

NILU
TEKNISK NOTAT NR 15/78
REFERANSE: 24276
DATO: AUGUST 1978

MILJØPÅVIRKNINGER AV UTSLIPP TIL LUFT
FRA VARMEKRAFTVERK MED FOSSILT
BRENSSEL

AV
JØRGEN SCHJOLDAGER

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
NORGE

FORORD

Denne rapporten er en samling av notater til Kjernekraftutvalget skrevet i perioden fra høsten 1977 til våren 1978.

Kjernekraftutvalget skal i 1978 legge fram for Olje- og energidepartementet sin vurdering av helse-, miljø- og sikkerhetsproblemene ved eventuell innføring av kjernekraftverk i Norge. Som en del av utvalgets arbeid er det foretatt en sammenlikning med kraftverk basert på fossilt brensel. Notatene som er samlet i denne rapporten, inngår i bakgrunns materialet for kapittel 8, "Sammenlikning med kull-, olje- og gasskraft", i Kjernekraftutvalgets rapport.

Til det første notatet "Lokale og regionale miljøpåvirkninger. Utslipp til luft av forurensende stoffer", er deler av materialet hentet fra tidligere NILU-rapporter, særlig "Virkningene på naturgrunlaget av luftbårne utslipp fra et varmekraftverk" av H. Dovland og B. Sivertsen (NILU OR 67/73, desember 1973) og "Korrosjon forårsaket av luftbårne utslipp fra et varmekraftverk" av S.E. Haagenrud (NILU OR 70/73, desember 1973).

Notatet "Spredningsforhold langs kysten av Vestlandet" er skrevet av H. Dovland.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
LOKALE OG REGIONALE MILJØPÅVIRKNINGER. VIRKNINGER AV UTSLIPP TIL LUFT	7
OM UTSLIPP, SPREDNING OG AVSETNING AV TOKSISKE METALLER FRA KULL- OG OLJEFYRTE KRAFTVERK	33
SPREDNINGSFORHOLD LANGS KYSTEN AV VESTLANDET	47
SAMMENLIKNING MELLOM KULL-, OLJE- OG GASSKRAFT. INNVIRKNING AV LOKALISERING	55
GLOBALE MILJØPÅVIRKNINGER AV UTSLIPP TIL LUFT	61
OM UTSLIPP AV DINITROGENOKSYD (N ₂ O) FRA VARME- KRAFTVERK MED FOSSILT BRENSSEL	65

LOKALE OG REGIONALE MILJØPÅVIRKNINGER
VIRKNINGER AV UTSLIPP TIL LUFT

1 SPREDNING AV LUFTFORURENSNINGER

For å forstå effekten av de forurensningene som slippes ut i atmosfæren, må en kjenne spredningen av disse etterat de er sluppet 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 hastighet (vindfeltet).

Spredningen (eller diffusjonen) av forurensninger er avhengig av luftas turbulente tilstand, som er gitt ved den kontinuerlige tredimensjonale variasjon i vindens retning og hastighet.

Vindretningen på stor skala er vesentlig bestemt av trykkvariasjoner slik de for eksempel avtegner seg på et synoptisk værkart. Transporten av forurensninger på denne skalaen er vesentlig to-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.

En luftstrøm beskrives vanligvis som summen av en midlere bevegelse og en turbulent bevegelse. 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.
- Endringen av vindstyrken med høyden.
- Den mekaniske effekten av gjenstander som står i luftstrømmen.

Når luft strømmes over en ujevn bakke, vil den løftes, senkes og strømme rundt ujevnheter, 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.

Hvis lufta nær bakken varmes opp til den er varmere enn lufta over, oppstår det en vertikal varmestrøm, og dess større oppvarmingen er, dess kraftigere blir vertikaltransporten eller blandingen. Når temperaturen avtar med høyden med mer enn ca 1°C pr 100 m sier en at atmosfæren er instabil.

Stabil temperatursjiktning forekommer når temperaturen øker med høyden. 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 natta. I vær-situasjoner med et svakt vindfelt i høyden og klarvær vil det i senkninger kunne dannes "kaldluftsjøer" hvor temperaturen øker sterkt med høyden (temperaturinversjon). Spesielt i vinterhalvåret vil slike områder ha 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, men situasjonene med instabil luft, som gjerne opptrer på varme sommerdager, som er de mest kritiske for høye bakkekonsentrasjoner.

Virkingen av forurensninger i atmosfæren vurderes ofte ut fra beregnete konsentrasjoner. I en modell for spredningen må de meteorologiske parametrene omtalt ovenfor inngå: Vindretning, vindhastighet og turbulenstilstand. En nøyaktig matematisk modell for beskrivelse av spredningen er meget komplisert og krever nøyaktige data for de meteorologiske parametre som en i praksis sjelden har. Detaljerte beregninger lar seg derfor vanskelig gjennomføre.

Vanligvis nytter en statistiske beregningsmetoder som har vist seg å gi brukbare resultater. Disse er begrenset for anvendelse innenfor de første 10-15 km fra utslippet og innenfor en tidsskala som ikke medfører store endringer i spredningsforholdene. Beregningene baseres oftest på en antatt Gaussisk konsentrasjonsfordeling (normalfordeling) horisontalt og vertikalt vinkelrett på middelvindretningen (transportretningen).

For beregning av bakkekonsentrasjoner som resultat av utslipp av luftforurensninger fra et varmekraftverk, er det av vesentlig betydning å kjenne den hevningen røykskyen vil få på grunn av varmeoverskudd. Røykhevningen (overhøyden) er avhengig av vindstyrken og kan bli flere hundre meter under rolige vindforhold.

Forurensningene vil under transporten i atmosfæren etter hvert omdannes. En skiller gjerne mellom "primære" forurensninger, det vil si de som slippes ut direkte, og "sekundære" det vil si de som dannes i atmosfæren etter utslippet. De viktigste primære luftforurensningene er

- svoveldioksyd,
- nitrogenoksyder,
- partikler (indkludert toksiske metaller),
- organiske stoffer (ufullstendig forbrente hydrokarboner),
- karbonmonoksyd og karbondioksyd.

Disse forurensningene kan danne sekundære forurensninger som

- svovelsyre og andre sulfater,
- salpetersyre og andre nitrater,
- fotokjemiske oksydanter.

Både de primære og de sekundære forurensningene er dels gasser, dels partikler.

Noe forenklet kan en si at de sekundære forurensningene er oksydasjonsprodukter av de primære. Hvor raskt oksydasjonen skjer, er avhengig av en rekke forhold. Tradisjonelt har det vært vanlig å skille mellom to forskjellige typer oksydasjon, henholdsvis "katalytisk" og "fotokjemisk", det finnes imidlertid også kombinasjoner av dem.

Den første foregår ved høy relativ fuktighet og høyt partikkelinnhold. Oksydasjonen skjer for en stor del i partikkelfasen, og metallsalter øker oksydasjonshastigheten. Oksydasjonen av svoveldioksyd antas i dette tilfellet å skje raskere enn oksydasjonen av nitrogenoksyder.

Den andre typen foregår ved påvirkning av sollys og ofte høy temperatur (over ca 15°C). Sollyset spalter enkelte lysabsorbierende gasser (nitrogendioksyd, aldehyder og andre). Oksydasjonen skjer ved kjedereaksjoner mellom blant annet nitrogenoksyder og organiske stoffer, og fotokjemiske oksydanter blir dannet. Nitrogenoksyder kan oksyderes noe raskere enn svoveldioksyd.

Av de fotokjemiske oksydantene er særlig ozon og PAN (peroksyacetylnitrat) viktige, men en rekke andre dannes også. Det er utført svært få målinger av organiske stoffer i atmosfæren i Norge. Det er derfor vanskelig i detalj å anslå muligheten for oksydantdannelse. Imidlertid har en i sommerhalvåret målt høye konsentrasjoner av ozon (over den amerikanske luftkvalitetsnormen på 160 µg/m³) både i Oslo og Grenland. Dette indikerer at utslippene av organiske stoffer i Oslofjord-området flere steder er store nok til at fotokjemiske oksydanter kan dannes. Situasjoner med solgangsbris i sommerhalvåret vil være de viktigste i denne sammenhengen.

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

Tørravsetningene skjer ved direkte absorpsjon av gasser og ved at aerosolpartikler avsettes på vegetasjon, jordbunn og vann. Det er vanlig antatt at avsetninger skjer proporsjonalt med konsentrasjonen av luftforurensninger umiddelbart over bakken. Proporsjonalitetsfaktoren kalles en avsetningshastighet og er avhengig av underlagets beskaffenhet, vegetasjonstype og meteorologiske parametre.

Utvasking av forurensninger ved nedbøren kan skje ved at forurensningene deltar i de sky- og nedbørdannende prosessene, eller ved at nedbøren fanger opp partikler og absorberer gass mens den faller gjennom lufta.

For gassformige, kontinuerlige utslipp fra høye skorsteiner, der en ikke tar hensyn til endringer av røykgassenes sammensetning under spredningen, brukes gjerne spredningsformler av Gaussisk type.

Hvis en betrakter 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:

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

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

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

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

$$\begin{aligned}\sigma_y &= a x^p \\ \sigma_z &= b x^q\end{aligned}$$

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 (1). Spredningsklassene er modifisert noe for tilpasning til norske forhold, idet den mest ustabile klassen er sløyfet og en ny klasse, lett stabil, er innført. Følgende konstanter inngår i de fire stabilitetsklassene:

	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	0.16	0.74	0.74
Stabil	0.31	0.06	0.71	0.71

Usikkerheten i spredningsparametrene øker med avstanden fra kilden, og de bør ikke brukes for avstander mer enn 10-15 km fra utslippet.

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. Dette tas hensyn til i beregningene.

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

$$H = h_s + \Delta h - k h_t$$

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 ujevnheter 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 og 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 estimeres for stor, vil bakkekonsentrasjonene bli for lave, og den nødvendige fysiske skorsteinshøyden blir anslått for lav.

For store varmekraftverk med høye piper og stort varmeoverskudd brukes gjerne Briggs' formel for overhøydeberegning (2). Briggs' formel gir resultater som for varmekraftverk avviker relativt lite fra overhøydeformler utviklet i Sverige (3).

For beregning av tørravsetning på bakken antar en at avsetningen er proporsjonal med konsentrasjonen av luftforurensning umiddelbart over bakken. Proporsjonalitetsfaktoren uttrykker en avsetningshastighet. Hvis en nytter følgende definisjon av avsetningshastighet

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

kan mengden (D) av en forurensningskomponent som avsettes på bakken, uttrykkes som produktet av konsentrasjonen (c) av den samme komponent og avsetningshastighet (v_d)

$$D = v_d c$$

Avsetningshastigheten for forskjellige stoffer er bestemt empirisk. For svoveldioksyd brukes oftest verdier omkring 0.8 cm/s, og for sulfat brukes 0.1-0.3 cm/s.

For å se på hvilke konsentrasjoner en maksimalt kan regne med å få i bakkenivå, må en foreta beregninger i situasjoner med særlig ugunstige spredningsforhold.

En situasjon som kan tenkes å opptre en varm sommerdag, er at en stabil sjøbris transporterer luftforurensningene innover land hvor luften blir instabil. Instabiliseringen resulterer i røyknedslag og høye bakkekonsentrasjoner, som i en slik situasjon kan beregnes på grunnlag av en modell (4) der det forutsettes at høyden av de instabile luftmassene gradvis øker med økende avstand fra kysten og til slutt når opp til røykfanens nivå. En kan få maksimal konsentrasjon 3-4 km fra utslippsstedet. Sannsynligheten er at en skal få et slikt røyknedslag et eller annet sted i Oslofjord-området kan anslås til ca 2.5% på årsbasis. Sannsynligheten for at ett bestemt punkt (et målested) skal utsettes for røyknedslag er langt mindre enn 2.5%. På Vestlandet er sannsynligheten for røyknedslag mindre enn i Oslofjord-området.

De høye bakkekonsentrasjonene ved 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.

En situasjon med en meget kraftig inversjon mellom 250 og 300 m over bakken og med instabil temperatursjiktning og god blanding under inversjonssjiktet, kan 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. De ytre betingelsene (solskinn og svakt ytre vindfelt) vil være de samme som de som setter i gang en sjøbris, slik at en ved kysten får den samme situasjonen som beskrevet ovenfor.

Beregninger for situasjoner med vindstille kan vanskelig gjennomføres da en mangler modellgrunnlag for slike tilfeller. Under slike situasjoner vil det være viktig at gassene har tilstrekkelig varmeoverskudd slik at de raskt bringes høyt over bakken. Dersom varmeoverskuddet er stort nok, representerer vindstille et mindre problem enn situasjoner med vind og mulighet for røyknedslag.

2 MILJØPÅVIRKNINGER

2.1 Svoveloksyder

Svoveloksydene er de luftforurensningene som har fått størst oppmerksomhet i samband med kraftverk basert på fossilt brensel. Etter utslippet i atmosfæren vil svoveldioksyd (SO_2) etterhvert oksyderes til svovelsyre (H_2SO_4) og andre sulfater. Halveringstiden for SO_2 vil kunne variere fra under 1 time i svært forurenset luft til flere uker i ren og tørr luft.

Miljøpåvirkningene av svoveldioksydutslippene kan mest hensiktsmessig deles i to, nemlig direkte virkninger av SO_2 som for eksempel sviskader på vegetasjon, og indirekte virkninger som forsurening av jordsmonn og vann. De direkte virkningene er mest aktuelle innenfor en begrenset avstand fra utslippene hvor konsentrasjonen ennå er relativt høy, mens indirekte virkninger kan forekomme på langt større avstander.

SO_2 -skader på planter har vært kjent i lang tid, både i Norge og andre industrialiserte land, særlig ved smelteverk der svovelholdig malm røstes. Her finner en ofte store områder hvor skog og annen plantevekst er ødelagt. I de seinere år har det forekommet en del skader omkring industrielle oljefyringsanlegg.

SO_2 -gass opptas i vegetasjonen gjennom spalteåpningene i bladene. Plantene har en viss evne til å oksydere SO_2 til sulfat. Hvis denne overskrides, vil det etter hvert oppstå synlige skader, slik at hele bladet eller deler av det dør. Dette kalles ofte for sviskader. Begynnende skader kan observeres i mikroskopiske snitt lenge før de blir synlige. Det er særlig cellene rundt spalteåpningene som først viser skader. Følgene av sviskader er at plantens livsprosesser nedsettes, eventuelt at planten dør.

Luftutvekslingen som skjer gjennom spalteåpningene, er nødvendig for plantenes livsprosesser (fotosyntese, respirasjon og transpirasjon). Spalteåpningene, som finnes på alle grønne plantedeler, er regulerbare. Åpning og lukking styres av plantenes livsprosesser og vil være avhengig av ytre faktorer som lys, fuktighet og temperatur. Spalteåpningene vil lukkes ved mørke, lav fuktighet og lav temperatur. Plantene kan imidlertid ikke aktivt beskytte seg mot luftforurensninger ved åpning og lukking av spalteåpningene.

Det er stor variasjon blant planteartene med hensyn til hvor høye SO₂-konsentrasjoner de tåler. Blant de mest ømfintlige er flere av lavartene. I SO₂-forurensete områder (f eks byområder) ser en ofte at lav er forsvunnet, uten at en kan se skader på høyere planter.

Av høyere planter er bartrær, særlig gran og furu, ømfintlige overfor SO₂, mens løvtrærne er mer motstandsdyktige. Mens løvtrærne skifter blader hvert år, må bartrærne leve med de skadde nålene i flere år (3-10 år).

Den "sekundære normen" i de amerikanske grenseverdiene for luftkvalitet (5) er satt for å beskytte naturmiljøet. De sekundære normene er for SO₂:

60 µg/m ³	gjennomsnitt over	1 år
260	" " "	24 timer
1300	" " "	3 timer

For å beskytte ømfintlige planter er det i Vest-Tyskland foreslått grenseverdier for SO₂ (6). Disse er gradert med hensyn til plantenes sensitivitet, og en tar også hensyn til at det er viktigst å beskytte plantene i vekstsesongen. Det vest-tyske forslaget har følgende inndeling (alle tall er µg SO₂/m³):

	Årsmiddel	Middel for vekstsesongen	Halvtimesverdier	
			95-prosentil	97.5-prosentil
Mest ømfintlige planter	60	50	220	250
Ømfintlige planter	90	80	350	400
Mindre ømfintlige planter	130	120	530	600

Fordi det er en nær sammenheng mellom konsentrasjonsnivået og varigheten for at skader skal kunne oppstå, har en i tabellen både angitt middelveidier og prosentilverdier (95% og 97.5%). En 97.5 prosentilverdi på $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betyr at konsentrasjonen tillates å være høyere enn $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inntil 2.5% av tiden.

Blant de "Mest ømfintlige planter" er gran, rødkløver og rips. Blant de "Ømfintlige" er furu, lerk, lind, bøk, eple, samt bygg, hvete, havre og rug. Blant de "Mindre ømfintlige" er plomme, kirsebær, potet, tomat og kål.

De indirekte virkninger av svoveldioksydutslippene skyldes at SO_2 før eller siden avsettes på bakken som svovelsyre eller sulfat. Svovelsyretilførselen til bakken vil skje både ved tørravsetninger og ved at syren vaskes ut ved nedbør. Svovel er et nødvendig næringsstoff for plantene, og en øket tilførsel av sulfat til jorda er ikke i seg selv skadelig.

Årsaken til at svovelsyrenedfall kan ha negativ innvirkning på planteveksten, er at syren kan forsterke utvaskingen av næringsstoffer i jordsmonnet som er viktige for planteveksten. Syretilførselen kan også virke inn på mikroorganismer og nitrogenomsetningen i jordsmonnet. De samlede virkningene kan føre til redusert produktivitet.

Svovelsyrenedfall (eller såkalt sur nedbør) har vært sterkt i søkelyset i de seinere år. Dette skyldes blant annet at fisken er forsvunnet fra en rekke vatn i Sør-Norge og at dette er satt i forbindelse med langtransport av forurensninger fra de store industriland i Europa. Under visse meteorologiske forhold vil forurensningene transporteres mot Skandinavia, hvor de utfelles enten ved nedbør eller ved tørravsetninger.

Virkningene på miljøet av svovelsyretilførselen er ikke helt klarlagt. I Norge er det for tiden i gang et fellesprosjekt hvor flere norske institutter deltar for å undersøke hvilken virkning den sure nedbøren har på skog og fisk ("SNSF-prosjektet"). Endel foreløpige konklusjoner fra prosjektet er samlet (7).

Utvaskingen av jordsmonnet skjer ved at de utbyttbare kationer som magnesium, kalium, natrium og kalsium, blir vasket ut og erstattet med hydrogenioner fra vannet som siger gjennom jordsmonnet. På den andre siden blir det gjennom forvitring (fysisk og kjemisk) stadig frigjort nye næringsstoffer. Dette er en naturlig prosess som har foregått gjennom tusenvis av år, og som har medvirket til dannelse av de forskjellige jordsprofiler.

Forsøk har vist at uvasking av f eks kalsium øker når surheten av nedbøren øker (8). En økning i surhet vil også medføre at forvitringen og dermed frigjøringen av f eks kalsium øker. Jordsmonnet i store deler av de norske skogsområdene er imidlertid tid meget surt og kalkfattig, og forvitringen vil da muligens ikke kunne erstatte det ekstra tapet den økte surheten i nedbøren medfører.

I jordbruket blir det anvendt store mengder handelsgjødsel, blant annet kalk som syrenøytraliserende middel. Et økt syrenedfall vil kunne øke behovet for kalking.

Debatten omkring syrenedfallets virkning på skogproduksjonen har i første rekke dreid seg om hvilken betydning de utvaskbare næringsstoffene har. På grunnlag av regresjonsanalyser er det påvist samvariasjon mellom kalsiuminnholdet i jordsmonnet og skogstilveksten (9).

Hvor mye forsureningen kvantitativt betyr for skogens naturlige produksjonsevne, er et omstridt spørsmål. Det har vært gjort økonomiske beregninger over tapet som en gitt syretilførsel medfører. De fleste hevder at en vet meget lite om dette og derfor trenger mer forskning på området.

Syrenedfallet over Sør-Norge og Sør-Sverige på grunn av langtransport av forurensninger er anslått å kunne medføre en tilvekstreduksjon på barskog på mellom 0.3% og 0.5% pr år (10). Dette må antas å være en øvre grense (11). I praksis har det ennå ikke vært mulig å påvise at det sure nedfallet har ført til tilvekstreduksjon i norske skoger.

Sjøvann har stor buffer-evne, og med de meget store vannmasser er det lite sannsynlig at en økt syretilførsel kan ha virkninger på livet i havet.

Til innsjøer og elver må en vente særlig stor tilførsel i snøsmeltingen. Snøen vil lagre forurensningene gjennom vinteren, og disse frigjøres i løpet av smelteperioden. I jordbunnen er det ofte tele, og mulighetene for nøytralisering er mindre. Derfor finner en vanligvis høy surhet (lave pH-verdier) i elvene under vårflommen (12).

Graden av forsurening av ferskvannet innen et område vil være avhengig av innholdet av nøytraliserende komponenter i jordsmonnet. Størst surhet får en når jordsmonnet har liten nøytraliserende evne. I de kalkrike kambrosilur-områdene finner en ingen forsurening av ferskvann.

Surt nedfall har i Norge økt surheten i ferskvann og påvirket organismer på nær sagt alle næringsnivåer i økosystemet. Undersøkelser antyder at både plante-plankton og evertebratsamfunn blir påvirket. Antall arter synes å bli redusert, påvekstalger akkumuleres i sure elver og bekker, og nedbrytingen av organisk materiale blir nedsatt ved lav pH. Forsurening må betraktes som en alvorlig økologisk skade.

Det mest øyenfallende resultat av forsuringen er effektene på fisk. På Sørlandet er en rekke av de større elvene nå tomme for laks og delvis tomme for sjøaure. I tillegg er svært mange sjøer blitt fisketomme de siste 20-30 år. Fiskedøden skyldes vanligvis at reproduksjonen blir ødelagt ved at vannkvaliteten på gyte- og oppvekstområdene er blitt ødelagt. Det er dokumentert massiv fiskedød både av laks og aure i forbindelse med snøsmelting eller etter kraftig regn.

Sur nedbør er også satt i sammenheng med den nedgang i skogs-fuglbestand en har observert blant annet i Agder-fylkene de siste 10-20 år. En kan imidlertid ikke trekke sikre konklusjoner om dette (13).

Flere av de foreløpige konklusjonene fra SNSF-prosjektet er kritisert av Rosenqvist (14), som understreker betydningen av å se tilførselen av sure komponenter fra atmosfæren i forhold til andre prosesser i nedslagsfeltene og virkning av endret arealbruk, skogsdrift o.l. Forskere i SNSF-prosjektet har imøtegått Rosenqvist på en rekke punkter (15).

Svenske undersøkelser omkring varmekraftverket i Stenungsund (16) har indikert at tilførselen gjennom nedbør på grunn av varmekraftverket var 10-15% av bakgrunnsverdien innen for de nærmeste 15 km. En sammenlikning med utslippene indikerer at mindre enn 5% av den SO₂ som ble sluppet ut under nedbør, ble avsatt innenfor 15 km fra verket. Andre svenske undersøkelser (17) konkluderer at innenfor ca 100 km utslippsstedet vil all svoveldioksyd som slippes ut under nedbør, være vasket ut. I oppholdsvær vil svoveloksydene kunne transporteres over svært lange avstander (1000-2000 km).

De største forurensningsproblemene på Østlandet har en sannsynligvis i de sentrale og østre deler av Østfold og i søndre deler av Buskerud og Telemark. I Akershus ligger problemområdene langs grensen mot Hedmark. I alle disse områdene er sure sjøer og skader på fisket dokumentert. I en del tilfeller er sjøene helt fisketomme. I Østfold er forholdene noe spesielle. Det foreligger få konkrete opplysninger om direkte skadevirkninger, antakelig på grunn av utilstrekkelige registreringer. Mindre attraktive fiskearter dominerer fiskefaunaen, og innlandsfisket er kanskje ikke gjenstand for samme interesse i Østfold som i de øvrige områdene.

Kunnskapsomfanget er ikke tilstrekkelig til å analysere de effektene en øket belastning vil gi. Det er likevel rimelig å anta at en såpass høy økning i tilførselen som et kull- eller oljefyrt kraftverk uten effektiv svovelrensing representerer, vil føre til at forurensningen over store områder vil bli forsterket.

I hvilken grad luftforurensninger fra varmekraftverk vil øke korrosjonshastigheten avhenger av flere faktorer. Viktigst er kraftverkets lokalisering i forhold til øvrig bebyggelse, utslippsmengder, spredningsforhold og klimatiske betingelser som luftfuktighet, nedbørfrekvens og temperatur. Av utslippene fra varmekraftverk er svovelforurensningene de mest korrosive.

I det følgende gis en kortfattet oversikt over korrosjonsbestandigheten hos ulike materialer og hvordan denne påvirkes av luftforurensninger (18).

En metalloverflate må ha en eller annen form for fuktighet dersom forurensningene skal ha noen korrosiv effekt. Tilstedeværelsen av fuktighet bestemmes dels av klima-faktorer, dels av korrosjonsproduktene's hygroskopiske egenskaper. De viktigste faktorer er korrosjonsproduktene's porøsitet og innhold av vannløselige salter.

Fuktighet på metalloverflater forekommer både ved nedbør og ved høy relativ fuktighet. For de fleste metaller og legeringer øker korrosjonen vesentlig når relativ fuktighet overstiger ca 85%, men denne verdien varierer med korrosjonsproduktene's egenskaper. Når fuktighetsfilmen fryser, stanser korrosjonen.

"Korrosivt klima" kan karakteriseres som et klima med høy nedbør og tåkefrekvens, høy relativ fuktighet og temperatur, få soltimer og få frostdager. Selv i et slikt klima kan imidlertid korrosjonsangrepene bli relativt små om luftas innhold av forurensninger er lavt.

Svovelforurensningene opptas på metalloverflaten ved adsorpsjon av gassformig svoveldioksyd og ved avsetning av sulfater og svovelsyreholdige partikler. Videre tilføres metalloverflatene svovelforurensninger med nedbøren.

Svovelforurensningene på metalloverflaten kan akselerere korrosjonen på flere måter, ved å bryte ned beskyttende oksydfilmer og korrosjonsprodukter, gjøre korrosjonsproduktene mer hygro-skopiske, øke den elektrolytiske ledningsevnen i fuktighetsfilmen, og gjøre fuktighetsfilmen surere.

For de fleste metaller er korrosjonshastigheten tidsavhengig. Den er størst i starten og avtar til den når en konstant verdi etter 3-5 års eksponering. Dette forløpet fremkommer fordi korrosjonsproduktene som etter hvert avlagres, har en viss beskyttende virkning.

Ulegerte stål omfatter de rene karbonstål, karbonmanganstål og mikrolegerte stål. De nyttes til bruer, industribygninger, master, kjeler, skip etc.

I områder med temmelig like klimatiske betingelser kan variasjonene i korrosjonshastighet for ulegerte stål hovedsakelig tilskrives variasjoner i luftas innhold av svovelforurensninger, og en variasjon med en faktor 5 er ikke uvanlig. I umiddelbar nærhet av sjøen har også havsaltet en korrosjonsstimulerende effekt.

I følge en svensk undersøkelse (19) er korrosjonshastigheten for ulegert stål tilnærmet proporsjonal med SO_2 -konsentrasjonen på årsbasis. Proporsjonalitetsfaktoren er forskjellig for by- og landatmosfære avhengig av tilstedeværelsen av andre stoffer. Hvis SO_2 -konsentrasjonen et sted øker fra $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på årsbasis, vil en under ellers like forhold få en økning i korrosjonshastigheten med en faktor 2. Hvis SO_2 -konsentrasjonen et annet sted f.eks. i en by, øker fra $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vil korrosjonshastigheten øke med ca 17%.

Sammenliknet med stål har sink god bestandighet mot atmosfærisk korrosjon. Dette skyldes at sink beskyttes av et fastheftende overflatebelegg av sinkoksyd og sinkkarbonat. Sjiktet brytes

ned både av syre og av svovelforurensninger. Korrosjonshastigheten øker da kraftig.

Sinkens korrosjonshastighet varierer derfor sterkt med luftas innhold av svovelsure forurensninger. Undersøkelser utført i Vest-Tyskland (20) og Tsjekkoslovakia (21) viser en lineær sammenheng mellom sinkens korrosjonshastighet og luftas svovelinhold. I Sverige varierer sink-korrosjonen med en faktor 8 mellom land- og industriatmosfære.

Kopper og kopper-legeringer har relativt god bestandighet mot atmosfærisk korrosjon. Årsaken er at kopper beskyttes av et fastheftende overflatebelegg av basiske koppersalter. Sammensetningen av denne såkalte patina avhenger av luftas kjemiske sammensetning. I by- og industriatmosfære med høyt svovelinhold dominerer basisk sulfat, mens kloridinnholdet er høyt i kystområder. I følge undersøkelser i Storbritannia varierer korrosjonshastigheten mellom land- og industriatmosfære med omtrent en faktor 2.

Aluminium og dens legeringer har god bestandighet mot atmosfærisk korrosjon. Dette kan tilskrives den tette og beskyttende oksydfilm som dannes på metalloverflaten. Aluminium absorberer også atmosfærisk svoveldioksyd i mindre grad enn andre metaller.

I forurenset atmosfære kan det inntreffe en lokal nedbrytning av den passiverende oksydfilmen. Angrepene får da karakter av såkalte groptæringer, dvs punktformige angrep som kan bli av dybde på noen 1/10 mm. Korrosjonsproduktene fører imidlertid til at groptæringene ofte stanser, og korrosjonshastigheten målt som materialtap er meget lav. Groptæringene kan imidlertid i mange tilfeller føre til alvorlige reduksjoner i materialstyrken.

Korrosjonshastigheten for aluminium er sterkt avhengig av miljøets surhetsgrad og vil øke vesentlig når pH blir lavere enn ca 3 eller høyere enn ca 10 (22).

Av ikke-metalliske materialer er det særlig visse malinger som påvirkes av svovelforurensninger. Linoljebaserte malinger er spesielt ømfintlige, mens hurtigtørkende alkyd-malinger påvirkes i liten grad.

I en amerikansk undersøkelse (23) er det anslått at av de skadene luftforurensninger forårsaker på materialer, svarer metaller for ca 40%, malinger for ca 30%, mens resten utgjøres av tekstiler, plaster, gummi etc. Dette gjelder for alle typer luftforurensninger, ikke bare svoveloksyder.

2.2 Nitrogenoksyder

Nitrogenoksyder dannes under forbrenningen ved at nitrogen og oksygen fra lufta reagerer. Dersom det finnes nitrogen i brenslaget vil også dette oksyderes. Nitrogenoksydene slippes ut vesentlig som nitrogenmonoksyd (NO), men små mengder nitrogendioksyd (NO₂) dannes også. Forholdet NO/NO₂ i utlippet fra et varmekraftverk er 20/1 eller høyere. NO og NO₂ kalles ofte med et fellesnavn for NO_x.

I atmosfæren skjer oksydasjon av NO til NO₂ og etterhvert også til salpetersyrling (HNO₂) og salpetersyre (HNO₃). I fravær av sollys skjer oksydasjonen av NO til NO₂ svært langsomt, halveringstiden for NO vil være flere døgn. Hvis en har sollys og i tillegg organiske stoffer i lufta, kan halveringstiden være mindre enn en time. I slike tilfeller skjer det fotokjemiske reaksjoner, og ozon og andre oksydanter blir dannet.

Undersøkelser fra USA viser at i røykfanen fra varmekraftverk får en ikke dannet fotokjemiske oksydanter dersom det ikke tilføres organiske stoffer fra andre kilder (24). I et slikt tilfelle har en muligheter for oksydantdannelse også uten bidrag fra et varmekraftverk. Imidlertid vil nitrogenoksydene fra varmekraftverket øke det generelle nivået av NO_x i lufta, og konsentrasjonen på regional skala av oksydanter vil kunne øke.

Den amerikanske "sekundære norm" for nitrogendioksyd (NO_2) er lik den primære, nemlig $100 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ som årsmiddel. For NO er det ingen grenseverdi i USA.

Det er ikke sannsynlig at den amerikanske grenseverdien for NO_2 vil bli overskredet som følge av utslippene fra et varmekraftverk. Verket vil imidlertid bidra til å heve det generelle nivået av nitrogenoksyder. Miljøeffekter av nitrogenoksyder skal derfor kort omtales.

Nitrogenoksyder kan gi sviskader på vegetasjonen på samme måte som svoveldioksyd, men plantene tåler høyere konsentrasjoner av NO_x enn av SO_2 . Som en tommelfingerregel kan en angi at NO_x -konsentrasjonen må være 5-10 ganger høyere enn SO_2 -konsentrasjonen for å gi tilsvarende sviskader.

Salpetersyren som dannes av nitrogenoksydene, vil ikke i samme grad som svovelsyre forårsake økt utvasking av jordbunnen og forsuring av vatn og elver. Utslippene av nitrøse gasser kan også ha positive effekter, idet de vil føre til en viss nitrogen-gjødsling av områdene omkring verket.

Imidlertid kan nitrogenpåvirkningen ha negativ effekt på vassdragene, idet økt nitratnedfall vil øke eutrofieringen.

Nitrogenoksydene NO og NO_2 er langt mindre vannløselige enn svoveldioksyd og har liten korroderende virkning. Imidlertid bidrar salpetersyre som dannes fra NO og NO_2 , til å øke den generelle forsureningen av nedbøren. Målinger i Agder og på Østlandet indikerer et nitratinnhold i nedbør på 30-50% av sulfatinnholdet, regnet på ekvivalentbasis. Dette kan imidlertid variere fra dag til dag innen vide grenser.

Da NO_x oftest oksyderes langsommere enn SO_2 , vil forsureningen innenfor de nærmeste 100 km fra et varmekraftverk vesentlig skyldes SO_2 . I den grad NO_x oksyderes vil den imidlertid øke den korrosjonen som er pH-avhengig, det vil særlig si korrosjon av sink og aluminium.

2.3 Fotokjemiske oksydanter

Fotokjemiske oksydanter kan forårsake skader på en rekke nyttevekster som tomater, bønner, spinat, reddik og salat. Visse bartrær er også ømfintlige for fotokjemiske oksydanter, særlig sammen med svoveldioksyd. Oksydantene kan gi vegetasjonsskader ved relativt lave konsentrasjoner, og de vanlige grenseverdiene for luftkvalitet gir liten margin med hensyn til skader.

Fotokjemiske oksydanter kan gi skader på visse kunstfibre, særlig kunstgummi av typen styrenbutadien, polybutadien og polyisopren. Polyester og nylon kan også angripes.

2.4 Partikler, inkludert toksiske metaller

Partikler som slippes ut i atmosfæren stammer dels fra askeinnholdet i brenslet og dels fra ufullstendig forbrenning (sot). For kull kommer i tillegg partikkel-avblåsing under transport og lagring.

Partiklenes spredning i atmosfæren er i avgjørende grad avhengig av partikkelstørrelsen. Som mål på størrelsen brukes gjerne diameteren (målt i μm). Da partiklene ikke nødvendigvis er kuleformet, brukes begrepet aerodynamisk diameter, som er diameteren på en kuleformet partikkel med tetthet som vann og med samme fallhastighet som den aktuelle partikkelen.

Partikler med diameter større enn $10 \mu\text{m}$ vil sedimentere raskt og avsettes relativt nær kilden. Dette vil gjelde for kullstøv fra avblåsing under transport og lagring. En vil her kunne få merkbar økning av støvfallet innenfor en radius på ca 1 km fra bearbeidings- og lagerplasser. Ved høy vindhastighet vil det belastede området strekke seg noe lenger ut enn 1 km.

De fleste partiklene som slippes ut med røykgassene (aske og sot), vil ha diameter vesentlig mindre enn $10 \mu\text{m}$, særlig der-

som elektrofilter er installert. Disse partiklene vil spres sammen med røykgassene som svevestøv.

Den sekundære amerikanske grenseverdien for svevestøv er

60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ geometrisk middel over 1 år
150 " over 24 timer.

Det er svært lite sannsynlig at svevestøvkonsentrasjonen fra et varmekraftverk noe sted vil være høyere enn dette, sannsynligvis vil den være vesentlig lavere.

Fra kullfyrte kraftverk i USA er det konstatert at partikler med små mengder radioaktive isotoper, bl.a. radium-226 og thorium-228 slippes ut til atmosfæren. Disse isotopene har lang halveringstid, henholdsvis 1620 år og 1.9 år.

Partikler som slippes ut med røykgassene, kan inneholde metaller som er skadelige. Enkelte metaller kan også foreligge i gassform. Konsentrasjonen i atmosfæren vil være avhengig av utskillingsgraden i partikkelfilteret og av brenselets sammensetning.

Fra kullfyrte kraftverk har oppmerksomheten særlig vært rettet mot kadmium og kvikksølv som begge akkumuleres i næringskjeden. Kvikksølv slippes ut hovedsakelig i gassform. Fra oljefyrte kraftverk kan utslippene av nikkel og vanadium gi problemer.

Vanadium avsatt på marken virker inn på plantevekst ved at plantenes opptak av fosfor blir hemmet. Dette har vært observert omkring et oljefyrt kraftverk i Sverige.

Både for kvikksølv og nikkel gjelder at virkningen på miljøet øker hvis en i tillegg har forsureffekter, det vil si nedfall av svovelsyre og andre sure komponenter. Dette vil være tilfellet omkring de fleste kull- og oljefyrte kraftverk.

2.5 Organiske stoffer

Fra enhver forbrenning av fossilt brensel forekommer små mengder organiske stoffer, bl.a. uforbrente og delvis oksyderte hydrokarboner. Karbonmonoksyd dannes ogs. Organiske stoffer kan sammen med nitrogenoksyder delta i dannelsen av fotokjemiske oksydanter, men i røykfanen fra et varmekraftverk vil konsentrasjonen av organiske stoffer være for lav til at oksydanter kan dannes. Som tidligere nevnt kan imidlertid fotokjemiske oksydanter dannes hvis tilstrekkelige mengder av organiske stoffer blir tilført fra andre kilder, f.eks ved at røyken fra et varmekraftverk passerer over større by- og industriområder.

Fra kull- og oljefyrte kraftverk slippes det også ut hydrokarboner som kan være kreftfremkallende, nemlig polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Det er usikkerhet med hensyn til utslippsmengder og miljøeffekter av disse stoffene (25).

3 REFERANSELISTE

- (1) Smith, M. Recommended guide for the prediction of the dispersion of air-borne effluents. New York, American Society of Mechanical Engineers, 1968.
- (2) Briggs, G.A. Chimney plumes in neutral and stable surroundings. *Atmos. Environ.* 6, 507-510 (1972).
- (3) Bringfelt, B. Plume rise measurements at industrial chimneys. *Atmos. Environ.* 2, 575-598 (1968).
- (4) Hoven, I. van der Atmospheric transport and diffusion at coastal sites. *Nucl. Safety* 8, 490-499 (1967).
- (5) Environmental protection agency sets national air quality standards. *J. Air Poll. Contr. Ass.* 21, 352-353 (1971).

- (6) VDI - Richtlinie maximale immisionsverte - Schwefeldioxid - zum Scutze der Vegetation s. 1-16 (1974). Gjengitt i *AMBIO* 5, 217 (1976).
- (7) Impact of acid recipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. Ås 1976. (SNSF-prosjektet. FR 6/76).
- (8) Overrein, L.N. Sulphur pollution patterns observed; leaching of calcium in forest soil determined. *AMBIO* 1, 145-147 (1972).
- (9) Skre, O. Sur nedbør. Oslo, Norges Naturvernforbund 1971.
- (10) Air pollution across national boundaries. The impact on the environment of sulfur in air and precipitation. Sweden's case study for the United Nations conference on the human environment. Stockholm, Nordstedt, 1971.
- (11) Malmer, N. Om effekterna på vatten, mark och vegetation av Ökad svaveltilførsel från atmosfären. Stockholm 1973. (Statens Naturvårdsverk. PM 402).
- (12) Henriksen, A. Regresjonsanalyse av pH- og hardhets observasjoner i Sørlandselver. *Vann*, 7, 68-76 (1972).
- (13) Fimreite, N. Sur nedbørs virkning på skogsfugl. Ås 1976. (SNSF-prosjektet. IR 28/76).
- (14) Rosenqvist, I.Th Et bidrag til analyse av geologiske materialers bufferegenskaper mot sterke syrer i nedbørsvann. Oslo, Norges Almenvitenskapelige Forskningsråd, 1976.

- (15) Sur nedbør og noene alternative kilder som årsak til forsuring av vassdrag. Ås 1977. (SNSF-prosjektet).
- (16) Granat, L.
Rodhe, H. A study of fallout by precipitation around an oil-fired power plant. *Atmos. Environ.* 7, 781-792 (1973).
- (17) Högström, U. Wet fallout of sulfurous pollutants emitted from a city during rain or snow. *Atmos. Environ.* 8, 1291-1303 (1974).
- (18) Haagenrud, S.E. Korrosjon forårsaket av luftbårne utslipp fra et varmekraftverk. Kjeller 1973. (NILU OR 70/73).
- (19) Odén, S. Aspects of the atmospheric corrosion climate. Stockholm 1965. (IVA:s korrosjonsnämnd. Bulletin nr 45.)
- (20) Schikorr, G. Korrosionsverhalten von Zink und Zinküberzügen an der Atmosphäre. *Werkst. Korros.* 15, 537-543 (1964).
- (21) Barton, K.
Bartonova, Z. Auswertung dreijähriger atmosphärischer Korrosionsversuche mit Eisen, Kupfer und Zink auf tschechoslowakischen Prüfstationen. *Werkst. Korros.* 20, 87-93 (1969).
- (22) Pourbaix, M. Atlas for electrochemical equilibria in aqueous solutions. Oxford, Pergamon Press, 1966.
- (23) Barrett, L.B.
Waddall, T.E. Cost of air pollution damage: A status report. Research Triangle Park, North Carolina, Environmental Protection Agency, 1973 (Publication AP 85.)

- (24) Determination of the feasibility of ozone formation in power plant plumes. EA-307. Palo Alto, California, Electric Power Research Institute, 1976.
- (25) Miljöeffekter och risker vid utnyttjande av energi. Stockholm, Energikommisionen, 1977.

OM UTSLIPP, SPREDNING OG AVSETNING AV TOKSISKE METALLER FRA KULL- OG OLJEFYRTE KRAFTVERK

1 INNLEDNING

De stoffene som har fått størst oppmerksomhet i samband med utslipp til luft fra kraftverk med fossilt brensel, er utvilsomt svoveldioksyd og nitrogenoksyder. Det er imidlertid velkjent at olje og i særlig grad kull inneholder små mengder av andre elementer, både metaller og ikke-metaller. Fellesbetegnelsen "tungmetaller" er ofte brukt på endel av disse stoffene. Betegnelsen er imidlertid ikke særlig dekkende, fordi flere av stoffene ikke er "tunge" (f.eks. er beryllium et "lettmetall"), og andre (f.eks. arsen) ikke er metaller.

En har ikke funnet en god fellesbetegnelse på de stoffene som diskuteres her. Et alternativ er "toksiske, uorganiske sporstoffer", men heller ikke den er dekkende fordi enkelte metaller også kan være organisk bundet, f.eks. metylkvikksølv.

En har valgt å bruke betegnelsen "toksiske metaller". I tillegg har en tatt med arsen, selen og halogener (bl.a. klor) som ikke er metaller. Elementenes kjemiske egenskaper gjør at de kan forårsake uheldige funksjonsendringer hos levende organismer selv ved svært lave konsentrasjoner, men samtidig er flere av dem nødvendige for de samme organismene i enda mindre mengder.

Det understrekes at dette notatet er svært kortfattet. Utslipp, spredning og avsetning av disse stoffene er et stort og komplisert emne som muligens ennå ikke har fått den oppmerksomhet i litteraturen som det har krav på.

2 UTSLIPP

Både kull og olje inneholder små mengder av en rekke elementer. Av stoffer som særlig har vært diskutert i samband med oljefyrte kraftverk, er nikkel (Ni) og vanadium (V). Fra kullfyrte kraftverk har blant annet følgende stoffer fått oppmerksomhet: arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), antimon (Sb), scandium (Sc), selen (Se), sink (Zn) og halogener (1).

Nye varmekraftverk er i dag ofte utstyrt med elektrofilter, og dette kan ha en total virkningsgrad på 90-99.5%. Imidlertid varierer elektrofiltrets effektivitet med partikkelstørrelsen. Klein et al. (2) har rapportert en virkningsgrad på 80-85% for partikler med diameter 0.1-0.5 μm , mens den totale virkningsgraden var 99.5%.

Under og etter forbrenningen fordeler elementene seg på de ulike størrelseskategorier av partikler avhengig av elementenes fysiske og kjemiske egenskaper.

De mest flyktige elementene fordamper og forblir i hovedsak i gassfasen. Dette gjelder kvikksølv og halogenene, og i noen grad selen; disse vil ikke oppfanges av et elektrofilter. Forbindelser som er noe mindre flyktige vil fordampe i forbrenningssonen, men raskt kondensere når temperaturen synker etter forbrenningen. De vil da "anrikes" på de minste partiklene fordi disse har størst overflate pr vektenhet. Dette gjelder blant annet arsen, kadmium, kopper, bly, antimon, selen (delvis) og sink. Disse slipper derfor lettere gjennom et elektrofilter enn de øvrige stoffene.

Hvilke utslipp en kan regne med fra et olje- eller kullfyrte kraftverk, vil avhenge sterkt av råstoffets sammensetning, som kan variere innen vide grenser. Løvblad & Grennfelt (1) har estimert utslipp ved et kullforbruk på 5 millioner tonn pr. år, vesentlig basert på utslippsdata fra et moderne,

kullfyrt kraftverk i USA, Allen Steam Plant i Tennessee (2). I tabell 1 har en gitt tilsvarende utslippstall for noen stoffer ved et forbruk på 2 millioner tonn kull, dvs det som forbrukes av et 1000 MWe varmekraftverk med lastfaktor 0.75. Det understrekes at disse tallene bare gir en indikasjon på størrelsesordenen. Tallene er derfor bare gitt med ett gjeldende siffer. I tabell 2 er gitt tilsvarende tall for et oljefyrt kraftverk.

Tabell 1: Størrelsesorden for utslipp av endel elementer fra et kullfyrt kraftverk utstyrt med elektrofilter og med forbruk 2 millioner tonn kull pr år (1).

Element	Utslipp kg/år
Arsen (As)	200
Brom (Br)	7000
Kadmium (Cd)	20
Klor (Cl)	1 000 000
Krom (Cr)	400
Kopper (Cu)	900
Jern (Fe)	300 000
Kvikksølv (Hg)	700
Nikkel (Ni)	2000
Antimon (Sb)	100
Scandium (Sc)	100
Selen (Se)	800
Vanadium (V)	400
Sink (Zn)	600

Tabell 2: Størrelsesorden for utslipp av noen elementer fra et oljefyrt kraftverk uten elektrofilter og med forbruk 1.4 millioner tonn olje pr år. (3).

Element	Utlipp kg/år
Nikkel (Ni)	10 000
Bly (Pb)	800
Vanadium (V)	50 000
Sink (Zn)	800

En har antatt at kullkraftverket er utstyrt med elektrofilter, mens oljekraftverket ikke er det. En slik antakelse får selv sagt store konsekvenser for utslippets størrelse. Dersom også oljekraftverk tenkes utstyrt med elektrofilter, vil utslippene i tabell 2 kunne reduseres atskillig.

Dersom et kraftverk tenkes utstyrt med sjøvannsvasker for fjerning av svoveldioksyd, vil partikkelutslippet reduseres ytterligere. En sjøvannsvasker kan fjerne inntil 15-20% av de partiklene som går gjennom et elektrofilter (4). En kjenner ikke til i hvilken grad elementene i gassfase (kvikksølv, selen, halogener) absorberes i en sjøvannsvasker; dette er et viktig punkt som må avklares nærmere.

3 SPREDNING OG AVSETNING

3.1 Generelt for gasser og partikler

I likhet med gasser vil partikler i atmosfæren spres avhengig av luftas turbulente tilstand. Store partikler vil sedimentere relativt raskt, mens svært små partikler etterhvert vil koagulere, dvs. kombineres med andre små partikler og danne større. En viss tid etter utslippet viser målinger at de fleste gjenværende partiklene har en diameter på 0.1-1 μm . Innenfor de

nærmeste km fra utslippet vil en i tillegg ha større partikler (diameter 1-50 μm).

I fuktig vær kan partiklene opptre som kondensasjonskjerner. Hygroskopiske partikler vil da vokse raskt og partikkeldiameteren kan lett øke med en faktor 10, noe som vil øke avsetningen vesentlig.

Hvor raskt store partikler sedimenterer, kan følgende enkle regnestykke gi en indikasjon på. En partikkel med 10 μm diameter har under idealiserte forhold en fallhastighet på ca 1 cm/s. Hvis en antar et 100 m høyt utslipp og en vindhastighet på 2 m/s, vil partikkelen avsettes 20 km fra kilden.

Avsetning på bakke, vegetasjon etc. beregnes ofte ved å bruke følgende enkle ligning:

$$D = v_d \cdot c \quad (1)$$

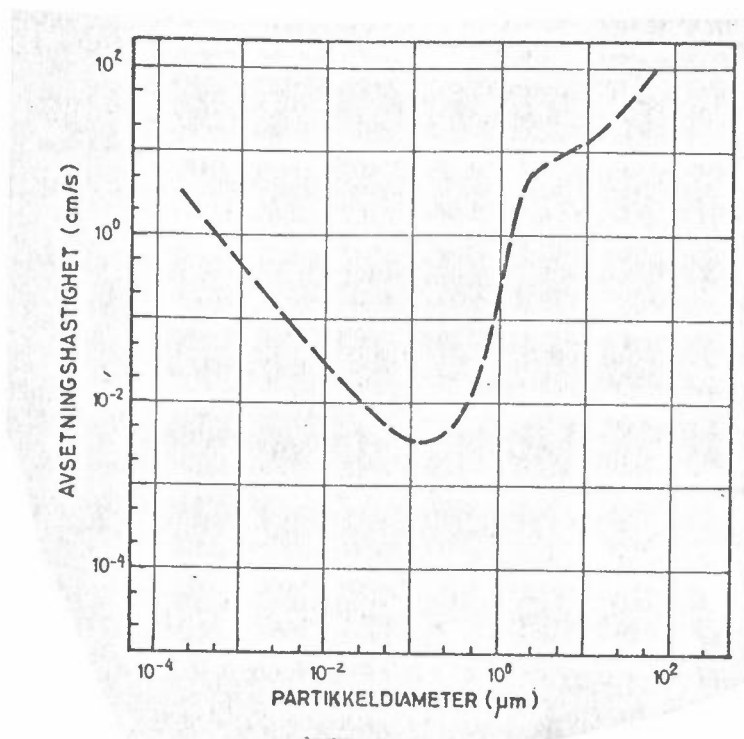
der v_d er en avsetningshastighet (cm/s) og c er forurensningskonsentrasjonen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Derved blir D en fluks med benevnelse masse pr tids- og flateenhet.

I figur 1 (5) er det vist hvordan avsetningshastigheten på en jevn overflate varierer med partikkelstørrelsen. Figuren viser at avsetningshastigheten er minst ved en diameter på ca 0.1 μm , og at avsetningshastigheten varierer særlig sterkt med partikkeldiameterer omkring 1 μm . Kurven i figur 1 er delvis empirisk og representerer en kombinasjon av flere avsetningsmekanismer.

For avsetning av sulfatpartikler er det vanlig å bruke $v_d = 0.1-0.3$ cm/s. Ligning (1) kan også brukes for gasser, og for svoveldioksyd er det vanlig å bruke $v_d = 0.8$ cm/s (6).

En annen viktig side ved partikkelavsetning på ulike "gjenstander" (bakke, vegetasjon etc.) er egenskapene til gjenstandenes overflate. Bare en viss del av de partiklene som treffer en gjenstand, vil bli sittende fast. For partikler er

gjenstandens "klebrighet" av betydning, mens for gasser er det bindinger mellom gassen og overflaten (fysikalsk adsorpsjon, kjemisorpsjon) som er avgjørende.



Figur 1: Avsetningshastighet (v_d) som funksjon av partikkeldiameter (Slim, 5).

Når en beregner maksimale konsentrasjoner av f.eks. svovel-
dioksyd, er det vanlig å anta full refleksjon fra bakken, dvs.
alt som måtte bli avsatt blir re-emittert umiddelbart.
At en likevel opererer med en avsetningshastighet for SO_2 kan
synes inkonsekvent. Imidlertid blir feilen liten fordi tørrav-
setningen av gasser og små partikler fra en høy punktkilde
(f.eks. et kraftverk) vil være en liten del av utslippet,
mindre enn 10% innenfor de nærmeste 10-20 km.

Ved nedbør er forholdene annerledes; da kan en vanligvis
regne at alt blir avsatt innenfor de nærmeste 100 km.

3.2 Avsetning av kvikksølv

Kvikksølv slippes ut fra kullkraftverk hovedsakelig i gassform; en regner at 90-100% foreligger i gassfase, mens resten er bundet til små partikler.

Av det gassformige kvikksølv foreligger ca halvparten i elementær form, ca en fjerdedel av uorganisk bundet (to-verdige kvikksølvsalter) og ca en fjerdedel er organisk bundet (vesentlig metylkvikksølv).

Målinger bl.a. fra Sverige indikerer at kvikksølv som er avsatt på bakken, lett re-emitteres. Spredningsberegninger og målinger omkring svenske kloralkalifabriker indikerer at ca 80% av avsatt kvikksølv blir re-emittert (7).

Denne re-emisjonen er avhengig av flere faktorer. Her skal nevnes to:

- overflatens biologiske aktivitet
- temperatur

Disse to faktorene er også innbyrdes koplet, idet den biologiske aktiviteten øker med økende temperatur.

Målinger av kvikksølv i luft viser gjennomgående høyere verdier for Skåne (intensivt jordbruk) enn for Småland (vesentlig skogbruk). Høy biologisk aktivitet synes å gi høy re-emisjon av kvikksølv (7).

Gassformig kvikksølv bindes primært til overflaten ved fysisk eller kjemisk adsorpsjon. Økende temperatur svekker denne adsorpsjonen, og derfor øker re-emisjonen av kvikksølv ved økende temperatur.

Johnson & Braman (8) hevder at kvikksølv også kan re-emitteres fra vannflater. Dette gjelder både uorganisk og organisk bundet kvikksølv.

Teoretiske beregninger fra Sverige (9) tyder på at opptak av metylkvikksølv i vann er avhengig av pH. Det er beregnet at konsentrasjonen av metylkvikksølv i vann er fire ganger så høy ved pH = 4 som ved pH = 7, hvis en antar likevekt med gitt konsentrasjon i luft.

4 BAKKEKONSENTRASJONER

Ved å anta at elementene i partikkelform spres i atmosfæren som gasser, kan en beregne bakkekonsentrasjoner på samme måte som for svoveldioksyd og nitrogenoksyder.

En har gått ut fra de spredningsforhold (vind- og stabilitetsdata) som er typiske for Oslofjord-området. I tabell 3 og 4 har en angitt maksimale korttids- og årsmiddelkonsentrasjoner. Korttidskonsentrasjonene er beregnet ut fra en situasjon der en stabil sjøbris instabiliseres nedenfra når luftmassene kommer inn over land. Konsentrasjonene er gitt med et gjeldende siffer i ng/m^3 (1 ng = 1/1000 μg).

I tabell 3 bør en merke seg den høye konsentrasjonen av klor ($80 \mu\text{g/m}^3$ som korttidsverid). Dette henger sammen med at kull vanligvis har et høyt klorinnhold, inntil 1000 ppm (10), samt at klor slippes ut i gassfase. Det er rimelig å anta at klor i hovedsak vil foreligge som saltsyregass (HCl).

Tabell 3: Maksimale konsentrasjoner (korttids- og år) for endel elementer fra et 1000 MWe kullfyrt kraftverk med lastfaktor 0.75, utstyrt med elektrofilter.

Element		Maksimale konsentrasjoner (ng/m ³)	
		Korttids-	År
Arsen	(As)	20	0.2
Brom	(Br)	600	5
Kadmium	(Cd)	2	0.02
Klor	(Cl)	80 000	600
Krom	(Cr)	30	0.2
Kopper	(Cu)	70	0.6
Jern	(Fe)	20 000	200
Kvikksølv	(Hg)	60	0.5
Nikkel	(Ni)	200	2
Antimon	(Sb)	8	0.06
Scandium	(Sc)	8	0.06
Selen	(Se)	70	0.5
Vanadium	(V)	30	0.2
Sink	(Zn)	50	0.4

Tabell 4: Maksimale konsentrasjoner (korttids- og år) for endel elementer fra et 1000 MWe oljefyrt kraftverk med lastfaktor 0.75, uten elektrofilter.

Element		Maksimale konsentrasjoner (ng/m ³)	
		Korttids-	År
Nikkel	(Ni)	800	6
Bly	(Pb)	70	0.6
Vanadium	(V)	4000	30
Sink	(Zn)	70	0.5

I Sovjetunionen brukes en maksimalverdi på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for HCl (11).

Den beregnete korttidskonsentrasjonen av kvikksølv, $60 \text{ ng}/\text{m}^3$, samsvarer rimelig godt med beregninger foretatt for Allen-kraftverket i USA (12).

En kjenner ikke til at de beregnete konsentrasjonene overstiger noen av de svært få foreliggende grenseverdier for metaller i atmosfæren. Imidlertid er det økende bekymring for akkumulering av toksiske metaller i naturmiljøet, slik at en ikke kan se bort fra at de beregnete konsentrasjonene i framtida blir ansett for å være for høye.

En har ikke her gjort forsøk på å beregne avsetning av metaller omkring et kraftverk. Til dette er datagrunnlaget for spinkelt. Særlig er det nødvendig å kjenne den nøyaktige mengde og partikkelstørrelsesfordeling i utslippet for hver element. Av figur 1 ser en at avsetningshastigheten øker med en faktor på 1000 når partikkeldiameteren øker fra $0.5 \mu\text{m}$ til $5 \mu\text{m}$. En feil i størrelsesfordelingen gir derfor en stor feil i den beregnete avsetningen.

Persson (13) har beregnet total partikkelavsetning fra et kullfyrt kraftverk under idealiserte forhold. Mellom 5 og 15% av utslippet ble avsatt innenfor 15 km avstand fra verket under oppholdsvær, når en antok at alle partiklene i utslippet hadde diameter $0.1\text{-}1 \mu\text{m}$. Innenfor de nærmeste 5 km varierte avsetningen sterkt avhengig av den skorsteinshøyden en brukte ved beregningene.

5 KONKLUSJON

Ved kullforbrenning har særlig følgende toksiske metaller betydning: arsen, kadmium, krom, kopper, kvikksølv, antimon, scandium, selen, sink og halogener; ved forbrenning av olje er

særlig nikkel og vanadium viktige.

Under forbrenningen vil enkelte stoffer fordampe og siden være i gassfase. Dette gjelder særlig kvikksølv, selen og halogener.

Andre stoffer vil fordampe, men seinere kondensere og anrikes på små partikler. Dette gjelder blant annet arsen, kadmium, bly, antimon og sink.

Et elektrofilter med høy total virkningsgrad (99.5%) kan ha lavere virkningsgrad (80-90%) for partikler med diameter 0.1 - 0.5 μm .

Avsetningen av toksiske metaller er svært avhengig av partikkeldiameteren. Ved beregninger av spredning innenfor de nærmeste km fra utslippet er det vanlig å forutsette at partikler med diameter mindre enn ca 5 μm spres som gasser.

Kvikksølv kan re-emitteres fra bakken, og denne re-emisjonen er blant annet avhengig av overflatens biologiske aktivitet og av temperaturen. Re-emisjon synes også å kunne skje fra vannflater.

Det er vanlig å regne med at partikler som slippes ut under nedbør, avsettes innenfor de nærmeste 100 km fra verket. Svenske beregninger indikerer at i oppholdsvær kan 5-15% avsettes innenfor de nærmeste 15 km. Generelt transporteres forurensningene lenger i oppholdsvær enn under nedbør.

6 REFERANSELISTE

- (1) Lövblad, G.
Grennfelt, P. Tungmetaller och andra spårämnen i stenkol samt emissioner till luft av dessa ämnen vid kolförbränning - En litteraturstudie. Göteborg, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, 1977. (IVL B 345).
- (2) Klein, D.H. et al. Pathways of thirty-seven trace elements through coal-fired power plant. *Environ. Sci. Technol.* 9, 973-979 (1975).
- (3) Andersson, G.
Grennfelt, P. Determination of heavy metals in fuel oils and an estimation of the emissions from oil combustion. Göteborg, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, 1973. (IVL B 138).
- (4) Tokerud, A. Norsk Viftefabrikk A/S. Meddelelse 15.3.1977.
- (5) Slinn, G.N. Some approximations for the wet and dry removal of particles and gases from the atmosphere. I: *The first international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem. Proceedings.* Columbu, Ohio, 1975, s. 878.
- (6) Organisation for Economic Co-operation and Development The OECD programme on long range transport of air pollutants. Paris, OECD, 1977.
- (7) Svedung, I. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning. Meddelelse 27.10.1977.
- (8) Johnson, D.L.
Braman, R.S. Distribution of atmospheric mercury species near ground. *Environ Sci. Technol* 8, 1003-1009 (1974).

- (9) Brosset, C.
Svedung, I. Preliminary study of the possibility of a relationship between high acidity in lakes and high mercury content in their fish populations.
Göteborg, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, 1973.
(IVL B 378).
- (10) Ondov, J.M. et al Elemental concentrations in the National Bureau of Standards environmental coal and fly ash standard reference materials.
Anal. Chem. 47, 1102-1109 (1975).
- (11) Institutet för vatten- och luftvårdsforskning Hygieniska gränsvärden för projektering av industriföretag i Sovjetunionen.
Göteborg 1971.
- (12) Bolton, N.E. et al Trace element measurements at the coal-fired Allen steam plant. Progress Report February 1973 - July 1973.
Oak Ridge, Oak Ridge National Laboratory, 1974.
(ORNL-NSF-EP-62).
- (13) Persson, C. Beräkningar av partikkeldepositionen runt ett koleldat kraftverk.
Norrköping, Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, 1977.

SPREDNINGSFORHOLD LANGS KYSTEN AV VESTLANDET

1 INNLEDNING

Dette notatet gir en vurdering av meteorologiske forhold som har betydning for spredning av luftforurensninger, på forskjellige steder langs kysten av Vestlandet, dvs fra Lindesnes til Trondheimsfjorden. En har bare undersøkt om det er systematiske forskjeller langs kysten av Vestlandet, uten å sammenligne med meteorologiske forhold i andre deler av landet.

Med de kompliserte topografiske forhold en har på Vestlandet, og med den store betydning topografien har for spredningsforholdene, må en slik vurdering nødvendigvis bli lite detaljert.

En har i stor utstrekning benyttet de av Meteorologisk institutts værstasjoner som ligger på fyr. Disse er vanligvis lite influert av rent lokale forhold. Når en kommer nærmere kysten og inn på fastlandet, få de topografiske forhold større betydning, f.eks. ved kanalisering av vinden langs fjord- eller dal-akser. Det er derfor en rekke steder på Vestlandet som ikke vil passe inn i det generelle bildet som er skissert her.

2 VINDRETNING OG VINDSTYRKE

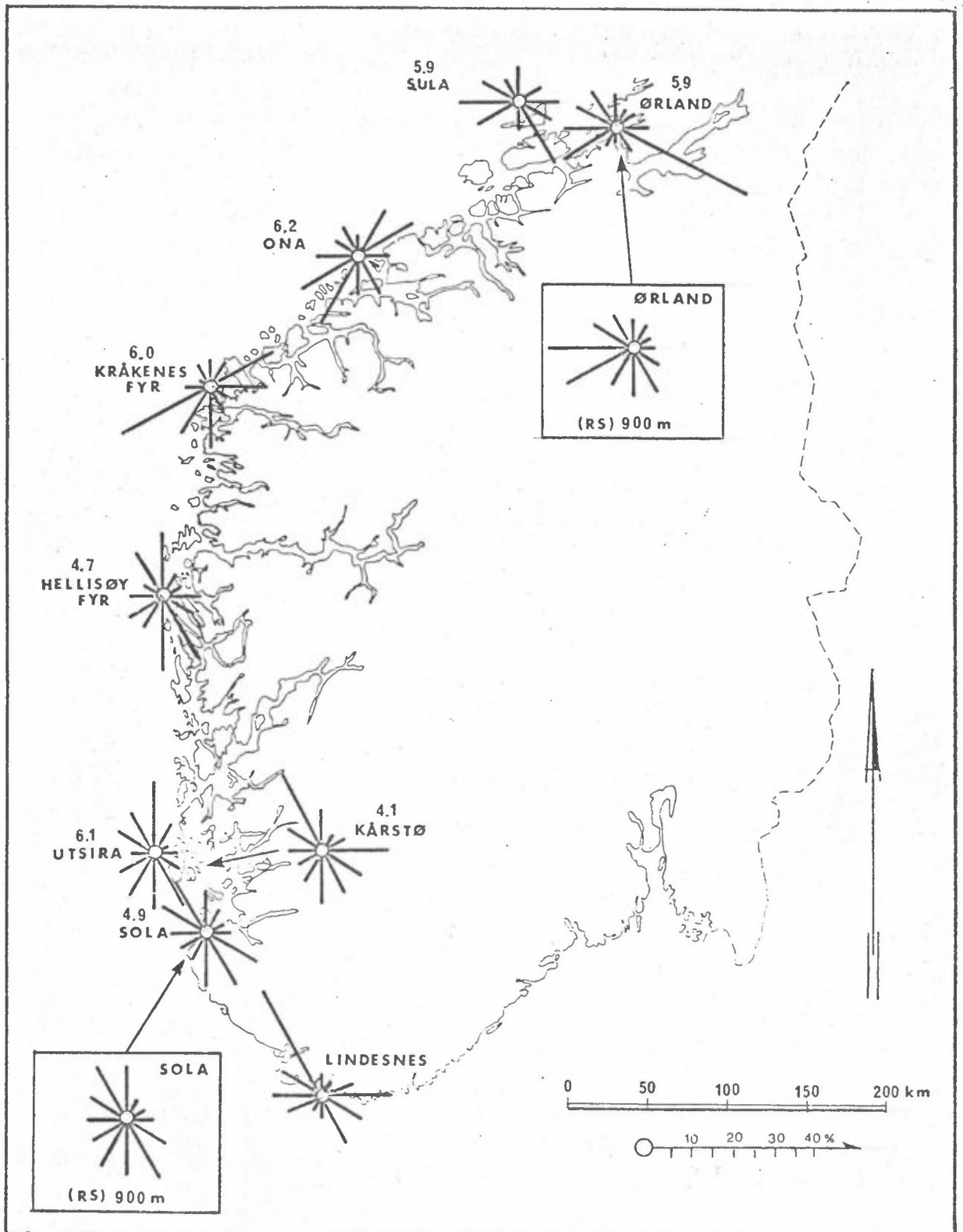
På figur 1 er vist hyppigheten av de forskjellige vindretninger (vindroser) på stasjonene: Lindesnes, Sola, Utsira, Hellisøy Fyr, Kråkenes Fyr, Ona, Sula Fyr og Ørland. Vindretningsfordelingene representerer et middel for hele året basert på observasjoner ca 10 m over bakken kl. 07, 13 og 19 i perioden 1956-65 (1).

Hovedvindretningene for vinden 10 m over bakken (bakkevinden) er stort sett parallelle med kystlinjen; dvs for strekningen fra Jæren til Stad er sørlig og nordlig vind hyppigst, mens sørvestlige og nordøstlige vinder forekommer oftest fra Stad til Trondheimsfjorden. Den årlige variasjon i vindretningsfordelingen er også tilnærmet den samme langs hele kysten av Vestlandet; om sommeren er nordlig vind (nordøstlig langs Møre-kysten) dominerende, og om vinteren er sørlig vind (sørvestlig langs Møre-kysten) fremherskende.

Normalt vil vindretningen dreie mot høyre med økende høyde over bakken, dvs sørlig vind vil dreie mer sørvestlig når en kommer noen hundre meter over bakken. Hvor sterk vinddreiningen er, avhenger bl.a. av underlagets ruhet. Typiske verdier er $10-40^{\circ}$. Utslipp fra en skorstein med effektiv utslippshøyde 100-300 m vil derfor ofte påvirkes av en vindretning som er noe dreiet i forhold til bakkevinden.

Til sammenligning har en derfor også gitt vindrosene 900 m over bakken fra de to radiosonde-stasjonene i det aktuelle området, Sola og Ørland (figur 1). Disse vindrosene er basert på observasjoner ca kl 00 og 12 fra perioden 1970-74, dvs perioden og observasjonstidspunktene er ikke de samme som for bakkevindrosene.

For Sola viser vindrosene forholdsvis god overenstemmelse mellom 900 m-vinden og bakkevinden, men 900 m-vindrosen er litt dreiet i forhold til bakkevinden. En har ikke undersøkt hvorvidt de små forskjellene skyldes avvikende observasjonstidspunkter og tidsrom. Vindrosen for 900 m fra Sola viser imidlertid at det er rimelig å anta at de angitte bakkevindrosene i store trekk er representative for vurdering av spredning av luftforurensninger fra et varmekraftverk.



Figur 1: Vindroser (årsmiddel for perioden 1956-65) for en del vær-
stasjoner langs Vestlands-kysten, samt for 900 m over bakken
for radiosonde-stasjonene (RS) Sola og Ørland. For en del
av stasjonene er det også angitt gjennomsnittelig vind-
hastighet (m/s).

For Ørland er det store forskjeller mellom 900 m og bakken. Bakkevind fra øst-sørøst forekommer i ca 30% av tiden, mens den tilsvarende retning i 900 m forekommer ca 5%. Denne forskjellen skyldes ikke avvikende observasjonstidspunkt og perioder, men at bakkevinden på Ørland er sterkt påvirket av vind ut Trondheimsfjorden (særlig fremtredende om vinteren). Det er også en del forskjeller mellom 900 m-vindrosen for Ørland og bakkevindrosene for kyststasjonene, men disse forskjellene kan skyldes at de gjelder forskjellige tidsrom. Vindrosene for Ørland viser imidlertid at bruk av bakkevinden ved vurdering av høye utslipp enkelte steder kan gi vesentlige feil.

Middelvindstyrken for de utvalgte stasjonene (figur 1) varierer mellom 4.7 og 6.2 m/s (2). Det er således ingen store, systematiske forskjeller i vindhastighet langs kysten av Vestlandet. Middelvindhastigheten er størst om vinteren og noe lavere om sommeren.

3 STABILITET

Direkte observasjon av temperaturvariasjonen med høyden, som brukes som et mål for atmosfærens blandingssevne (stabilitet), foretas bare ved radiosonde-stasjoner. For perioden 1970-74 viser temperaturgradienten i det nærmeste sjiktet at det er forholdsvis liten forskjell i stabilitetsfordelingen for Sola og Ørland. Den viktigste forskjellen er at på sommerdager er det større hyppighet av instabile situasjoner på Sola enn på Ørland, mens det på vinterdager oftere er inversjon på Ørland enn på Sola (3). På grunn av manglende data er det ikke mulig å si hvor representative disse stasjonene er for den mellomliggende delen av kysten. Det er imidlertid viktig å påpeke at en må vente at stabiliteten endres når en kommer inn over land, og at lokale forhold vil påvirke stabiliteten i sjiktet nær bakken.

4 REPRESENTATIVITETEN AV KARMØY-ALTERNATIVET

Ved vurderinger av lokaliseringalternativer for varmekraftverk på Vestlandet er området Karmøy/Kårstø mest undersøkt. I spredningsberegninger er det vesentlig NILUs vind- og stabilitetsdata fra Kårstø som har vært benyttet (4). Vindrosen for ett års målinger (april 75-mars 76) 40 m over bakken er vist på figur 1. Fordi denne stasjonen ligger et stykke inn fra kysten, er det høyere frekvens av fralands- og pålandsvind enn på fyrstasjonene. Middelvindhastigheten i 10 m er dessuten noe lavere enn på fyrstasjonene.

Beregnet årsmiddelkonsentrasjon av luftforurensninger fra et varmekraftverk vil i stor grad avhenge av vindretningsfordelingen. Vindforholdene langs Vestlands-kysten er imidlertid såvidt like at beregningene fra Karmøy/Kårstø kan ansees som representative for de fleste steder langs kysten, men beliggenheten av maksimalverdiene vil dreies i forhold til utslippsstedet, avhengig av hovedvindretningene. For steder med sterk kanalisering av vinden kan maksimal årsmiddelkonsentrasjon bli høyere enn ved Karmøy/Kårstø.

5 SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Vindforholdene langs Vestlands-kysten er vurdert på grunnlag av data fra Meteorologisk institutts værstasjoner. Det er hovedsakelig benyttet fyrstasjoner som er lite påvirket av rent lokale forhold. Hovedretningene for bakkevinden er i store trekk parallelle med kysten, dvs nordlig og sørlig vind er dominerende på strekningen Jæren - Stad, mens nordøstlig og sørvestlig vind er dominerende langs Møre-kysten. Det er ingen systematiske forskjeller i middelvindhastigheten langs kysten.

Det foreligger ikke tilstrekkelige data for å vurdere eventuelle forskjeller i stabilitetsforhold. De sparsomme data som foreligger, tyder ikke på at det er store systematiske forskjeller.

Beregnet årsmiddelkonsentrasjon av luftforurensninger fra et varmekraftverk vil i stor grad avhenge av vindretningsfordelingen. Vindforholdene langs Vestlands-kysten er imidlertid såvidt ensartet at beregningene som tidligere er utført for området Karmøy/Kårstø, kan anses som representative for de fleste steder langs kysten, men beliggenheten av maksimalverdiene vil dreies i forhold til utslippsstedet, avhengig av hovedvindretningene.

En har vurdert vindforholdene ytterst langs kysten. Når en kommer inn på fastlandet, vil forholdene oftest modifiseres vesentlig av lokale forhold, f.eks. ved kanalisering av vinden langs fjord- og dalakser. For en mer detaljert beskrivelse av spredningsforholdene må derfor hvert lokaliseringsalternativ vurderes særskilt.

6 REFERANSELISTE

- (1) Johannessen, T.W.
Håland, L. Standard normals 1931-60 of monthly wind summaries for Norway. Oslo, Meteorologisk institutt, 1969.
- (2) Johannessen, T.W. Monthly frequencies of concurrent wind forces and wind directions in Norway. Oslo, Meteorologisk institutt, 1960.
- (3) Pedersen, J.E. En undersøkelse av stabilitetsforholdene mellom bakken og 700 mb ved fire radiosonde-stasjoner perioden 1970-74. Hovedfagsoppgave i geofysikk. Oslo, Universitetet i Oslo, 1977.
- (4) Sivertsen, B. Virkninger av luftforurensninger fra et oljefyrt varmekraftverk (Østlandet-Rogaland-Sørlandet). Kjeller 1976. (NILU OR 1/76).

SAMMENLIKNING MELLOM KULL-, OLJE- OG GASSKRAFT,
INNVIRKNING AV LOKALISERING

1 INNLEDNING

Hensikten med dette notatet er å undersøke i hvilken grad en sammenlikning mellom kull-, olje- og gasskraft influeres av hvor sammenlikningen foretas. En har ikke behandlet spørsmålet om hvor et eventuelt kraftverk vil forårsake minst ulemper, heller ikke om f.eks. et kullfyrt kraftverk på Vestlandet er "bedre" eller "verre" enn et oljefyrt kraftverk på Østlandet. Det som har vært vurdert er derimot om forskjellen, i luftforurensningssammenheng, mellom kull-, olje- og gasskraft er avhengig av om sammenlikningen foretas for Østlandet eller Vestlandet.

Sagt på en tungvint, men antakelig preis måte har en forsøkt å "sammenlikne sammenlikningen mellom kull-, olje- og gasskraft mellom Østlandet og Vestlandet".

Det sier seg sjøl at en slik sammenlikning bare gir en del av det totale bildet. Til slutt må oppgaven gå ut på å velge den kombinasjon av lokaliseringssted og brenseltype som gir de største fordelene, eventuelt de minste ulempene, ut fra tekniske, økonomiske, sosiale og miljøvernmessige hensyn, dvs ut fra en total politisk vurdering.

Opgaven som er stilt i dette notatet forsøkes besvart på følgende måte: En betrakter endel effekter, dvs virkninger av luftforurensninger, ut fra forskjellige vurderingsfaktorer, dvs forhold angående natur, folketetthet etc., som er forskjellige for Østlandet og Vestlandet og som tenkes å ha innvirkning på effektene. Ved i tillegg å ta hensyn til utslippsmengdene fra kull-, olje- og gasskraftverk, prøver en å angi forskjellen mellom brenselsalternativene for de to områdene.

Som effekter har en valgt ut følgende:

- Direkte virkninger av svoveldioksyd, dvs sviskader på nyttevekster.
- Indirekte virkninger av svoveldioksyd, dvs forsurening av jordsmonn og vann.
- Korrosjon
- Dannelse av fotokjemiske oksydanter.
- Virkninger av toksiske metaller.

Følgende vurderingsfaktorer vil bli diskutert:

- Meteorologi (vind, stabilitet, nedbør)
- Topografi (land, hav)
- Vegetasjon og geologiske forhold
- Folketetthet
- Generelt luftforurensningsnivå

2 FORSKJELLER MELLOM ØSTLANDET OG VESTLANDET

I det følgende vil en for hver vurderingsfaktor diskutere de effektene der en kan regne med forskjeller mellom Østlandet og Vestlandet.

2.1 Meteorologi (vind, stabilitet, nedbør)

Vestlandet har gjennomsnittlig høyere vindhastighet og bedre spredningsforhold enn Østlandet. Dette fordeler forurensningene over et større område på Vestlandet, konsentrasjonen blir lavere i maksimumssonene, og sannsynligheten for at grenseverdier overskrides blir redusert.

Dette har særlig betydning for sviskader av SO_2 , og for andre effekter en regner som ikke-lineære, dvs at forurensninger under en viss grense forutsettes å kunne tolereres.

For korrosjon spiller spredningen mindre rolle. Her har en effekter også ved lave konsentrasjoner, og korrosjonshastigheten er beregnet å øke tilnærmet lineært med økende innhold av SO_2 . En må regne med at større nedbørmengde og -frekvens bidrar til at korrosjonshastigheten på Vestlandet naturlig er høyere enn på Østlandet.

En regner at under nedbør avsettes forurensningene innenfor ca 100 km fra kraftverket, mens transporten i oppholdsvær kan skje på langt større skala. Utvasking av forurensninger ved nedbør vil derfor bli større på Vestlandet fordi en der har høyere nedbørfrekvens.

2.2 Topografi (land, hav)

Frekvensen av fralandsvind er høyere de fleste steder på Vestlandet enn på Østlandet, og en mindre del av forurensningene vil derved avsettes på land. Dette har betydning for de stoffene en antar er uskadelige i havet, som f.eks. svoveldioksyd og nitrogenoksyder. Toksiske metaller må en anta er uønsket overalt, også i havet.

2.3 Vegetasjon og geologiske forhold

Innenfor de nærmeste km fra et kraftverk vil det antakelig være større arealer med skog- og jordbruk på Østlandet enn Vestlandet. Et kraftverk kan derfor potensielt skade størst arealer med nyttevekster på Østlandet. En må imidlertid ta forbehold om at dette kan være svært avhengig av hvor kraftverket tenkes plassert, idet det både på Vestlandet og Østlandet er distrikter hvor en har spesialisert planteproduksjon som kan være følsom for luftforurensninger.

En har idag merkbare forsureningseffekter (f.eks. fisketomme vatn) på Østlandet, og særlig er Østfold og Telemark påvirket. På Vestlandet er deler av Rogaland utsatt, mens effektene

lenger nord ser ut til å være svakere. Som nevnt vil utvaskingen ved nedbør være størst på Vestlandet på grunn av høyere nedbørfrekvens. Hvor et kraftverk vil bidra mest til forsureninger vil avhenge sterkt av de geologiske forholdene. En kan derfor vanskelig si generelt hvor forsurnings-effekten blir størst.

2.4 Folketetthet

Folketettheten på Vestlandet er generelt lavere enn på Østlandet. Dette har betydning når en vurderer helsevirkningen av et utslipp, som imidlertid ligger utenfor dette notatets ramme.

Folketettheten har også betydning for vurdering av korrosjon, fordi mengden av korrosjonsutsatte materialer (gjenstander, bygninger etc.) øker med økende folketetthet. Derfor kan et kraftverk på Vestlandet sannsynligvis gi mindre netto bidrag til korrosjonstap enn et kraftverk på Østlandet.

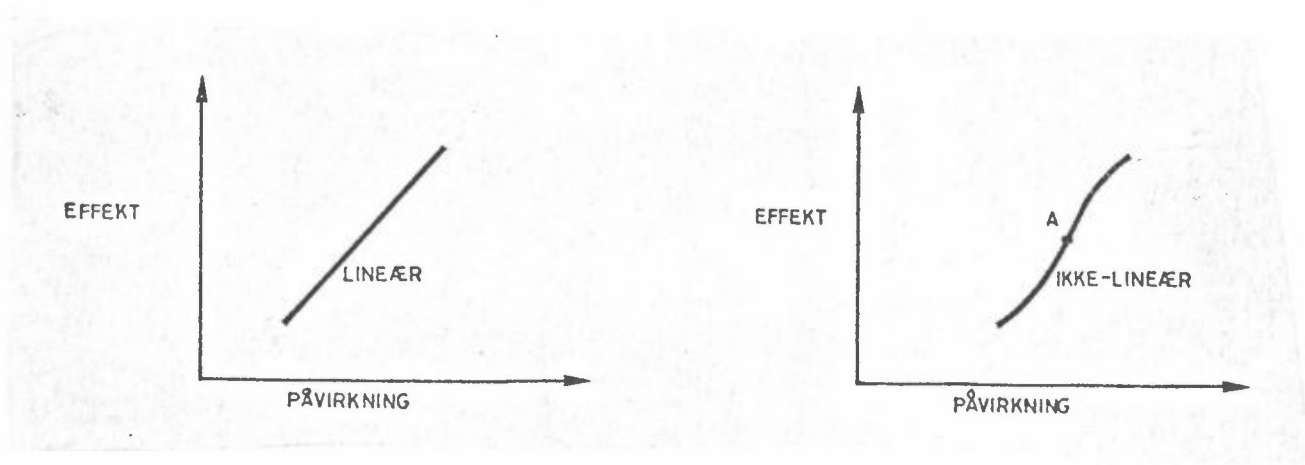
2.5 Bakgrunnsforurensning

Det generelle nivået av luftforurensninger er høyere på Østlandet enn på Vestlandet. Dette betyr at en tilleggsbelastning fra et kraftverk lettest kan føre til at grenseverdier overskrides på Østlandet. Som nevnt virker også forskjellen i spredningsforhold i samme retning.

Nitrogenoksyder fra et varmekraftverk kan bidra til dannelsen av fotokjemiske oksydanter forutsatt at lufta på forhånd har et relativt høyt innhold av hydrokarboner. Selv om det ennå er svært få målinger av hydrokarboner i Norge er det rimelig å tro at kraftverks bidrag til fotokjemiske oksydanter nærmest kan neglisjeres på Vestlandet, mens en ikke kan se bort fra et mulig bidrag på Østlandet.

3 DISKUSJON OG KONKLUSJON

En har sett at de fleste vurderingsfaktorer peker i retning av at et kraftverk påvirker miljøet mindre på Vestlandet enn på Østlandet. Dette besvarer imidlertid ikke oppgaven her, nemlig å diskutere hvordan rekkefølgen mellom kull-, olje- og gasskraft påvirkes av lokaliseringen. Et viktig punkt i vurderingen er om effektene er lineære eller ikke-lineære. Begrepene lineær og ikke-lineær er illustrert i figur 1.



Figur 1: Illustrasjon av lineær og ikke-lineær effekt.

Hvis en effekt er lineær, vil det teoretisk sett ikke spille noen stor rolle om et utslipp spres over et stort areal eller konsentreres over et lite, forutsatt at det (eller de) som påvirkes, er jevnt fordelt over det totale området. Hvis derimot effekten er ikke-lineær og en befinner seg nedenfor pkt A i figur 1, vil den samlede virkningen bli mindre om et utslipp fortynnes over et stort areal. Bruk av grenseverdier for luftkvalitet, dvs. en konsentrasjon "tillates" hvis den er lavere enn et visst nivå, betyr at en legger en ikke-lineær effekt til grunn.

En har antatt at flere av de diskuterte effektene er ikke-lineære. Dette medfører i de fleste tilfeller at en tilleggsbelastning

gir større utslag på Østlandet enn på Vestlandet. Det skulle derfor for eksempel være noe mindre forskjell mellom virkningene av et gasskraftverk og et oljekraftverk på Vestlandet enn på Østlandet.

Ut fra de totale utslippsmengdene kan en sette opp denne rekkefølgen for de tre brenselalternativene, ordnet etter økende luftforurensning:

1. Gass
2. Olje
3. Kull

Denne rekkefølgen vil holde både for Østlandet og for Vestlandet, men forskjellen mellom de tre alternativene er større for Østlandet enn for Vestlandet.

Ved å anta at visse effekter er ikke-lineære, følger det at en gitt mengde forurensninger bør spres over et så stort område som mulig. Dette kan imidlertid også diskuteres på forurensningspolitisk grunnlag. En kan hevde at de som har økonomisk fordel av en bestemt virksomhet, også bør bære ulempene hva enten disse er utgifter til rensetiltak eller økt forurensning. En oppgave blir da å vurdere hvem som har økonomisk fordel av en bestemt virksomhet, og dette er en problemstilling som ligger utenfor dette notatets ramme. Det er imidlertid vesentlig å peke på at vurderinger av denne type en har forsøkt, vanskelig kan gjøres uten til slutt å trekke inn forurensningspolitiske forhold.

GLOBALE MILJØPÅVIRKNINGER AV UTSLIPP I LUFT

Med globale miljøpåvirkninger i samband med varmekraftverk tenkes i første rekke på faktorer som kan føre til klimaendringer. En vil her kort drøfte følgende: Utslipp av karbondioksyd (CO₂) og partikler fra kraftverk med fossilt brensel, utslipp av varme fra alle typer varmekraftverk og utslipp av krypton-85 fra kjernekraftverk.

1 KARBONDIOKSYD

Karbondioksyd utgjør bare en liten del av atmosfæren, ca 330 ppm, men den er av vesentlig betydning for energibalansen. CO₂ slipper det meste av solstrålingen igjennom, men absorberer langbølget stråling fra bakken. Sammen med atmosfærens innhold av vanndamp er CO₂ årsak til "drivhuseffekten", dvs oppvarming i den nedre del av atmosfæren. Navnet "drivhuseffekt" er imidlertid noe misvisende, fordi den viktigste effekten av glassvegger og -tak i et drivhus ikke er å redusere utstrålingen, men derimot å redusere varmetapet på grunn av konveksjon (strømming) og fordampning.

Før bruk av fossilt brensel tok til på stor skala er det antatt at konsentrasjonen av CO₂ holdt seg på et konstant nivå på 290-300 ppm. I 1958 var nivået 316 ppm og i 1974 330 ppm. CO₂-konsentrasjonen økte med ca 0.7 ppm pr år i slutten av 1950-årene, mens økningen var 1.3 ppm pr år i begynnelsen av 1970-årene (1).

Det er beregnet at omlag 55% av all CO₂ sluppet ut, fremdeles befinner seg i atmosfæren. Resten er opptatt i havet og i biosfæren. Hvis forbruket av fossilt brensel øker på verdensbasis med 4% pr år og 55% av utslippet fremdeles akkumuleres i lufta,

vil konsentrasjonen år 2000 være 375-400 ppm. Ved hjelp av atmosfæriske beregningsmodeller er det anslått at dette vil føre til en gjennomsnittlig temperaturøkning på ca 0.5°C . En dobling av CO_2 -innholdet, fra ca 300 til ca 600 ppm, ville med den samme beregningsmåten medføre en temperaturøkning på 2.9°C i gjennomsnitt. Oppvarmingen øker med bredden og vil være ca 2°C opptil ca 40°N . Fra ca 60°N øker oppvarmingen raskt med bredden, og kommer opp i ca 10°C ved 80°N . Beregningene viser at fuktigheten vil øke i nedre del av atmosfæren, mest ved høye bredder. Dette vil gi økt nedbør, og økningen er størst både relativt og absolutt ved høye bredder. Det bør understrekes at modellene er mangelfulle, idet flere koplingsmekanismer er utelatt. Men dette forhindrer ikke at en må regne med at øket CO_2 -innhold i atmosfæren kan representere en potensiell fare for alvorlige klimaforandringer.

2 PARTIKLER

Det er indikasjoner på at partikkelinnholdet i atmosfæren har øket med omlag 4% pr år de siste årene. De partiklene som forblir i atmosfæren i lengre tid, har en diameter på $0.1-1\ \mu\text{m}$. (Større partikler vil sedimentere, mens mindre partikler vil koagulere og derved danne større partikler.) Disse partiklene sprer vesentlig lyset framover i stråleretningen. Spredningen framover har ikke innvirkning på energibalansen, men ca 10% spres bakover, og dette øker refleksjonen (albedo) i atmosfæren. I hvilken grad denne refleksjonen øker eller reduserer albedo til jord-atmosfæresystemet avhenger av jordoverflatens albedo.

Mens middeltemperaturen på den nordlige halvkule økte fra 1900 til 1945, har den avtatt med 0.3°C siden 1945. Det har vært antatt at denne reduksjonen kan skyldes økt partikkelspredning i atmosfæren (2).

I tillegg til at partikler sprer stråling, kan de også absorbere stråling, både innfallende stråling fra sola og langbølget stråling fra jordoverflaten. Den totale effekten av spredning og absorpsjon vil variere avhengig av en rekke faktorer, blant annet partiklernes sammensetning, størrelsesfordeling og hygroskopiske egenskaper (2). Det er derfor ikke uten videre gitt om økt innhold av partikler fra ikke-naturlige kilder vil føre til temperaturøkning eller temperaturreduksjon.

3 TERMISK FORURENSNING

Utslipp av varme til vann og luft kan kalles termisk forurensning. All bruk av energi ender tilslutt som varme. I global sammenheng er ennå varmeproduksjonen fra menneskelig aktivitet svært liten i forhold til den energi jordoverflaten mottar fra sola; forholdet er ca 1/10 000. Ved hjelp av en enkel atmosfæremodell er det beregnet at ikke-naturlig energiforbruk i dag skulle forårsake en temperaturøkning på 0.005°C . En økning på 1°C ville betinge et energiforbruk som var ca 200 ganger større enn dagens.

Lokalt kan den termiske forurensning være betydelig. F.eks. er energiforbruket i New York ca fire ganger høyere enn det som området på årsbasis mottar fra sola (2).

4 KRYPTON-85

Det er nylig framsatt en hypotese at utslipp til atmosfæren av krypton-85 kan endre viktige meteorologiske prosesser (3). Det hevdes at krypton-85 øker den elektriske ledningsevnen i den nedre del av atmosfæren og at denne økningen kan bli ca 15% i løpet av de neste 50 år. Endringer i ledningsevnen kan influere på de elektriske egenskapene til tordenskyer, som er viktige for nedbørdannelsen. Det er imidlertid sparsomt med undersøkelser til støtte for denne hypotesen.

OM UTSLIPP AV DINITROGENOKSYD (N₂O) FRA VARMEKRAFTVERK MED FOSSILT BRENSSEL

1 INNLEDNING

Dinitrogenoksyd (N₂O) er det av nitrogenoksydene som naturlig forekommer i høyest konsentrasjoner i troposfæren. Nær bakken er bakgrunnskonsentrasjonen mellom 0.25 og 0.30 ppm. N₂O kan regnes som inert i troposfæren. I stratosfæren nedbrytes imidlertid N₂O raskt, og nitrogenmonoksyd (NO) dannes ved at N₂O oksyderes av eksitert atomært oksygen



Den økte bekymringen for at ozonlaget i stratosfæren kan reduseres som følge av antropogene (ikke-naturlige) utslipp, har medført at N₂O har fått økt oppmerksomhet. Oksydasjonen av N₂O er hovedkilden til NO i stratosfæren, og NO regulerer sammen med NO₂ stratosfærens innhold av ozon. Ozon produseres ved fotokjemiske reaksjoner og nedbrytes katalytisk av NO og NO₂:



Reaksjon (3) reduserer ozonkonsentrasjonen indirekte ved at atomært oksygen forbrukes. Atomært oksygen danner ozon ved følgende reaksjon



der M er et tredje molekyl (f.eks. N₂) som mottar energi.

En økning av N₂O-innholdet i troposfæren vil derfor redusere ozonmengden i stratosfæren. Dette vil igjen føre til økt ultrafiolett stråling i bakkenivå, noe som vil øke sannsynligheten for hudkreft, samt kunne virke inn på fotosyntesen hos endel planter (1,2,3,4,5).

2 UTSLIPP AV N₂O FRA JORDBRUK

Den viktigste årsaken til økt utslipp av N₂O er denitrifikasjonsprosesser i jordsmonnet. Det har vært antatt at om lag 1/3 av det nitrogenet som tilføres jorda ved gjødsling, føres tilbake til atmosfæren ved denitrifikasjon i løpet av relativt kort tid. Elementært nitrogen (N₂) er hovedproduktet ved denitrifikasjon, men 5-20% av det frigjorte nitrogenet vil foreligge som N₂O.

Det totale forbruket av nitrogenholdig gjødsel i verden er i dag ca 40 Tg N/år (1 Tg = 10¹²g = 10⁶ tonn = 1 Mtonn), og dette forbruket vil sannsynligvis øke kraftig i løpet av de neste 50 år. Det har vært antatt at 200 Tg N/år er nødvendig for å skaffe mat til verdens befolkning tidlig i det neste århundre. Ut fra disse forutsetningene vil økningen i N₂O-utslippet fra jordbruket bli 3-11 Tg N/år.

3 UTSLIPP AV N₂O FRA FORBRENNING

Målinger av N₂O-konsentrasjonen i røykgassene fra kraftverk fyrt med kull og gass har gitt følgende utslippsfaktorer (6):

1011 tonn N₂O pr 10⁶ tonn kull
200 tonn N₂O pr 10⁹m³ gass.

Omregnet på basis av energiekvivalenter tilsvarer dette:

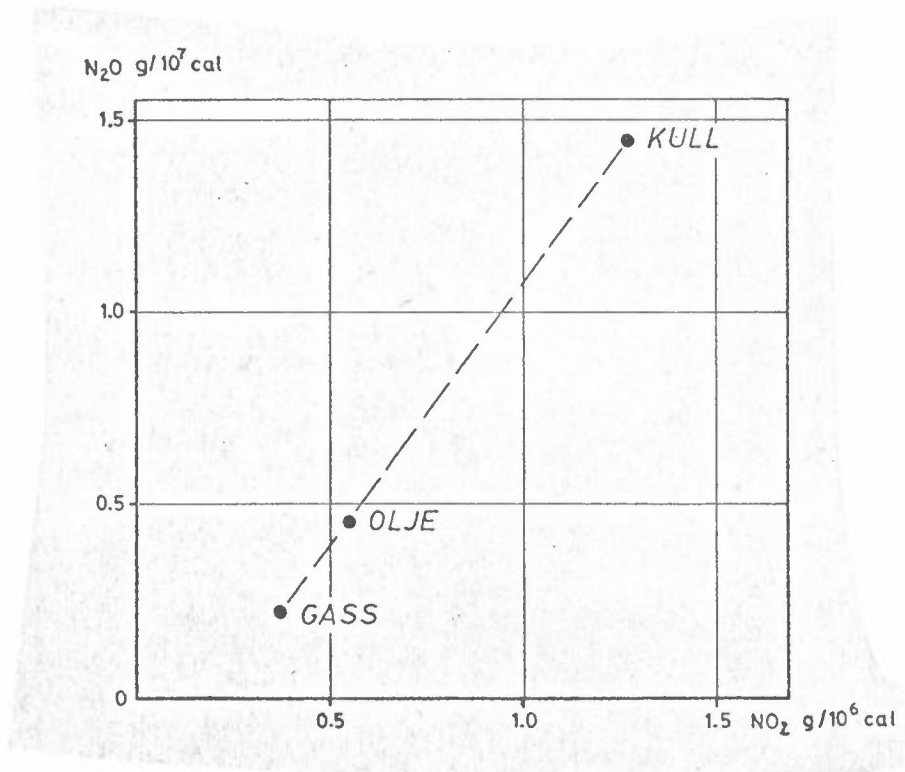
Kull: 1.44 g N₂O pr 10⁷ cal
Gass: 0.23 " " " "

En har ikke funnet tilsvarende utslippstall fra forbrenning av olje rapportert i litteraturen. Da både N₂O og andre nitrogenoksyder (NO_x) dannes under selve forbrenningen ved at nitrogen og oksygen reagerer, kan en som et første estimat anta det er direkte sammenheng mellom dannelsen av N₂O og dannelsen av NO_x.

En kan da ved å gå ut fra utslippsfaktorer for NO_x for fyring med kull, olje og gass, beregne utslippsfaktoren for N_2O fra oljefyring. Dette er gjort i figur 1 der utslippsnormene for NO_x fra U.S. Environmental Protection Agency (EPA) er lagt til grunn. Disse utslippsnormene er:

Kull: 1.26 g NO_2 pr 10^6 cal
Olje: 0.54 " " " "
Gass: 0.36 " " " "

Selv om det meste av nitrogenoksydene slippes ut som NO , er det vanlig å gi utslippsfaktorer på basis av NO_2 .



Figur 1: Utslippsfaktorer for N_2O og NO_2

Dette gir følgende utslippsfaktor for olje:

0.47 g N₂O pr 10⁷ cal, eller
472 tonn N₂O pr Mtonn olje.

Utslippet fra et 1000 MWe varmekraftverk med virkningsgrad 0.4 og lastfaktor 0.75 blir da:

Kull: 2040 tonn N₂O/år
Olje: 667 " "
Gass: 324 " "

De globale utslippene fra fyring fra fossilt brensel kan anslås. Pierotti & Rasmussen (6) har estimert utslippene for kull og gass. Utslippet fra olje kan beregnes ut fra verdens forbruk av oljeprodukter som var 2879 Mtonn i 1976 (7). En får følgende globale utslipp:

Kull: 3.25 Tg N₂O/år (Pierotti & Rasmussen, 1976)
Olje: 1.36 " " (beregnet her)
Gass: 0.24 " " (Pierotti & Rasmussen, 1976)
Sum : 4.85 Tg N₂O/år, eller 3.1 Tg N/år.

Weiss & Craig (8) har kommet fram til noe lavere utslippstall for N₂O enn Rasmussen og Pierotti. De har oppgitt 1.6 Tg N/år fra kull- og oljefyring. Det knytter seg altså usikkerhet til utslippsberegningene, og inntil videre er det rimelig å betrakte 3.1 Tg N/år som en øvre grense.

Det er ventet en sterk økning av kullforbruket i de neste 100 år. Utslippet av N₂O fra fossilt brensel vil derfor øke, og det er ikke urimelig å anta at denne økningen kan bli av samme størrelsesorden som den økningen som skyldes nitrogenholdig gjødsel.

4 VIRKNINGER PÅ OZONLAGET

For å vurdere virkningen av økte utslipp av N_2O må en kjenne det totale utslippet, oppholdstiden i atmosfæren, samt slukene. I dag er ingen av disse kjent med tilstrekkelig nøyaktighet. Hahn (9) har antatt et utslipp på 15 Tg N/år fra jordsmonn og 85 Tg N/år fra havet, samt en oppholdstid på 5-15 år. McElroy (2) har antatt 35 Tg N/år fra jordsmonn, at havet er et sluk som mottar 25 Tg N/år, samt en oppholdstid på 20 år. Crutzen & Ehhalt (5) anser det mest sannsynlig av havet er en kilde og ikke et sluk for N_2O , samt at de totale kildene er av størrelse minst 100 Tg N/år; oppholdstiden i atmosfæren kan imidlertid ikke angis mer nøyaktig enn i området 5-150 år. Det ser ut til å være enighet om at stratosfæren mottar ca 10 Tg N/år.

Ut fra foreliggende materiale har Crutzen & Ehhalt (5) anslått at reduksjonen av ozonlaget kan bli 2% i begynnelsen og 10% i slutten av neste århundre, som følge av den økte bruken av nitrogenholdig gjødsel. Reduksjonen fra økt bruk av fossilt brensel vil kunne være av samme størrelsesorden og komme i tillegg. Det må imidlertid understrekes at slike beregninger nødvendigvis må bli svært usikre. Før en kan trekke sikrere konklusjoner om N_2O -kretsløpet i biosfæren, blir ethvert forsøk på å beregne virkningen av økte N_2O -utslipp spekulativt.

Ozonlaget er også truet av andre menneskelige aktiviteter, særlig følgende:

- Utslipp av halokarboner ("freon")
- Kjernefysiske eksplosjoner i atmosfæren.
- Supersonisk flytrafikk.

Konsekvenser av disse aktivitetene er nærmere diskutert av Crutzen (1) og Crutzen et al. (10). Ut fra dagens viten utgjør halokarbonene en større trusel overfor ozonlaget enn supersonisk flytrafikk og økte utslipp av N_2O (11).

5 REFERANSELISTE

- (1) Crutzen, P.J. Estimates of possible variations in total ozone due to natural causes and human activities.
AMBIO 3, 201-210 (1974).
- (2) McElroy, M.B. Chemical processes in the solar system: A kinetic perspective. MTP International Review of Science, 1975.
- (3) Crutzen, P.J. Upper limits of atmospheric ozone reductions following increased application of fixed nitrogen to the soil.
Geophys. Res. Letters 3, 169-172 (1976)
- (4) Liu, S.C.
Cicerone, R.J.
Donahue, T.M.
Chameides, W.L. Limitation of fertilizer induced ozone reduction by the long lifetime of the reservoir of fixed nitrogen.
Geophys. Res. Letter 3, 157-160 (1976).
- (5) Crutzen, P.J.
Ehhalt, D.H. Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone level.
AMBIO 6, 112-117 (1977).
- (6) Pierotti, D.
Rasmussen, R.A. Combustion as a source of nitrous oxide in the atmosphere.
Geophys. Res. Letters 3, 265-267 (1976).
- (7) Norsk Petroleums-
institutt Meddelelse 20.9.1977.
- (8) Weiss, R.F.
Craig, H. Production of atmospheric nitrous oxide by combustion.
Geophys. Res. Letters 3, 751-753 (1976).
- (9) Hahn, J. The North Atlantic Ocean as a source of atmospheric N₂O.
Tellus 26, 160-168 (1974).

(10) Crutzen, P.J.
Isaksen, I.S.A.
McAfee, J.R.

The impact of the chlorocarbon
industry on the ozone layer.
J. Geophys. Res. (under trykking).

(11) Hesstvedt, E.

Meddelelse 28.9.1977.

**NILU**

TLF. (02) 71 41 70

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING(NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE FORSKNINGSRÅD)
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
ELVEGT. 52.

RAPPORTTYPE Teknisk notat	RAPPORTNR. 15/78	ISBN--82-7247-048-9
DATO AUGUST 1978	ANSV.SIGN.	ANT.SIDER OG BILAG 71
TITTEL Miljøpåvirkninger av utslipp til luft fra varmekraftverk med fossilt brensel		PROSJEKTLEDER NILU PROSJEKT NR 24276
FORFATTER(E) Jørgen Schjoldager		TILGJENGELIGHET ** A OPPDRAKSGIVERS REF.
OPPDRAKSGIVER Kjernekraftutvalget		
3 STIKKORD (å maks.20 anslag) Miljøpåvirkninger		Varmekraftverk Fossilt brensel
REFERAT (maks. 300 anslag, 5-10 linjer) Rapporten inneholder en samling notater om miljøpåvirkninger fra varmekraftverk basert på kull, olje eller gass. De viktigste utslippene til luft er beskrevet: svoveloksyder, nitrogenoksyder, partikler, organiske stoffer, metaller og karbondioksyd. Utslipp, spredning/omdanning, avsetning og virkninger på lokal, regional og global skala er diskutert.		
TITTEL Environmental effects of airborne emissions from fossil fuel power plants.		
ABSTRACT (max. 300 characters, 5-10 lines) The report discusses the most important emissions from power plants based on coal, oil or gas: Sulfur oxides, nitrogen oxides, particulate matter, organics, metals and carbon dioxide. Emissions, dispersion/conversion, deposition and effects on the local, regional and global scale are treated.		

**Kategorier: Åpen - kan bestilles fra NILU A
Må bestilles gjennom oppdragsgiver B
Kan ikke utleveres C