraftverkets lokalisering spiller en viktig rolle; avstand og retning til bebyggelse, bakgrunnsforurensning, luftfuktighet og temperatur.

De ulike metaller påvirkes i ulik grad av luftforurensninger. Undersøkelser har vist at korrosjonshastigheten for ulegert stål varierer med en faktor 4 - 5 mellom områder med lavt og høyt innhold av svovelforurensninger. Levetiden for sink-sjiktet på forsinket stål påvirkes sterkt av sure svovel-

forurensninger. En har ved NILU vist at en økning av SO₂-konsentrasjonen i luft fra 17 µg/m³ (bakgrunnsforurensning) til 170 µg/m³ som halvtimesverdi, vil resultere i en økning av korrosjonshastigheten med en faktor 4 - 5 for jern, ca 30 for sink.

Disse tallene refererer seg til tilfeller hvor det ligger en fuktighetsfilm på metallflaten. Dette viser at en i området rundt et oljefyrt varmekraftverk må vente sterkere korrosjon enn i et uforurenset område.

11 SLUTTBEMERKNINGER

Beregningene utført i denne rapporten inneholder en rekke usikkerheter som en ikke skal se bort fra ved vurderingen av absoluttverdiene presentert i kapittel 9. En del av disse usikkerhetene ligger i:

- valg av spredningsparametre for spredningsberegningene
- valg av overhøydeformel for beregning av røykskyens totalhøyde over bakken
- de meteorologiske dataenes representativitet for røyktransporten i det nivå røykskyen befinner seg i
- spredningsmodellenes anvendelse ut over 10 km fra utslippet
- modellen for utvasking av sulfat (som er en forenklet modell).

Det er vanskelig å kvantifisere disse usikkerhetene, men de presenterte belastningsfordelingene bør kun anses som grove estimat for hvilke områder som blir belastet og hvilke som ikke blir belastet av luftforurensninger fra et oljefyrt varmekraftverk.

En del av beregningene kan forberedes ved tilpassing av bedre modeller. Dette vil imidlertid kreve lengre tid enn det en har hatt til rådighet for utarbeiding av denne rapporten.

12 REFERANSER

- (1) Dovland, H. Atmosfæriske spredningsforhold ved Skjøttelvik i Hurum. NILU Oppdragsrapport nr 47/72 (Desember 1972).
- (2) Dovland, H. Atmosfæriske spredningsforhold ved Vardeåsen i Rygge. NILU Oppdragsrapport nr 51/73 (Mars 1973).
- (3) Dovland, H. Atmosfæriske spredningsforhold ved Mørk i Vestby. NILU Oppdragsrapport nr 52/73 (Mars 1973).
- (4) Dovland, H., Sivertsen, B. Atmosfæriske spredningsforhold ved Naverfjorden i Brunlanes. NILU Oppdragsrapport nr 65/73 (November 1973).
- (5) Sivertsen, B. Radioøkologiske vurderinger. NILU Teknisk notat nr 61/73 (Oktober 1973).
- (6) Werner-Johannessen, T. Klimadata til vurdering av spredning av avgasser og sot fra A/S Hafslunds planlagte varmekraftverk ved Slagentangen i Vestfold. Det Norske Meteorologiske Institutt (Juli 1970). Vedlegg til NILU Oppdragsrapport nr 14/70 (November 1970).
- (7) Håland, L. Nedbørobservasjoner fordelt over vindretninger. Upublisert arbeid fra Det Norske Meteorologiske Institutt.
- (8) McElroy, J.L., Pooler, F. St. Louis Dispersion Study, Vol. II. US Department of Health, Education and Welfare. Publ. No AP-53, Arlington Virg. Dec. 1968.

- (9) Smith, M. Recommended Guide for the Prediction of the Dispersion of Airborne Effluents. ASME, New York 1968.
- (10) van der Hoven, I. Atmospheric Transport and Diffusion at Coastal Sites. Nuclear Safety 8, 490-99 (1967).
- (11) Turner, B.D. Workbook of atmospheric dispersion estimates. US Dept. of Health, Education and Welfare, 1970.
- (12) Sivertsen, B. Plume Rise Calculations. NILU Teknisk notat nr 80/74, (Juli 1974).
- (13) Briggs, G.A. Chimney Plumes in Neutral and Stable Surroundings. Atm. Env. 6, s. 507-510 (1972).
- (14) Bringfelt, B. Plume Rise Measurements at Industrial Chimneys. Atm. Env. 2, s. 575-598 (1968).
- (15) Gifford, F.A.,
Pack, D.H. Surface Deposition of Airborne Material. Nuclear Safety 3, s. 76-80 (1962).
- (16) Hales, J.M.,
Thorp, J.M.,
Wolf, M.A. Field investigation of sulfur dioxide washout from the plume of a large coal-fired power plant by natural precipitation. Contract No. CPA 22-69-150, Battelle Memorial Institute, Richland, Washington 99352, March 1971.
- (17) Terry Dana, M.,
Hales, J.M.,
Slinn, W.G.N.,
Wolf, M.A. Natural precipitation washout of sulfur compounds from plumes. EPA-R3-73-047. US Environmental Protection Agency, Washington D.C. 20460, June 1973.
- (18) Granat, L.,
Rodhe, H. A study of fallout by precipitation around an oilfired power plant. Atm. Env. 7, s. 781-92 (1973).

- (19) Högström, U. Wet fallout of sulfurous pollutants emitted from a city during rain or snow. *Atm. Env.* 8, s. 1291-1303, (1974).
- (20) Riktlinjer för Luftvård. Statens Naturvårdsverk, Publikation 1973:8.
- (21) Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 28. August 1974. TA-Luft GMBI 1974.
- (22) Air Quality Criteria and Guides for Urban Air Pollutants. WHO Techn. Rep. Series, No. 506, Geneva 1972.
- (23) Health Consequences of sulfur oxides: A Report from CHES, 1970-1971. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., May 1974.
- (24) Air Quality Criteria for Sulfur Oxides. US Dept. of Health, Education and Welfare, NAPCA Publ. No. AP-50, Jan. 1969.
- (25) Air Quality Criteria for Nitrogen Oxides. Env. Protection Agency, Air Pollution Control Office, Publ. No. AP-84, Jan. 1971.
- (26) Tamm, C.O.,
Aronsson, A. Plant growth as affected by sulphur compounds in polluted atmosphere. A literature survey. *Inst. växtekologi och marklära, Skoghögskolan, Rapp. nr. 12, Stockholm 1972.*
- (27) Brandt, C.S.,
Heck, W.W. Effects of air pollutants on vegetation. p 401-443 in *STERN, A.C., (Ed), Air Pollution, Vol. I, Academic Press, New York 1968.*

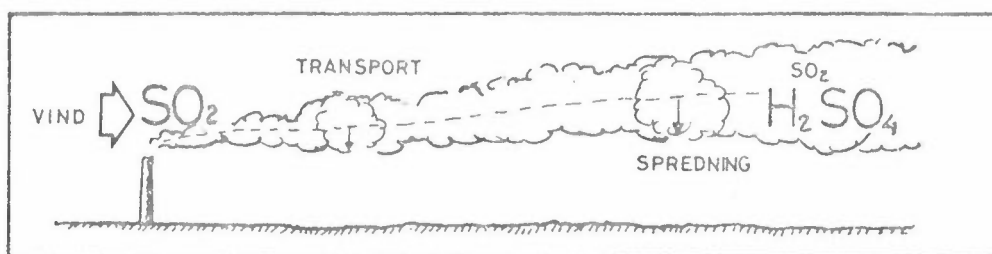
APPENDIKS 1

Om spredning av luftforurensninger

APPENDIKS 1

OM SPREDNING AV LUFTFORURENSNINGER

For å forstå effekten av de forurensningene som slippes ut i atmosfæren, må man kjenne utviklingen og spredningen av disse etterat de slippes ut.



Transport av forurensning fra en kilde skjer langs banen (trajektorien) til det luftvolum forurensningen slippes ut i. Trajektoriene er bestemt av vindens retning og styrke i hvert punkt (vindfeltet).

Spredningen (eller diffusjonen) av forurensninger er avhengig av luftens turbulente tilstand, som er gitt ved den kontinuerlige 3-dimensjonale variasjon i vindens retning og styrke.

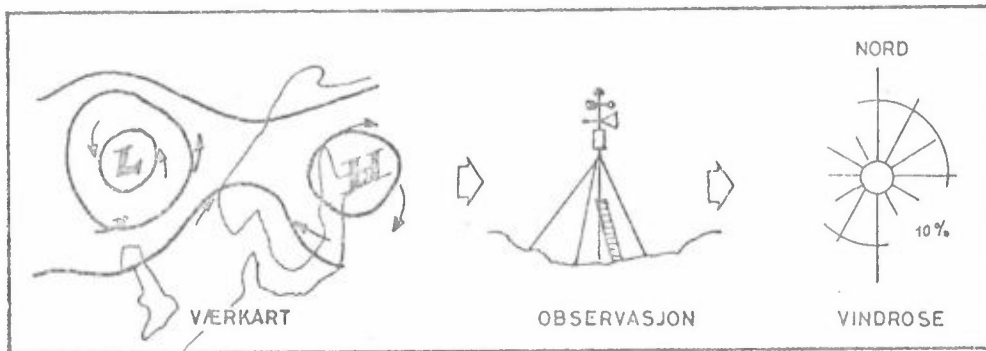
Under transport og spredning utsettes forurensningene for kjemiske og fysiske forandringer, som kan resultere i at virkningene endres sterkt med avstanden fra utslippsstedet.

TRANSPORT OG SPREDNING

Vindretning

Vindretningen på stor skala er vesentlig bestemt av trykkvariasjoner slik de for eksempel avtegner seg på et synoptisk værkart. Transporten av forurensninger langs trajektorer på denne skalaen er vesentlig 2-dimensjonal, idet den består i en horisontal forflytning av forurensningene over store avstander (opptil 1000 - 2000 km).

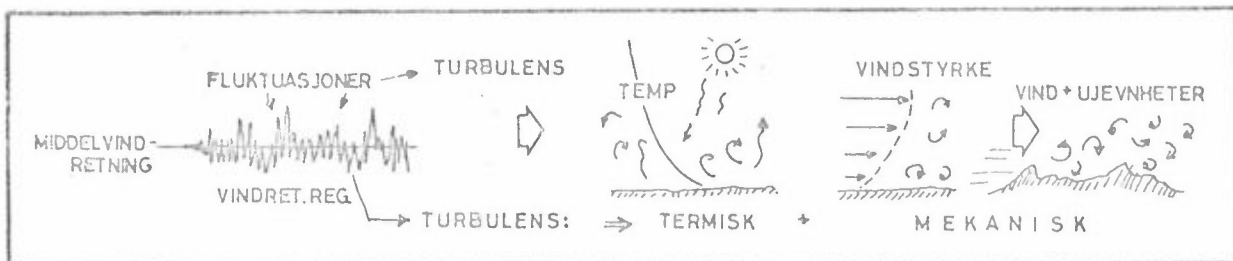
På mindre skala (meso-skala) er det trykkdrevne vindfeltet pålagret vind drevet av døgnlige variasjoner i oppvarming av sjø og land. Videre vil topografiske forhold påvirke vinden på denne skalaen, ved kanalisering i daler, avbøyning over terreng med stor ruhet, etc.



Målinger av vindretning i et punkt presenteres vanligvis som en vindfrekvensfordeling over alle retninger (vindrose). Når målinger er gjort gjennom en årrekke representerer en slik vindrose sannsynligheten for at det skal blåse i en gitt retning. Den framherskende vindretningen og frekvensen av denne har stor betydning for å vurdere virkningen av forurensninger over lang tid.

Turbulens

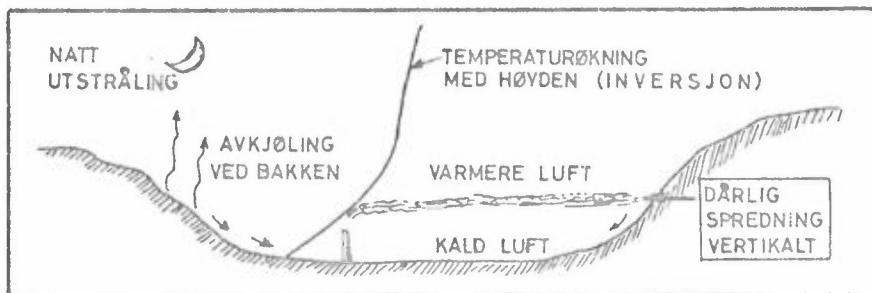
En luftstrøm beskrives vanligvis som summen av en midlere bevegelse og en turbulent bevegelse. Den turbulente spredningen skyldes strømningsvirvler som har mindre dimensjon enn størrelsen av røykskyen. De turbulente bevegelsene sprer skyen i høyden og til siden slik at gass-skyens utstrekning blir større og konsentrasjonene mindre når avstanden fra utslippet øker.



Atmosfærens turbulente tilstand er avhengig av følgende faktorer:

- Den vertikale temperaturstrukturen i atmosfæren.
- Økningen av vindstyrken med høyden.
- Den mekaniske effekt av gjenstander som står i luftstrømmen.

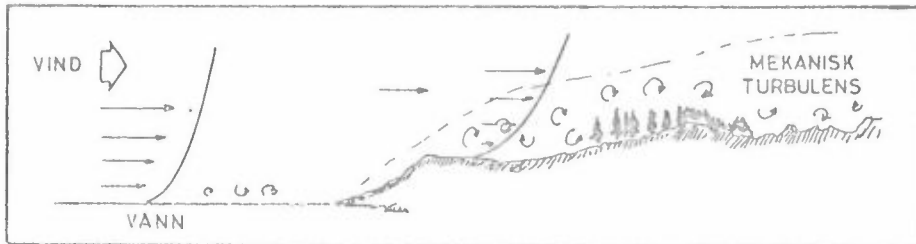
Hvis luften nær bakken varmes opp til den er varmere enn luften over, oppstår det en vertikal varmestrøm, og dess større oppvarmingen er, dess kraftigere blir vertikaltransporten eller blandingen. Når temperaturen avtar sterkt med høyden sier en at atmosfæren er instabil.



Kald luft under varmere luft, gir en stabil temperatursjiktning. Den turbulens som dannes under slike forhold er rent mekanisk betinget av vindstyrken, vindstyrkens variasjon med høyden og underlagets ruhet.

Svært stabil luft kan oppstå som resultat av utstråling av varme fra bakken om natten. I vær-situasjoner med et svakt vindfelt i høyden og klarvær, vil det i en dal kunne dannes "kaldluftsjøer" hvor temperaturen øker sterkt med høyden (temperaturinversjon). Spesielt i vinterhalvåret vil slike områder representere luftstagnasjon, og gi ugunstige spredningsforhold for de forurensninger som slippes ut i "kaldluftsjøen".

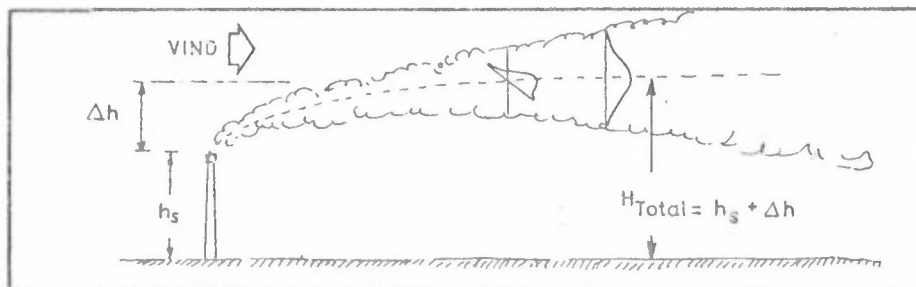
For høye skorsteiner med stort varmeoverskudd (varmekraftverk) er det ofte ikke inversjonssituasjonene som er de mest kritiske mht høye bakkekonsentrasjoner.



Når luft strømmes over en ujevn bakke, vil den løftes, senkes og strømme rundt ujevnheterne, avhengig av dimensjonen og formen på disse. På denne måte vil det genereres mekanisk turbulens, som øker med økende vindstyrke.

Velutviklet mekanisk induisert turbulens resulterer oftest i nøytral temperatursjiktning. I en nøytral, umettet atmosfære avtar temperaturen med ca 1°C pr 100 m. Forurensningene spres vanligvis godt under slike forhold.

Spredningsberegninger



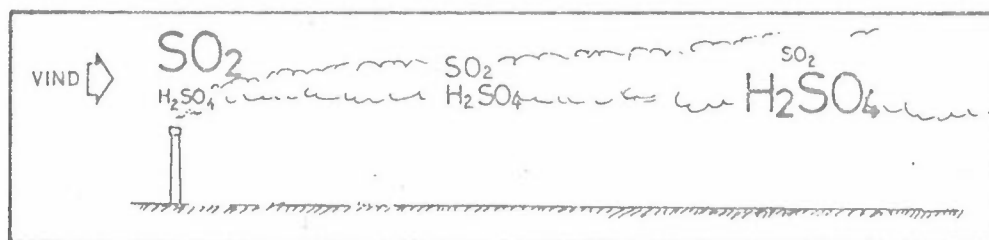
Virkingen av forurensninger i atmosfæren vurderes ofte ut fra beregnede konsentrasjoner. I en modell for spredningen må de meteorologiske parametrene omtalt ovenfor inngå: Vindretning, vindstyrke og turbulenstilstand. En nøyaktig matematisk modell for beskrivelse av spredningen som funksjon av meteorologiske variable er meget komplisert, og detaljerte beregninger lar seg derfor ikke gjennomføre.

Vanligvis nytter en statistiske beregningsmetoder som har vist seg å gi gode resultater. Disse er begrenset for anvendelse innenfor de første 10 - 15 km fra utslippet og innenfor en tidskala som ikke medfører store endringer i spredningsforholdene.

Beregningene baseres på en antatt Gaussisk konsentrasjonsfordeling (normalfordeling) horisontalt og vertikalt vinkelrett på middelvindretningen (transportretningen) (se forøvrig appendiks 2).

For beregning av bakkekonsentrasjoner som resultat av utslipp av luftforurensninger fra et varmekraftverk er det av vesentlig betydning å kjenne den hevingen (Δh) røykskyen vil få på grunn av varmeoverskudd. Denne røykhevingen er avhengig av vindstyrken og kan bli flere hundre meter i rolige vindforhold.

KJEMISKE FORANDRINGER I ATMOSFÆREN



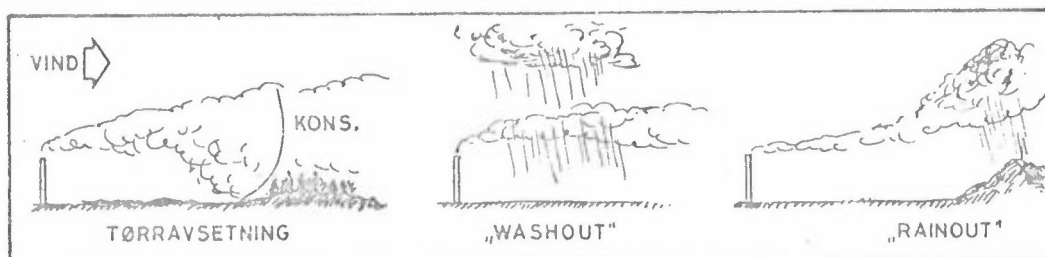
Forurensningene vil under transporten i atmosfæren undergå kjemiske reaksjoner. Disse reaksjonene er kompliserte og relativt dårlig kjent.

Under transportprosessen vil SO₂ tas opp av vanndråper og fuktige partikler og oksyderes til svovelsyre (H₂SO₄), som vil foreligge i form av små dråper (aerosol). Svovelsyren vil igjen kunne reagere og danne forskjellige sulfater. Oksydasjonen kan også skje i gassfase under påvirkning av sollyst, men denne reaksjonsvei antas å ha liten betydning på våre breddegrader.

Halveringstiden for SO₂ vil kunne variere fra under 1 time i meget forurenset og fuktig luft, til flere uker i meget ren og tørr luft.

Utfellingsmekanismer

De stoffene som tilføres atmosfæren ved f eks skorsteinsutslipp, vil før eller siden føres tilbake til bakken. Dette skjer ved direkte tørravsetninger og gjennom nedbøren.



Tørravsetning

Tørravsetningene skjer ved at aerosolpartikler avsettes på vegetasjon, jordbunn og vann, og ved direkte absorpsjon av gasser.

Det er vanlig antatt at avsetninger skjer proporsjonalt med konsentrasjonen av luftforurensninger umiddelbart over bakken. Proporsjonalitetsfaktoren betegnes som en avsetningshastighet. Avsetningshastigheten vil være avhengig av underlagets beskaffenhet, vegetasjonstype, meteorologiske parametre, osv.

Nedbørutvasking

Utvasking av forurensninger ved nedbøren kan skje på to måter, nemlig ved såkalt "rain-out" og "wash-out".

Ved rain-out deltar forurensningene i de sky- og nedbørdannende prosesser ved at aerosolpartiklene virker som kondensasjonsskjerner. Sulfatpartiklene er store nok til at de vil virke som effektive kondensasjonsskjerner. Dessuten vil gasser kunne absorberes i skydråpene.

Wash-out virker ved at nedbøren fanger opp partikler og absorberer gass mens den faller gjennom luften.

APPENDIKS 2

Beregningsgrunnlag: Spredningsmodeller

APPENDIKS 2

BEREGNINGSGRUNNLAG: SPREDNINGSMODELLER

Spredningsformlene som er anvendt i disse beregningene gjelder for gassformige, kontinuerlige utslipp, og tar ikke hensyn til endringer av røykgassenes sammensetning under spredningen.

1 Spredningsformler

Hvis en benytter et rettvinklet koordinatsystem med origo i skorsteinsbasis, x-aksen horisontalt i middelvindens retning, y-aksen normalt på denne i horisontalplanet og z-aksen vertikalt, er konsentrasjonen χ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i punktet (x, y, z) gitt ved:

$$\chi(x, y, z, H) = \frac{Q}{2\pi \sigma_y \sigma_z u_s} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \cdot \left\{ e^{-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}} \right\} \quad [1]$$

Her er Q utslippsmengden ($\mu\text{g}/\text{s}$), u_s er middelvindhastigheten mellom bakken og røykskyen (m/s) og H er effektiv skorsteinshøyde (m). Konsentrasjonsfordelingen normalt på x-aksen er beskrevet ved normalfordelinger både horisontalt og vertikalt. Spredningsparametrene σ_y og σ_z er standardavvikene (m) i disse fordelingene og er funksjonen av avstanden fra kilden og av turbulensintensiteten. Beregningene forenkles vanligvis ved at en bare beregner de maksimale konsentrasjonene på bakken, dvs. langs røykfanens akse ($y = z = 0$). Spredningsformelen reduseres da til:

$$\chi(x, 0, 0, H) = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z u} e^{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}} \quad [2]$$

2 Spredningsparametre

Standardavviket i den horisontale og vertikale konsentrasjonsfordelingen, er gitt som funksjon av avstanden fra utslippet:

$$\begin{aligned}\sigma_Y &= a \cdot x^p \\ \sigma_Z &= b \cdot x^q\end{aligned}\quad [3]$$

Det foreligger i litteraturen forskjellige verdier for konstantene a, b, p og q. For vurdering av utslipp fra høye skorsteiner, har en valgt å ta utgangspunkt i data fra et 100 m høyt utslipp ved Brookhaven National Laboratory i USA (9). Spredningsklassene er modifisert noe for tilpassing til norske forhold, idet den mest ustabile klassen er sløyfet og en lett stabil klasse innført. Følgende konstanter inngår i de 4 stabilitetsklassene som er anvendt:

	a	b	p	q
Instabil temperatursjiktning	0.36	0.33	0.86	0.86
Nøytral "	0.32	0.22	0.78	0.78
Lett stabil "	0.31	0.06	0.71	0.71
Stabil "	0.31	0.06	0.71	0.71

Usikkerheten i spredningsparametrene øker med avstanden fra kilden, og de bør ikke anvendes for avstander mer enn 10 km fra utslippet.

3 Midlingstid

Spredningsparametrene ovenfor gir gasskonsentrasjoner i røykskyen midlet over 1 time. På grunn av vindens stadige fluktuasjoner vil middelkonsentrasjonen i et punkt avta med økende midlingstid. For beregning av konsentrasjoner med annen midlingstid enn 60 minutter anvendes formelen:

$$X_t = X_{60} \cdot (60/t)^{0.17}$$

hvor χ_t er konsentrasjonen ved midlingstiden t (minutter)
Halvtimesmidlet konsentrasjon er f.eks:

$$\chi_{30} = 1.125 \cdot \chi_{60}$$

4 Effektiv skorsteinshøyde (H)

Bakkekonsentrasjonen er avhengig av høyden på røykskyens akse over bakken (H). Denne høyden er definert ved uttrykket:

$$H = h_s + \Delta h - k \cdot h_t \quad [4]$$

hvor h_s er den fysiske skorsteinshøyden og Δh er overhøyden som resultat av røykens utslippshastighet og varmeoverskudd i forhold til omgivelsene. h_t er høyden av de topografiske ujevnheterne over det nivå der skorsteinen er plassert, og k er en faktor mellom 0 og 1, avhengig av terrengets beskaffenhet og bratthet, atmosfærisk stabilitet og røykskyens høyde i forhold til terrenget.

For beregning av overhøyden er det utviklet en rekke formler. De fleste er empiriske formler som bygger på observasjoner av røykfaner under forskjellige meteorologiske forhold.

Riktig valg av overhøydeformel er av stor betydning for en riktig vurdering av luftkvalitet og skorsteinshøyde ved et nytt anlegg. Det er vanligvis stor spredning i resultatene fra de forskjellige formlene. Hvis overhøyden overestimeres vil bakkekonsentrasjonene bli for lave, og den fysiske skorsteinshøyden blir anslått for lav.

For store varmekraftverk med høye piper og stort varmeoverskudd anbefales Briggs' formel for overhøydeberegning (12 (13)):

$$\left. \begin{aligned} \Delta h &= 1.6 \cdot F^{1/3} u_p^{-1} \cdot x^{2/3} && (\text{for } x < 10h_s) \\ \Delta h &= 1.6 \cdot F^{1/3} u_p^{-1} \cdot (10h_s)^{2/3} && (\text{for } x \geq h_s) \end{aligned} \right\} [5]$$

hvor $F = g \cdot w \cdot (d/2)^2 \Delta T/T_s$

u_p = middelvindstyrken mellom pipa og røyk-
skyens nivå (m/s)

w = utslippshastighet (m/s)

d = skorsteinsdiameter (m)

T_s = røykgasstemperatur (K)

$\Delta T = T_s - T$, hvor T = lufttemperaturen (K)

g = tyngdens akselerasjon (9.81) (m/s²)

Formelen i likning 5 gjelder for instabil og nøytral atmosfære. Under stabile forhold brukes

$$\Delta h = 2.4 (F/(u_p \cdot s))^{1/3} [6]$$

hvor s er en stabilitetsparameter:

$$s = \frac{g}{T} \left(\frac{\partial \theta}{\partial z} \right) [7]$$

Verdien for den potensielle temperaturgradienten $\left(\frac{\partial \theta}{\partial z} \right)$ er for lett stabil atmosfære: 0.02 deg/m, for stabil atmosfære: 0.035 deg/m.

For sammenlikningens skyld, har en i vurderingene av maksimale luftkonsentrasjoner også presentert resultater fra beregninger, hvor en har brukt empiriske overhøydeformler utviklet i Sverige. For nøytrale atmosfæriske forhold angir Bringfelt (14) følgende uttrykk:

$$\left. \begin{array}{l} \text{i avstand 500 m fra utslippet: } \Delta h = 167 \cdot Q_{MW}^{0.36} \cdot u_S^{-1} \\ \text{" " 1000 " " " : } \Delta h = 224 \cdot Q_{MW}^{0.34} \cdot u_S^{-1} \end{array} \right\} [8]$$

der Q_{MW} er varmeutslippet (i MW) ($\approx 0.11 \cdot F$) og u_S er vindstyrken ved skorsteinsmunningen (m/s).

5 Vindvariasjon med høyden over bakken

Middelvindstyrken i hvilket som helst nivå over bakken er beregnet fra antakelsen om et vindprofil av formen:

$$u_z = u_{10} \left(\frac{z}{10}\right)^n \quad [9]$$

hvor u_z er vindstyrken (m/s) i nivå z (m) over bakken. Eksponenten n anvendt i disse beregningene er 0.25 (9). De observerte vindstyrkene, u_{10} , refererer seg vanligvis til målinger 10 m over bakken.

I overhøydeberegningene inngår middelvindstyrken (u_p) mellom skorsteinstoppen og røykskyen. Denne er gitt ved:

$$u_p = \frac{1}{H-h_s} \int_{h_s}^H u_z dz = \frac{u_{10} \cdot (H^{n+1} - h_s^{n+1})}{(H-h_s) (n+1) z^n} \quad [10]$$

I konsentrasjonsberegningene inngår middelvindstyrken (u_s) mellom bakken og røykskyen. Denne er gitt ved:

$$u_s = \frac{1}{H} \int_0^H u_z dz = \frac{u_{10}}{n+1} \left(\frac{H}{10}\right)^n \quad [11]$$

For å finne H , u_p og u_s må en i beregningene bruke en iterasjonsprosess, hvor en i første tilnærming setter $H = 2h_s$.

6 Tørravsetning

For beregning av tørravsetning av sulfat på bakken har en antatt at avsetningen er proporsjonal med konsentrasjonen av luftforurensning umiddelbart over bakken. Proporsjonalitetsfaktoren betegnes som en avsetningshastighet.

Hvis en anvender Chamberlains definisjon av avsetningshastighet (15):

$$v_d = \frac{\text{avsatt mengde pr flate-enhet og pr tidsenhet}}{\text{gasskonsentrasjon over flaten}} \quad [12]$$

kan mengden av en forurensningskomponent (i) som avsettes på bakken (D_i), uttrykkes ved produktet av konsentrasjonen (C_i) av den samme komponent og en avsetningshastighet:

$$D_i = v_{d_i} \cdot C_i \quad [13]$$

Avsetningshastigheten for SO_2 , brukt i disse beregningene er satt til 0.8 cm/s. Denne verdien er bestemt empirisk ved flere forsøk i forskjellige land.

En har i beregningene også tatt hensyn til at den del av forurensningen som avsettes på bakken reduserer "kilden" med tilsvarende mengde.

Kildereduksjonen pr enhetsavstand (dx) er gitt ved:

$$\frac{dQ_x^1}{dx} = - \int_{-\infty}^{\infty} D_i dy \quad [14]$$

hvilket fører til en "redusert kildestyrke" i avstanden x (m) for utslippet på:

$$Q_x^1 = Q \left[\exp \int_0^x \left(\frac{dx}{\sigma_z \exp(H^2/2\sigma_z^2)} \right) \right]^{-\left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} v_d/u} \quad [15]$$

5 Utvasking

Nær kilden er det antatt at utvaskingen skjer ved at regndråper tar opp SO₂ mens de faller gjennom røykfanen. Det er antatt at opptaket av SO₂ i dråper er begrenset av overgangen fra SO₂ til bisulfitt (HSO₃⁻) gjennom reaksjonen



Dette medfører at regndråpenes pH-verdi før de når røykfanen er av vesentlig betydning for SO₂-opptaket.

I modellen er utvaskingen bestemt av konsentrasjonen i røykfanens sentrum (dvs den maksimale konsentrasjon langs regndråpenes vertikale bane), og av den antatte pH-verdi (pH = 5) i regndråpen. Modellen bygger vesentlig på arbeider utført ved Battelle Memorial Institute i USA (16) (17).

Det må presiseres at dette er en meget enkel modell med en rekke svakheter. Det er for eksempel ikke tatt hensyn til innholdet av andre stoffer i atmosfæren som vil påvirke oksydasjonene av SO₂, og en har heller ikke tatt hensyn til at utvaskingen vil medføre en reduksjon av luftkonsentrasjonene. Utvaskingsprosessen i atmosfæren er imidlertid ikke kjent i detalj, og det er i dag derfor ikke mulig å lage fullgode modeller. Den modellen som er benyttet kan forbedres noe ved å ta hensyn til dråpespektra, bedre data for diffusjon ut og inn av dråpen, avvik fra vertikal fallbane, tiden dråpen befinner seg i røykfanen, osv. Disse effekter har det ikke vært tid til å bygge inn i modellen, men de vil neppe ha avgjørende innflytelse på resultatene.

Beregningsresultatene ved bruk av den skisserte modellen er skjekket med observerte data av utfelling i nedbør fra Sverige (18) (19) og andre land (17). En har således korrigert utfellingen på store avstander (hvor andre utfellingsprosesser enn den beregnede får betydning) slik at ca 50-60% av svovel utslippet skal være ført til bakken innenfor ca 100 km fra kilden.

APPENDIKS 3

Luftkvalitetsnormer

APPENDIKS 3

LUFTKVALITETSNORMER

Nedenfor har en listet en del luftkvalitetsnormer fra forskjellige land, da slike normer ikke foreligger for vårt lands vedkommende.

1. Svoveldioksyd (SO₂)

Høye konsentrasjoner av svoveldioksyd i luften er blitt satt i sammenheng med skader på vegetasjon og helse.

Virkningene på vegetasjon kan deles i to grupper; de direkte virkninger av SO₂ (sviskader) og de indirekte virkningene ved forurning av jordsmonn og vann. De første representerer oftest lokale skader rundt kraftverk, og er direkte knyttet til SO₂-konsentrasjonen i luft. De indirekte virkningene kan forekomme på langt større avstander, og kan ikke i samme grad lett kvantifiseres.

Det foreligger en rekke undersøkelser, som viser en komplisert sammenheng mellom SO₂-konsentrasjonen, forekomsten av andre forurensningskomponenter og menneskers helsetilstand avhengig av bl.a. deres mentale tilstand, følsomhet og alder. Forurensninger virker forskjellig på røkere og ikke-røkere.

Det er i flere land etablert normer for maksimalt tillatt SO₂-innhold i uteluft. De eksisterende normene er oftest utarbeidet med henblikk på å unngå helseskader og gir ingen garanti mot planteskade.

I Sverige får summen av samtlige bakkekonsentrasjonsbidrag av SO₂, såvel fra det aktuelle anlegget som fra øvrige kilder, ikke overstige 720 µg SO₂/m³ (0.25 ppm) som halvtimesmiddel mer enn høyst 1% av tiden (20). Et enkelt anlegg bør imidlertid med tanke på øvrige kilder i omgivelsene ikke tillates å bidra med mer enn en del av ovennevnte SO₂-konsentrasjon.

I tabell 3.1 har en gjengitt normer for SO₂ fra Sverige, USA, Vest Tyskland og forslag fra en internasjonal ekspertkomité nedsatt av verdens helseorganisasjon (WHO) (22).

Land	Grenseverdi (µg SO ₂ /m ³)	Midlingstid	Anmerkning
Sverige	290	1 døgn	Må ikke overskrides mer enn 1 gang pr måned.
	720	30 minutter	Må ikke overskrides mer enn 1% av tiden.
USA	365	1 døgn	"Primary standard", to protect public health.
	260	1 døgn	"Secondary standard", to protect welfare. Må ikke overskrides mer enn 1 gang pr år.
	1300	3 timer	
Vest-Tyskland	400	30 minutter	95-prosentil for frekvensfordeling av 30-minutters verdier.
	140	år	Årlig aritmetisk middel av 30-minutters verdier skal være lavere enn grenseverdien.
WHO (long term goals)	200	1 døgn	98% av observasjonene skal være lavere enn grensen.
	60	år	

Tabell 3.1: Luftkvalitetsnormer for SO₂ i en del land.

2 Nitrogenoksyder (NO_x)

Høye konsentrasjoner av nitrogenoksyd i luften er blitt satt i sammenheng med blant annet luftveissykdommer og svi-skader på vegetasjon. Dessuten er nitrogenoksyder sammen med hydrokarboner en viktig komponent i produksjon av foto-kjemiske oksydanter. En del normer for nitrogenoksyder (målt som NO₂) er gitt i tabell 3.2. I Vest Tyskland krever man også at maksimalt tillatt nitrogenmonoksyd-konsentrasjon skal være 600 µg NO/m³, som 30-min.-middel (21).

Land	Grenseverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Midlingstid	Anmerkning
USA	100	år	NO_2 ($\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$). Aritmetisk middel, national air quality standard.
Tsjekko- slovakia	300 100	30 minutter døgn	NO_x som ($\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$).
Canada (Ontario)	360	1 time	Maksimalt tillatt bakkekonsentrasjon langs røykskyens akse ($\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$).
Vest- Tyskland	300	30 minutter	NO_2 ($\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$). TA-luft 8/74.
	600	30 minutter	NO ($\mu\text{g NO}/\text{m}^3$). TA-luft 8/74.

Tabell 3.2 Luftkvalitetsnormer for nitrogen-
oksyder i en del land.

3 Karbonmonoksyd og svevestøv

Stoff	Land	Grenseverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Midlingstid	Anmerkning
CO	USA	10 000	8 timer	Må ikke overskrides mer enn 1 gang pr år.
Sveve- støv	Sverige	40	1 år	Forslag til retnings- linjer. (WHO - long term goals).
		120	24 timer	
	USA	260	24 timer	"Primary standard"
	USA	150	24 timer	"Secondary standard"

Tabell 3.3 Luftkvalitetsnormer for karbon-
monoksyd og svevestøv.

APPENDIKS 4

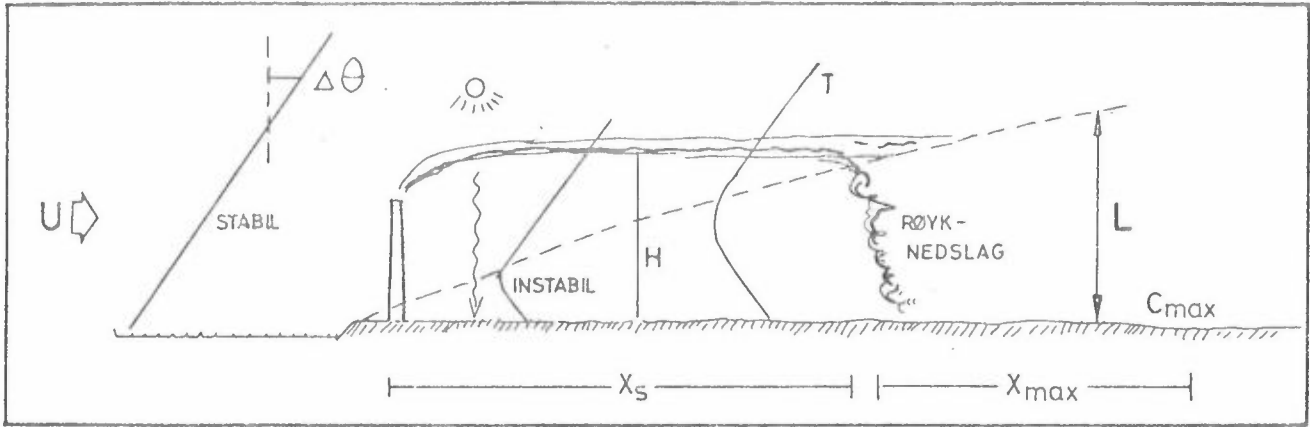
Beregningsgrunnlag:

Bakkekonsentrasjon ved røyknedslag i sjøbris

APPENDIKS 4

BEREGNINGSGRUNNLAG:

BAKKEKONSENTRASJON VED RØYKNEDSLAG I SJØBRIS



Høyden av det instabile sjikt er gitt av van der Hoven (10) som:

$$L = 8.8 \cdot \sqrt{\frac{x}{u \cdot \Delta\theta}}$$

der x = avstand fra kystlinjen (m)

u = vindstyrke (m/s)

$\Delta\theta$ = potensiell temp.grad (deg/100 m)

Avstanden til det punkt der det instabile sjiktet når opp i den stabile røykskyen ($L=H$) er:

$$x_s = \left(\frac{H}{8.8}\right)^2 \cdot u \cdot \Delta\theta$$

Etter røyknedslag starter ($x > x_s$) antas uniform blanding i laget L (og maksimal bakkekonsentrasjon) idet

$$x = x_s + x_{\max} \quad \text{der } x_{\max} = 2x_L$$

der x_L er den avstanden

der: $2.15 \cdot \sigma_z(x_L) = L$ (se Turner (11)).

For instabil sjikting er ifølge Smith (9)

$$\sigma_z = 0.33 x^{0.86}$$

dvs:

$$x_L = (0.47L/0.33)^{1.149}$$

En må foreta en iterasjon for å finne L ved den avstanden x som gir høyest bakkekonsentrasjon under røyknedslaget.

Maksimal bakkekonsentrasjon (C_{\max}) beregnes ifølge:

$$C_{\max} \text{ (sjøbris)} = \frac{Q}{\sqrt{2\pi} \Sigma_Y \cdot L(x_S + 2x_L) \cdot u}$$

der $\Sigma_Y = \sigma_{y\text{stab}}(x_S) + \sigma_{y\text{inst}}(x_{\max})$

For beregninger ved Emmerstad har en antatt:

$$H = 210 \text{ m}$$

$$u = 3 \text{ m/s}$$

$$\Delta\theta = 1.2 \text{ deg/100 m}$$

$$x_S = 2050 \text{ m}$$

$$x_L = 830 \text{ m}$$

$$L(x_S + x_L) = 245 \text{ m}$$

$$\Sigma_Y = 0.31 (2050)^{0.71} + 0.36 (1660)^{0.86} = 280 \text{ m}$$

$$C_{\max} = 1480 \text{ } \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$$

APPENDIKS 5

Miljøkonsekvenser på grunn av
luftforurensninger fra oljefyrt kraftverk

Helsemessige synspunkter

Notater pr: 2.12.1975
og 22.12.1975

av Dr. W. Lindberg
Hygienisk Institutt
Universitetet i Oslo

28/11/75
23675

Oljefyrt varmekraftverk i Østlandsområdet
Miljøkonsekvenser på grunn av luftforurensninger
Helsemessige synspunkter. Notat til møtet den 2. des. 1975

Krav som må oppfylles av hensyn til mulige helseeffekter

I. Definerte driftsbetingelser, brenseltyper og forbruk som oppfyller fastsatte begrensninger av utslipp til atmosfæren av :

- Svoveloksyder
- Nitrogenoksyder
- Uforbrent (sot)
- Askepartikler
- Vanadium
- Nikkel
- Arsen
- Ev. andre tungmetaller

II. Fastlagt fysisk skorsteins høyde, avgasstemperatur og utløpshastighet som ifølge spredningsberegninger for området sikrer en betryggende spredning av avgassene under alle værforhold, inklusive stille vær med inversjoner gjennom flere døgn, slik at maksimalt beregnet tilskudd fra varmekraftverkets utslipp i tillegg til påregnelig bakgrunnsforurensning fra andre eksisterende og planlagte kilder, tilsammen ikke overstiger anbefalte maksimale tillatelige bakkekonsentrasjoner for den komponent i utslippet som blir bestemmende for skorsteins høyden (SO_2 eller NO_x).

III. Det forutsettes at det gjennomføres sikkerhetstiltak mot brannkatastrofer og driftsuhell med utslipp som kan påføre omgivelsene skadevirkninger av betydning for helse og trivsel og at det opprettes et effektivt bedriftsvern med katastrofeberedskap. Det forutsettes også at lossing og lagring av fyringsoljer skjer slik at nabolaget ikke påføres ulemper bl. a på grunn av lukt eller støy.

Hva utslippsmengdene angår går jeg ut fra at disse vil fastsettes basert på beregninger for hvert alternativ hva driftsmåter og oljetyper angår. Det er ønskelig at ikke bare svovelinnholdet men også aske- og mineralinnholdet i oljen holdes så lavt som mulig.

Hvilke tekniske tiltak bakkekonstruksjoner som skal legges til grunn kan vel diskuteres. Etter min mening er det krav av NHO oppgir å beregne sine skorsteinshøyder på basis av avsvovelsdioksyd angår fullt tilfredsstillende fra helsesynspunkt. På forutsetter at tilskuddet fra verket til bakkekonsentrasjonen ikke skal overskride 360 mikrogram pr m^3 luft som tidsmiddel. Jeg regner med at det svarer til at maksimalt døgnmiddel vil være langt under 200 mikrogram pr. m^3 beregnet som tilskudd fra verket ? For Emmerstadprosjektet med 0,5 % svovel i oljen og skorsteinshøyde 120 meter og uten gassrensing oppgir NHO i notat av 21.nov. at beregnet tilskudd til bakkekonsentrasjonen vil være 15 mikrogram pr. m^3 som årsgjennomsnitt og 20 mikrogram som 3-måneders-gjennomsnitt for sommeren.

Fra helsesynspunkt er det døgn-, måned- og vinterhalvårs-middel som gir best grunnlag for vurdering av mulige effekter. Foreslått målsetning i henhold til WHO's ekspertkomité 1972 er 200 mikrogram pr. m^3 som døgnmiddel og 60 mikrogram pr. m^3 som årsmiddel. I Norden mener vi på grunn av den store sesongvariasjonen at langtidsgrenseverdien på 60 mikrogram pr. m^3 bør gjelde som snitt for de 3 verste vintermånedene (jfr. Nordisk seminar om Luftforurensning og de Hjerte- og Lunge-syke, Nordisk medicin, volum 39, des.1974, side 313 - 328). Grunnen er at helseeffekter av fyringssesongens høye verdier ikke kan oppheves av de meget lave sommerverdier i byene som jevner ut årsmiddelverdien. Det skulle likevel være god nok margin for variasjoner i bakgrunnsnivået om tilskuddet fra varmekraftverket begrenses som forutsatt i NHO's beregninger, så lenge det er tale om landlege omgivelser langt utenfor Oslo, Drammen og andre områder med uvanlig stor SO_2 -belastning etter norske forhold.

For sure sulfater og svovelsyreåke har vi hverken ioni-sjonsberegninger eller anerkjente tålbarnetsgrenser å holde oss til. Da omdannelsen i atmosfæren må ta noen tid selv om katalyter er tilstede, vil tilskuddet i verkets omgivelser ^{svove} til den del av det totale utslipp av svoveldioksyd fra skorsteinen som de sure sulfater og svovelsyre utgjør i selve utslippet, men det er ønskelig at denne delen holdes så lav som det fyringsteknisk er mulig. Sotinnholdet bør i et fyringsanlegg av denne art være minimalt i avgassene. Askeinnholdet og især innholdet av tungmetaller bør være lavt på grunn av katalytisk påskynding av omdannelsen av SO_2 til sure sulfater i perioder med stagnerende luftmasser.

I eksempel 2. Side 4 i NHO's arbeidsnotat av 21. nov. 1977 er det i punkt 4 angitt at maksimal bakkekonsentrasjon som vil kunne bli 1200 mikro gram SO₂ pr. m³ under forutsattning av at det fyres med 0,5 % svovel i oljen. Jeg kan vel gå ut fra at dette er som tilmiddel som inntreffer sjeldnere enn 2,5 % av tiden i sektoren og meget sjelden på akkurat samme sted? Det ville være verdifullt å vite hvor hyppig overakriser av 550 mikro gram pr. m³ som times gjennomsnitt ventes å kunne inntreffe og helst også maksimalt ventet døgnmiddel.

Det som betyr meg litt er forholdene under en løn vari in vers jon med per res ki rt i en h ø y d e s o m i k k e g j e n n o m b r i s e s o v d e v a r m e a v g a s s e n e s o p p r i f t t e n s l i k s i t u a s j o n o g d e e v e n t u e l l e f ø l g e r a n t y d e s ? D e a v g j ø r e n e i e n s l i k s i t u a s j o n m e d v i n s t i l l e m o g v e l v a r e o p p d r i f t t e n s t e r s t e r s t e r m u l i k a m e n g d e v a r m e a v g a s s e r o g d e n k a n v e l b e r e r e d e r e r a k t u e l l e t e r u t e m p e r a k t u e l l e t e r h e n n h o l d s v i s t o s k o r s t e i n e r ? S å v i d t j e g v e t e r o p p d r i f t e r e f f e k t e n a v s å s t o r e v a r m e a v g a s s e n e r b e t r y g g e n d e i f l a t t e r r e n g o g j e v i l l e r e r j e r n e r d e t b e k r e f t e t .

Med hensyn til de helsemessige synspunkter på utslippet av nitrogenoksyder og aktuelle grenseverdier for NO₂ henholdsvis NO vil jeg henvise til rapporten til EEC vedrørende bilavgassers fysiske og psykiske helseeffekter, utarbeidet av Schlipkoeter og medarbeidere på vegne av Dusseldorf Universitet, medisinsk institutt for lufthygiene og silikoseforskning og VDI. De foreslåtte grenseverdier for nitrogenoksyder er:

For NO ₂	24 timers middel	0,1 mg pr. m ³	30.min.middel	0,2
For NO	"	0,5 "	"	1,0

De endelig vedtatte normene for EEC kjenner jeg ikke. Også andre normer kan diskuteres som underlag for våre beregninger.

Momenter av betydning for valg av beliggenhet

1. Terrengformasjoner som gjør beregninger av bakkekonsentrasjoner usikre, især i bebygde områder med boliger, skoler, pendlings, sykehjem. flatt område med radius 3-4 km er vel ønskelig?
2. Bakgrunnsbelastning med avgasser fra industrielle kjelanlegg, m.m. inklusive boligoppvarming, bør være minst mulig. Også andre eksisterende eller planlagte forurensningskilder som avgir SO₂, NO_x, tungmetaller, sure sulfater eller sot er av betydning. Dette gjelder især i overveiende vindretning og i nedslagsområdet for røyken fra vannkraftverket.

3. Inversjonshyppigheten og sporreskiktets høyde også sett i relasjon til terrengformasjonene.
4. Boligtettheten i nedslagsfeltet og især bebyggelse i overveiende vindretninger fra varmekraftverket. Spesielt tas hensyn til sykehjem, sykehus, gøllehjem og skoler.
5. Arten av bebyggelse, virksomheter og trafikk (medregnet fritidsvirksomheter) i verkets umiddelbare nærhet. Om de kan sjeneres av støy, tungtransport, sjøtransport, forurensning av badeplass, o.l. Også ulempene i anleggsperioden må tas i betraktning. Især innenfor en radius av 1 km ?

Notatet er kun beregnet som underlag for møtet.

W.Lindberg

HYGIENISK INSTITUTT



OSLO, 22. desember 1975

GYDAS VEI 8, OSLO 3

TELEFON 46 68 50

Forsker Bjarne Sivertsen,
NILU,
Postboks 15, 2007 Kjeller

Jnr. 185/75 WL/GS

Kopi til: Overing. Hatling, SFT
Overing. Storebø,
Statskraftverkene, NVE

Vedrørende delutredningen om luftforurensning i forbindelse med etablering av varmekraftverk i Østlandsområdet

Om begrensning av fyringsoljenes vanadiuminnhold

I statskraftverkernes notat "Generelt om virkemåten av oljekraftverk" er vanadiuminnholdet i tungoljer oppgitt å være 4 ppm i Nordsjøolje, 20-100 ppm i olje fra Midt-Østen og 500 ppm i olje fra Karibien. Det tenkbare variasjonsområde for utslippene fra et 2 x 600 MW oljekraftverk uten røkgassrensing er for vanadiums vedkommende (i overensstemmelse med det foregående) angitt å være 1.2 til 132 kg vanadium pr. time.

Vanadium i kondensat i røkkanalene fra oljefyrte anlegg forekommer overveiende som vanadiumpentoksyd (V_2O_5) og vi må regne med at vanadium i byluft fra fyringsanleggene foreligger som V_2O_5 -røyk ("fumes"), som er etsende og som i meget små konsentrasjoner i luften kan virke irriterende på slimhinnene i luftveiene og i lungene. Disse helseeffekter adderer seg til virkningene av andre slimhinneirriterende komponenter i avgassene fra fyringsanlegg, f.eks. svoveloksydene. Vanadiumpentoksyd "fumes" finnes i finfraksjonene av luftens røykpartikler og vil derfor for en stor del retineres og utøve sin virkning i de dypere luftveier. Vanadium er derfor ingen uvesentlig bestanddel i avgassene fra et varmekraftverk fra helsemessig synspunkt. Det er dessuten påvist eksperimentelt at vanadium kan katalysere og derved påskynde oksydasjonen av SO_2 til SO_3 med opptak i mikrodråper som svovelsyre-tåke, som har betydelig større helseskadelige effekter enn SO_2 i gassform i samme konsentrasjon i luften.

At vanadium-innholdet i tunge fyringsoljer er utslagsgivende for vanadiuminnholdet i de partikulære forurensningene i byluft, er vist bl.a. av McMullen og medarbeidere, J.A.P.C.A. 18, 545-549, 1968: I 66 storbykommuner i USA var vanadiuminnholdet i "total suspended particulates" i luften korrelert med prosent tungolje av totalt brensel-forbruk, med korrelasjonskoeffisient $r = 0.69$.

Ved innånding av konsentrasjoner som har forekommet i luften på arbeidsplasser, kan vanadiumpentoksyd forårsake irritasjon av slimhinnene i luftveiene med luftrørskatharr, bronkitt og i alvorlige tilfeller også lungebetennelse og lungeødem. Fordi endog meget små konsentrasjoner i luften irriterer slimhinnene ved innvånding, er den yrkeshygieniske grenseverdi (TLV) satt meget lavt:

For vanadiumpentoksyd-støv = 0.5 mg/m^3

For vanadiumpentoksyd-røyk ("fumes") = 0.05 mg/m^3

Sistnevnte regnes som "takverdi", dvs. det er en konsentrasjon som ikke må overskrides som tidsavveid middelkonsentrasjon i noen 15-minutters periode i løpet av arbeidstiden. Den tilsvarende "nivåverdi" (gjennomsnittskonsentrasjonen i løpet av hele arbeidstiden) vil da i alminnelighet være betydelig lavere.

Jeg kjenner ikke til at det er fastlagt eller foreslått retningslinjer eller standardkrav til utendørs luft med hensyn til grenseverdier for vanadium eller vanadiumpentoksyd i den vestlige verden. I USSR derimot er maksimal tillatelig konsentrasjon i luften satt til 0.002 mg/m^3 som døgnmiddelverdi (Izmerov-1973). Dessverre foreligger ikke tilgjengelig publikasjoner om hvilke kriterier som er lagt til grunn. (Izmerov, N.F.: Control of Air Pollution in the USSR.

WHO, Public Health Papers no 54, Geneve 1973).

Den russiske grenseverdi på $2 \mu\text{g V}_2\text{O}_5$ pr. m^3 luft utgjør $1/25$ av den TLV for arbeidsmiljøet som er retningsgivende i vår vestlige verden. Det er nær opptil det forholdstall som brukes som tommelfingerregel av the Alkali Inspector i Storbritannia når andre medisinske kriterier for grenseverdi for forurensning i friluft ikke foreligger. Det er ikke urimelig å anvende denne regel også i dette tilfelle av følgende grunner:

- 1) V_2O_5 virker som irritant i luftveiene og kommer som tilleggseffekt til de øvrige "irritanter" i avgassene fra fyringsanlegg.
- 2) Den eventuelle katalytiske virkning på oksydasjonen av SO_2 til SO_3 og svovelsyre i luften kan forverre forurensningssituasjonen med øket irritasjon i luftveiene.

3) Påvirkningen er ikke begrenset til normal arbeidstid og til presumptivt friske, arbeidsføre voksne personer, men omfatter alle aldre, friske såvel som syke og allergiske personer. I en større befolkningsgruppe må vi regne med særlig sårbare individer, som f.eks. personer som på forhånd lider av hjerte- og lungesykdom.

Vi må antakelig også regne med at det vesentlige av fyringsoljens innhold av vanadium emitteres til den omgivende luft i form av vanadiumpentoksyd røyk (fume). Dersom vi legger dette til grunn og heller ikke regner med vesentlig forskjell fra svoveloksydene hva tørravsetning angår, skulle forholdet mellom utslipp og maksimal tillatt døgnmiddelkonsentrasjon ved bakkenivå henholdsvis for SO₂ og V₂O₅ vise hvilken av de to som blir bestemmende for skorsteinshøyde eller begrensende faktor for utslippet:

(Jeg ber om å bli korrigert dersom jeg tar feil)

a) SO₂-utslipp med 0.5% S i oljen uten rensing blir 2.740 tonn i timen. Med maksimalt tillatt døgnmiddel i bakkenivå lik 200 µg/m³ er forholdstallet $\frac{2.74 \cdot 10^{12}}{200} = \underline{\underline{13.7 \cdot 10^9}}$

b) Det største tenkelige utslipp av vanadium er opp til 132 kg pr.time, hvilket motsvarer 132 $\frac{182}{102}$ som V₂O₅ = 235 kg V₂O₅ pr. time. Med maksimalt tillatt døgnmiddel i bakkenivå lik 2 µg V₂O₅ pr. m³ blir forholdstallet $\frac{235 \cdot 10^9}{2} = \underline{\underline{117.5 \cdot 10^9}}$

Dette betyr etter min beregning at om SO₂-utslippet skal legges til grunn ved beregningene, bør vanadiumutslippet ikke overstige

$$\frac{132 \cdot 13.7}{117.5} = \frac{1808.4}{117.5} = \underline{\underline{15.4 \text{ kg vanadium pr. time}}}$$

Dette skulle være overkommelig å garantere for olje med 0.5% svovel men det bør være et vilkår for konsesjon og det bør stipuleres med den merutgift det eventuelt vil betinge. Ved å begrense vanadium-innholdet i oljen vil man samtidig redusere det totale aske- og tungmetall-innhold i oljen.

Walter Lindberg
Walter Lindberg

APPENDIKS 6

Forsurningsproblematikken ved utslipp av
luftforurensninger fra oljefyrt varmekraftverk

Uttalelse fra NIVA
datert: 17.12.1975

UTTAELSE

O - 147/75

OLJEFYRT VARMEKRAFTVERK VED OSLOFJORDEN

17. desember 1975

Saksbehandler Arne Henriksen

Instituttetsjef Kjell Baalsrud

INNLEDNING OG PROBLEMSTILLING

Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen (NVE) skal legge frem en utredning vedrørende etablering av et oljefyrt varmekraftverk i Østlandsområdet. Utredningen skal danne bakgrunnsmateriale når Stortinget til våren skal ta stilling til om - og eventuelt hvor - et varmekraftverk skal bygges. Når det gjelder de utslippsmessige forhold, vil Statens forurensningstilsyn (SFT) være ansvarlig for koordinering av utredningsarbeidet. På et møte i SFT 14/10 1975 ble det vedtatt at Norsk institutt for luftforskning (NILU) skulle utrede utslippene fra kraftverkene til luft etter følgende retningslinjer:

1. Foreta en beregning av skorsteinshøyden med utgangspunkt i bruk av olje med svovelinnhold på 0,5% samt vurdere nærvirkningene av utslippene ved de ulike alternativene i Oslofjordområdet med utgangspunkt i den beregnede skorsteinshøyde.
2. Foreta en overslagsberegning av hvilke områder som blir mest utsatt for nedfall, samt vurdere nedfallets fordeling i forhold til befolkningskonsentrasjoner, skog og dyrket mark.
3. Foreta en beregning av utslippsmengdene ved bruk av olje med svovelinnhold på henholdsvis 0,5% og 2,5%.
4. Foreta en vurdering av de tre indre alternativene i Oslofjorden i relasjon til de to ytre alternativene.
5. Foreta en vurdering av etablering av et varmekraftverk i Oslofjord-regionen sett i relasjon til et varmekraftverk i Karmøy-Tysvær-regionen.

Et foreløpig arbeidsnotat fra NILU ble diskutert på et møte i SFT 2/12 1975. På dette møte ble det besluttet at Norsk institutt for

vannforskning (NIVA) skulle foreta en vurdering av de virkninger surt nedfall, både i form av tørr- og våtavsetninger, ville få på vannforekomstene i de berørte områder. Dette notat skal forsøke å gi en vurdering av disse virkninger på grunnlag av de isolinje-diagrammer for nedfall som NILU har utarbeidet i denne sammenheng.

DISKUSJON

I første omgang har NILU konsentrert sine beregninger om byggestedsalternativet Emmerstad, og et isolinjediagram er blitt utarbeidet for dette alternativet (figur 1). Dette diagram gir isolinjene for totalavsetning, både våt og tørr, av sulfat basert på et varmekraftverk som bruker 0,5% svovel i oljen og er i drift 7000 timer pr. år. Det gjennomsnittlige årlige nedfall i det område som er inkludert av isolinjen for 0,1 g sulfat/m² år, er ifølge NILU ca. 2 g H₂SO₄/m²..

I SNSF-prosjektets regi er NIVA i ferd med å utføre en omfattende regional kartlegging av områder med forsyningsproblemer, dvs. hvor fisken er forsvunnet eller er i ferd med å forsvinne. Dette arbeidet er basert på bearbeidelse av data om kjemisk vannkvalitet og opplysninger fra lokalbefolkningen om fiskestatus, dels ved direkte intervjuer og dels ved befaringer (Muniz et al., 1976).

I Østlandsområdet er arbeidet fremdeles i gang. Ut fra de foreliggende opplysninger ble det vinteren 1975 utarbeidet et kart (figur 2) der en har avmerket områder hvor en i dag vet det er store og merkbare forsyningsproblemer i innsjøer og vann. Dette kartet er ikke ajourført. Med de tilleggsopplysninger en sitter inne med, er det flere områder som vil bli avmerket på neste utgave av kartet, f.eks. i den østlige del av Buskerud. En må også regne med mindre justeringer i Østfold fylke.

Til dette kartet er overført de isolinjer som er gitt i figur 1. En regner med at utslippet av svoveldioksyd og nitrogenoksyder fra oljekraftverket vil falle ned og gi ekvivalente mengder syre. Med en midlere bakgrunn på 2 g H₂SO₄/m² år vil få en økning av syrenedfallet på 5% eller mer innen det området som er omsluttet av 0,1-isolinjen.

Tabell 1 angir de fylker som vil bli berørt av en øket belastning på 0,1 g H₂SO₄/m² år eller mer. I første kolonne er angitt antall kommuner i fylket, neste kolonne angir de kommuner som vil bli berørt. De to siste kolonner angir antall fylker som i dag har merkbare og store forsyningsproblemer med hensyn til fisk.

Tabell 1. Områder berørt av nedfall fra eventuelt oljekraftverk ved Emmerstad.

Fylker	Antall kommuner	Antall kommuner berørt	Antall berørte kommuner med forsyningsproblemer	
			Merkbare	Store
Østfold	25	25	9	6
Akershus	22	22	0	3
Oslo	1	1	-	-
Hedmark	22	13	8	2
Oppland	25	11	2	1
Buskerud	20	15	1	5
Vestfold	21	21	0	2
Telemark	18	11	2	4
Aust-Agder	17	4	2	1
Sum	171	123	24	24

Fra figur 2 ser en at i Østfold, der en har meget store forsyningsproblemer i områder over den marine grense, vil en få en vesentlig øket belastning. Også i store deler av de øvrige fylker, hvor fisket i dag er av stor rekreasjonsmessig verdi (f.eks. de sørvestlige deler av Buskerud), vil bli påvirket. Det skal bemerkes at på

kartet er Hurum kommune anmerket med et spørsmålstegn. En vet imidlertid i dag at en rekke vann i denne kommune har forsureningsproblemer. Oljekraftverket vil i dette området medføre en øket svovelsyrebelastning på 0,5-1,0 g H_2SO_4/m^2 år, dvs. opp til en 50% økning i belastningen. Store deler av områdene rundt Oslofjorden er i høyeste grad av stor rekreasjonsmessig betydning (Nord-, Øst- og Vestmarka). Enkelte lokaliteter i Østmarka er i dag så sure at det er satt i gang kalking. En undersøkelse i Nordmarka, utført i NIVA's regi våren 1974, viste at 16 av 112 sjøer hadde en pH mellom 4,5 og 5,5. Oljekraftverket vil ifølge figur 2 kunne øke belastningen av surt nedfall med ca. 25% i de ovenfor nevnte områder. Selv om de fleste sjøer i disse områder i dag har en akseptabel surhetsgrad, må en regne med at en så sterk økning av nedfallet vil påskynde den forsureningsprosessen som sannsynligvis er i gang.

KONKLUSJON

I de områder en i dag har forsureningsproblemer, er bufferkapasiteten i nedslagsfeltet ikke tilstrekkelig til å nøytralisere den årlige tilførsel av sure komponenter. En tilleggsbelastning av slike komponenter vil i liten grad bli nøytralisert og derfor representere en marginal belastning, som i visse områder vil akselerere forsureningsprosessen.

Selv om beregningsgrunnlaget for isolinjediagrammet i figur 2 er noe usikkert, må en forvente at et oljefyrt varmekraftverk plassert ved Oslofjorden (Emmerstad) vil gi utslippsmengder av sure komponenter som vil berøre store deler av Østlandsområdet der det i dag eksisterer store forsureningsproblemer. Den økede belastning vil medføre en akselerert forsureningsutvikling og vil sannsynligvis resultere i at områder som i dag ikke har registrerte forsureningsproblemer, vil bli problemområder i nær fremtid. Mange av disse områder er i dag av stor rekreasjonsmessig betydning.

Disse konklusjoner er basert på en plassering av oljekraftverket på Emmerstad. Andre lokaliseringer er ikke nærmere vurdert, men det er rimelig å anta at disse vil gi problemer av samme størrelsesorden.

REFERANSE

Muniz, Ivar P., Sevaldrud, Iver M., Lindheim, Anders	1976	Surhet og innlandsfisket i Sør-Norge. Resultater fra en intervjuundersøkelse høsten 1974. SNSF-prosjektet, TN ?/76
--	------	---

HEN/LYN

Fig. 1

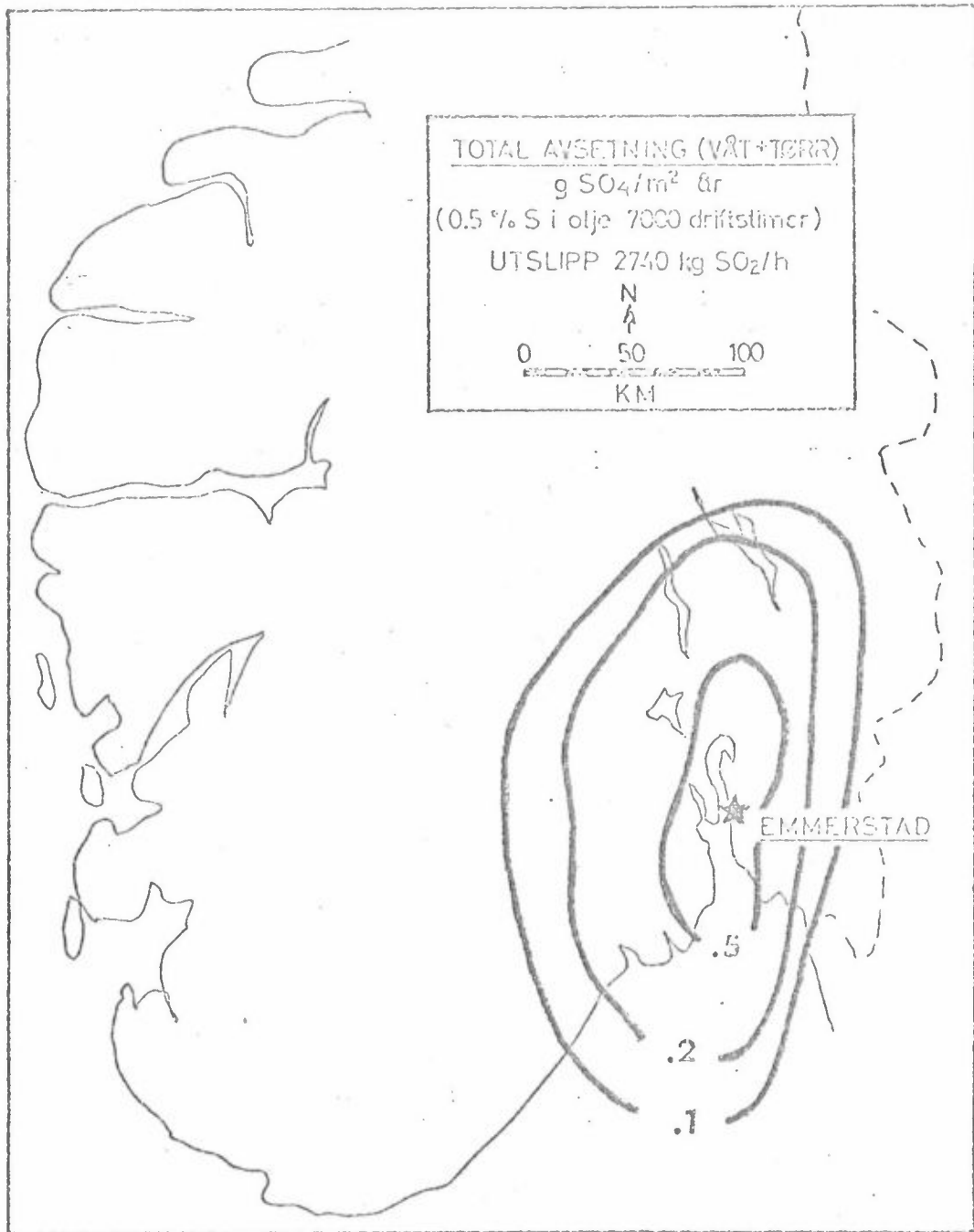
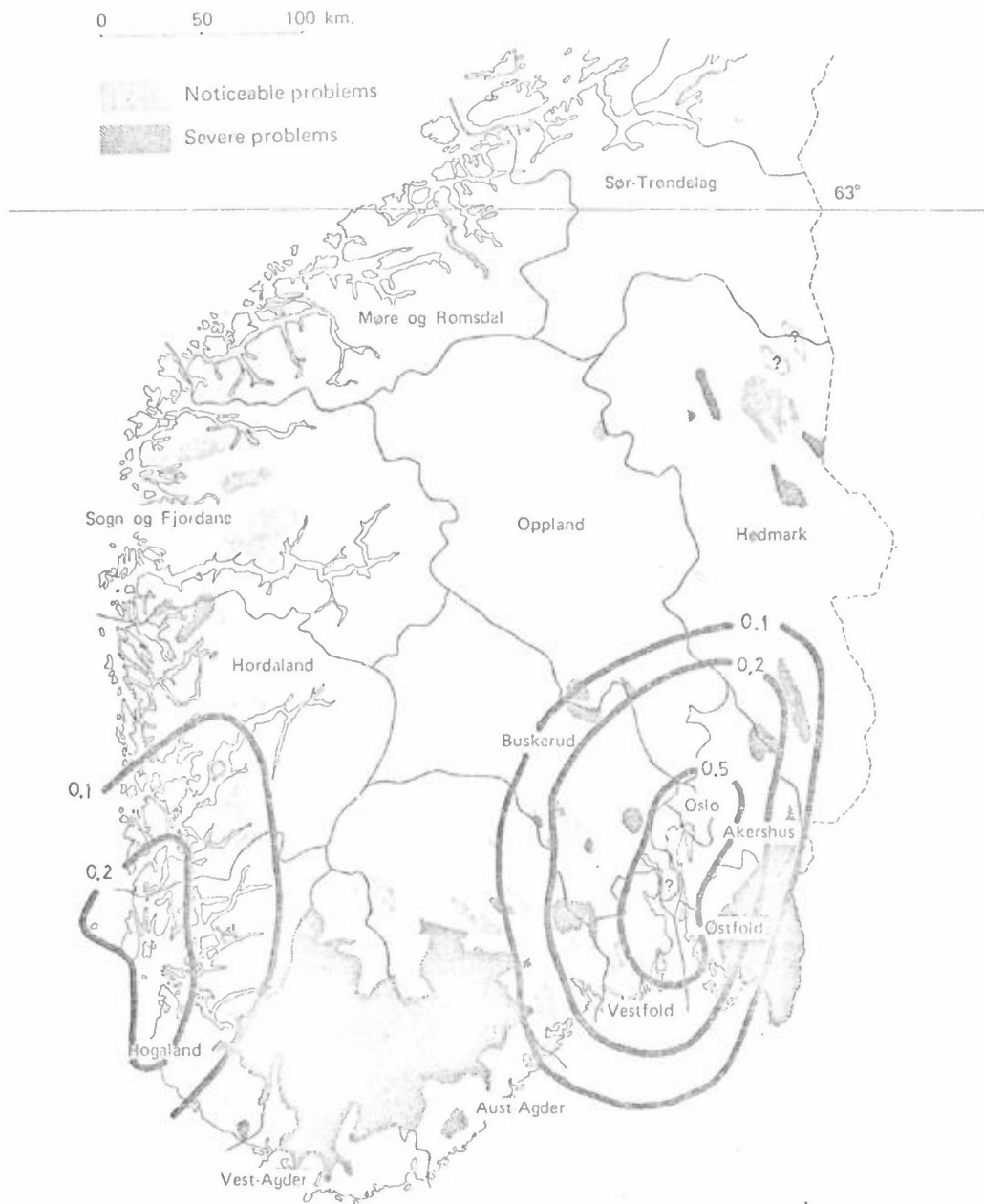


Fig. 2



(Etter Muniz et al. 1976)

TOTAL AVSETNING (VÅT + TØRR)

$\text{g SO}_4/\text{m}^2 \text{ år}$

(0,5% S i olje, 7000 driftstimer).

Utslipp 2740 kg SO₂/time.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

TILLEGGSSUTTALELSE

O-147/75

OLJEFYRT VARMEKRAFTVERK VED OSLOFJORDEN

15. januar 1976

Saksbehandler Arne Henriksen

Instituttssjef Kjell Baalsrud

I en tidligere uttalelse ble virkninger av surt nedfall fra et ev. oljefyrt varmekraftverk plassert ved Emmerstad vurdert. Denne vurdering ble basert på et isolinjedigram for sulfatnedfall, både vått og tørt, utarbeidet av NILU for dette byggested. Etter at denne uttalelse ble utarbeidet, har NILU vurdert flere alternative byggesteder:

1. Vardeåsen i Rygge
2. Skjøttelvik i Hurum
3. Slagentangen i Sem
4. Naverfjorden i Brunlanes
5. Kårstø i Tysvær
6. Tromøya ved Arendal.

NIVA er blitt anmodet om å utvide sin uttalelse til å omfatte også disse alternativer. På grunnlag av de belastningskart som er utarbeidet for disse byggesteder i NILU's rapport, kan en gi følgende kommentarer for de øvrige alternativer i Oslofjorden i forhold til Emmerstad.

1. Vardeåsen i Rygge

Dette alternativ vil gi en større belastning i Østfold og berøre de østlige deler av Sverige der det også er registrert store forsyningsproblemer. Vansjø er drikkevannskilde og rekreasjonsområde for de nordlige deler av Østfold. Denne sjøen vil bli utsatt for stort nedfall. Selv om Vansjø og dets nedbørfelt antagelig har evne til å nøytralisere en stor del av de sure komponenter i tilførselene, må en regne med at andre komponenter (sulfat, nitrogenforbindelser, tungmetaller) kan medføre en ugunstig utvikling av sjøen på lengre sikt.

2. Skjøttelvik i Hurum

Dette alternativ vil stort sett berøre de samme områder som byggestedet Emmerstad. Hurum, som i dag har merkbare forsyningsproblemer i en del av sine sjøer, vil bli utsatt for en vesentlig øket belastning.

3. Slagentangen i Sem

Dette byggested vil også berøre de samme områder som alternativet Emmerstad, men en antar at de sørlige deler av Hedmark vil bli mindre berørt på bekostning av de østlige kommuner i Aust-Agder.

4. Naverfjorden i Brunlanes

Dette alternativ vil forskyve belastningen mot sørvest og vil i sterkere grad berøre de allerede utsatte områder i Telemark og Aust-Agder, mens Hedmark og Oslo-området vil bli mindre berørt.

5. Kårstø i Tysvær

I figur 2 er isolinjer for tørravsetninger for dette byggested tegnet inn. En regner med at hovedmengden av nedfallet kommer i form av tørravsetning. Store deler av Rogaland fylke og de sørlige deler av Hordaland vil bli berørt. Tabell 1 gir en oversikt over kommuner med surhetsproblemer i Rogaland (MUNIZ et al. 1976). Figur 2 viser et forsyningsområde langs grensen til Aust- og Vest-Agder som går videre vestover langs kysten mot Jæren. Området omfatter østre del av Hjelmeland, Forsand og Gjesdal, østre del av Bjerkreim, Lund og store deler av Sokndal kommune, deler av Eigersund og områder i Time kommune. Det foreligger også mistanke om at det er forsynning i deler av Sauda og Suldal kommuner. Geologien i de høyere områder av Rogaland domineres av gneiss og granitt bergarter. Langs kysten og nordvestover fra Boknfjorden finnes en del sedimentbergarter. Områdene med forsyningsproblemer finnes i hei- og fjellområder. Vassdragene er karakterisert ved at de har lavt saltinnhold og liten bufferkapasitet. Et oljefyrt varmekraftverk plassert i Kårstø vil gi nedfall som kan føre til store skadevirkninger på innsjøer og vassdrag i Rogaland fylke og i deler av Hordaland.

6. Tromøya ved Arendal

Dette alternativ vil påvirke deler av de områder som i dag er sterkest påvirket og hvor forureningen er kommet lengst. Dette er også områder hvor de lokale kilder, i motsetning til Oslofjordområdet, i dag spiller liten rolle i forhold til langtransporterte forurensninger fra Vest- og Mellom-Europa.

UTSLIPP AV VANADIUM

NILU har beregnet at utslippet av vanadium fra et oljefyrt varmekraftverk ikke må overskride 15 kg/h ut frá helsemessige grunner. Det er foretatt et grovt overslag over hvilke konsentrasjoner av vanadium et slikt utslipp maksimalt kan medføre i innsjøer og vassdrag. Innenfor 0,5 g SO₄/cm²-isolinjen i fig 2 er vanadiumkonsentrasjonene estimert til å kunne bli ca. 3 µg V/l under forutsetning av fullstendig innblanding i vannmassene og at intet vanadium holdes igjen i nedslagsfeltet.

Hverken Verdens helseorganisasjon (WHO) eller de norske helsemyndigheter har oppgitt grenseverdier for vanadium i drikkevann. I USSR er grenseverdien satt til 100 µg V/l. Det er derfor liten grunn til å anta at vanadium-utslipp fra oljefyrt varmekraftverk vil representere en helsemessig risiko i drikkevannskilder. Den naturlige bakgrunnskonsentrasjon av vanadium i norske vassdrag er ikke kjent. Undersøkelser av 1577 vannkilder i USA viser at bare i 3,4% av tilfellene fant en konsentrasjoner over 2 µg V/l.

Et utslipp vil sannsynligvis ikke føre til påvisbare konsentrasjoner av vanadium i de berørte vassdrag. Da en imidlertid kjenner lite til virkningen av vanadium på vannorganismer, kan det tenkes at en kan få effekter en i dag ikke er klar over.

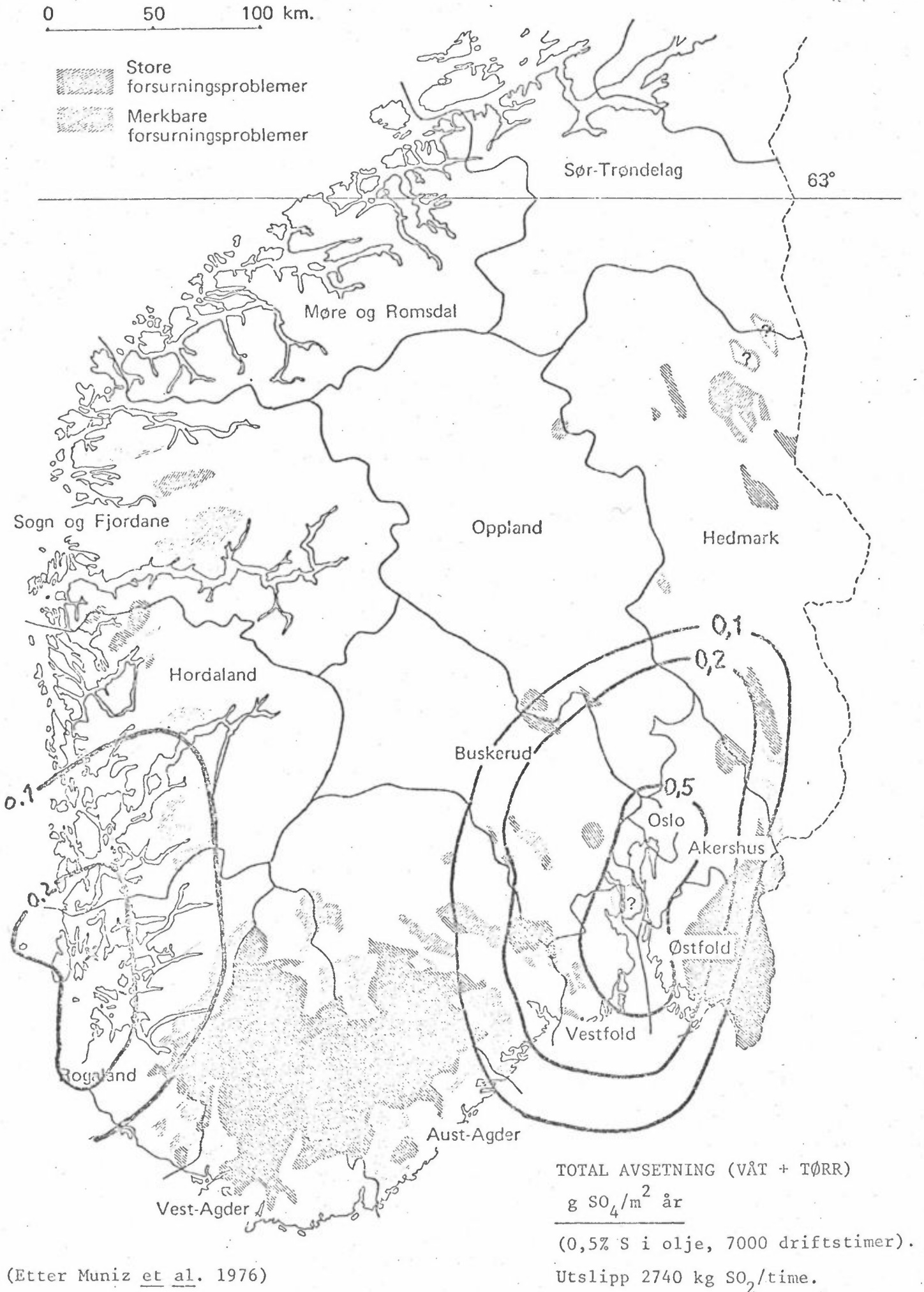
TABELL 1. OVERSIKT OVER KOMMUNER MED SHIRIETSPROBLEMER. JARELLEN ANGIR PROBLEMETS ØVING, HVILKE DELER AV KOMMUNEN SOM ER BERØPT CRUNKLAGET FOR VURDERING AV OUTANGET. FOR MERHVER DETALJER, SE TEKSTEN.

Fylke	Kommune	Grad av skader	Berørte deler	Grunnlag for klassifisering av skadene					Merknader	
				Vannkvalitet	Bestandsforhold	Surt vann	Endringer i surhet	Fiskekomme vavn		Fiskekødd data v. f. f.
Rogaland	Hjelmealand	M	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Forsand	H/S	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Gjesdal	H/S	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Berkreim	S	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Lund	M	Ve-Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Sokndal	S/M	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Eigersund	M	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Time	M	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Suldal	(?)	Sø-Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	
"	Sauda	(?)	Ve	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	Ø	

Graden av skader: S: Store forsyningsproblemer
M: Merkbare forsyningsproblemer

Berørte deler: Nø: Nordre deler av kommunen
Ø: Østre " " "
Sø: Sørlige " " "
Ve: Vestlige " " "
Mi: Midtre " " "
H: Hele el. store deler av kommunen

Fig. 2



(Etter Muniz et al. 1976)

APPENDIKS 7

Mulige røykskader på skog og annen vegetasjon
som følge av utslipp av luftforurensninger
fra oljekraftverk

Notat fra: R. Horntvedt, NISK

RH/LL

Mulige røykskader på skog og annen vegetasjon som følge av utslipp fra oljekraftverk

Det viktigste planteskadelige utslipp fra oljekraftverk er svoveldioksyd (SO_2), men også nitrogenoksyder (NO_x) kan være av betydning.

Disse gassene kan forårsake forurningsproblemer i jordsmonnet. Disse problemer vil ikke bli behandlet her. Med røykskader mener en her direkte skader på vegetasjon, forårsaket av gassopptak i bladene, og avsetning av gass og partikler på bladoverflaten.

Gassformige forurensninger opptas vesentlig gjennom bladenes spalteåpninger. Ytre faktorer som påvirker gassvekslingen i bladene, vil være avgjørende for opptaket også av skadelige gasser. De fleste planters spalteåpninger åpnes i lys og lukkes i mørke. Hos bartrærne er nålenes gassveksling liten om vinteren, på grunn av lav metabolisk aktivitet. Spalteåpningene kan lukkes ved sterkt tørkestress. Dette vil si at ved samme forurensningskonsentrasjon er risikoen for skade langt større om sommeren enn om vinteren, og større om dagen enn om natten.

Det skilles ofte mellom/^{tre} typer av skade, nemlig akutt, kronisk og usynlig skade.

Akutt skade kan opptre etter kort tids eksponering overfor relativt høye gass-konsentrasjoner. Det dominerende symptom er nekrose ("svidning") i bladspiss, bladrand og mellom bladnervene. Når det stilles opp grenseverdier for skadelige forurensningskonsentrasjoner på grunnlag av eksperimentelle undersøkelser, er det som regel akutte skader som er vurdert.

Kronisk skade kan opptre etter lengre tids eksponering overfor lavere konsentrasjoner enn de som fører til akutt skade. Kronisk skade har vært mest omtalt i forbindelse med SO₂-forurensning. Dominerende symptom er klorose ("gulning") og for tidlig aldring av blad og barnåler. Grenseverdier for kronisk skade har gjerne vært antydnet på grunnlag av feltiakttagelser og -målinger i f.eks. SO₂-belastete områder. Dette vil si at også andre forurensningskomponenter enn SO₂ kan spille en rolle. Grensekonsentrasjoner for kronisk SO₂-skade gjelder også ofte lange midlingstider - inntil ett år. Innenfor denne midlingstiden kan det forekomme store korttidsvariasjoner, og man vet lite om betydningen av disse.

Usynlig skade er et begrep som brukes om målte effekter i fravær av synlige skadesymptomer. Det kan dreie seg om økt respirasjon, endret nitrogenmetabolisme og andre patologiske tilstander. De vil kunne føre til redusert vekst, men om det er målbare reduksjoner, er mye diskutert.

Grenseverdier for SO₂

Nedre grense for SO₂-konsentrasjoner som fører til akutte skader på høyere planter, synes å ligge i området 0,1 - 1,0 mg/m³ ved en eksponeringstid på 1 - 10 timer (TAMM & ARONSSON 1972). Det er store variasjoner mellom ulike arter med hensyn til følsomhet, men våre viktigste bartrær hører til de ømfintlige.

På basis av feltundersøkelser rundt Sudbury, Canada, angis bl.a. følgende grenseverdier for SO₂-skader (sannsynligvis akutte) på trær:

Art	1 h	2 h	4 h	8 h
	mg/m ³			
Osp	1,1	1,1	0,7	0,4
Contorta-furu	1,4	1,2	0,8	0,5
Hvitbjørk	1,2	1,0	0,8	0,5

Kilde: LOHMAN et al. (1972).

Dette området (Sudbury) har vært sterkt belastet med SO₂ gjennom lengre tid. Ved vurdering av data herfra og fra andre sterkt belastete områder (Ruhr, Erzgebirge) bør man ta hensyn til at det må ha skjedd en viss seleksjon for røykresistens, ved at de mest ømfintlige individene har dødd ut. De grenseverdiene som man i dag kan måle, vil derfor være for høye for en populasjon som tidligere ikke har vært påvirket.

Mange land har vedtatt luftkvalitetskriterier for SO₂ og andre forurensninger. Ved vurdering av disse bør man være klar over følgende. Selv om det er tatt hensyn til mulige vegetasjons-skader, vil disse naturligvis bli vurdert annerledes enn mulige skader på mennesker. Standardene skal gjerne gi garanti mot skader og sykdommer hos mennesker, dvs. at grenseverdien må settes lavere enn laveste kjente skadelige verdi. Plantene gis derimot ingen garanti, og standardene settes ofte høyere enn laveste kjente skadelige verdi.

For kronisk SO₂-skade på høyere planter antyder BRANDT & HECK (1968) en grenseverdi på 0,1 mg/m³ "for an indefinite time period. With possible synergistic effects with ozone, this level might have to be reduced".

Blant lavere planter er lav særlig ømfintlig overfor SO₂ og andre luftforurensninger. Det er en velkjent erfaring at spesielt lav som vokser på trær forsvinner før man ser skader på trærne selv. Det antas at lavene er særlig ømfintlige for kronisk påvirkning. På grunnlag av lavutbredelse og SO₂-konsentrasjoner i England har HAWKSWORTH & ROSE (1970) antydnet en nedre grense på 0,03 mg/m³ som middel over vinterhalvåret, for skade på de mest ømfintlige lavene.

Grenseverdier for NO_x

Nitrogendioksyd (NO₂) er den skadeligste forbindelsen. Virkningene på planter av NO₂ er mindre undersøkt enn virkningene av SO₂. Grenseverdiene for akutt og kronisk skade synes å ligge 5 - 10 ganger høyere enn tilsvarende for SO₂, altså i området 0,5 - 10 mg/m³.

Litteratur

- BRANDT, C.S. & HECK, W.W. 1968. Effects of air pollutants on vegetation. Pp. 401-443 *in* STERN, A.C. (Ed.). Air pollution. Vol. I. Academic Press, New York. 694 pp.
- HAWKSWORTH, D.L. & ROSE, F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature, Lond.* 227: 145-148.
- LOHMAN, A.A., BLAUDEL, R.A. & HOCKING, D. 1972. Sulfur dioxide and forest vegetation. Northern Forest Research Centre, Edmonton, Alberta. Information Report NOR-X-49. 22 pp.
- TAMM, C.O. & ARONSSON, A. 1972. Plant growth as affected by sulphur compounds in polluted atmosphere. A literature survey. Rapp. Uppsatser, Inst. växtekologi och marklära, Skogshögskolan, Stockholm, nr. 12. 53 pp.

Ås-NLH, 21.1.1976

Richard Horntvedt

