

NILU
OPPDRAGSRAPPORT NR. 71/83
REFERANSE: O-8020
DATO: MAI 1983

LUFTKVALITETSMÅLINGER VED
ALUMINIUMVERK

AV

K.E. THRANE^a, T. AUNE^b OG
J. HONGSLO^c

- a) *Norsk institutt for luftforskning*
- b) *Statens institutt for folkehelse*
- c) *Sentralinstitutt for industriell forskning*

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
NORGE

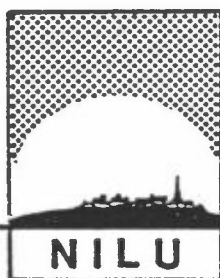
NILU
OPPDRAGSRAPPORT NR. 71/83
REFERANSE: O-8020
DATO: MAI 1983

LUFTKVALITETSMALINGER VED
ALUMINIUMVERK

AV

K.E. THRANE^a, T. AUNE^b OG
J. HONGSLO^c

- a) *Norsk institutt for luftforskning*
- b) *Statens institutt for folkehelse*
- c) *Sentralinstitutt for industriell forskning*



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING

POSTBOKS 130.- 2001 LILLESTRØM

ISBN-82-7247-446-8

SAMMENDRAG

Etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) i samarbeid med Statens institutt for folkehelse (SIFF), Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) og de enkelte bedrifter, utført undersøkelser av luftkvaliteten i boligområder nær aluminiumindustrien i Høyanger, Mosjøen, Øvre Årdal og på Årdalstangen. Undersøkelsene omfattet målinger av utvalgte forurensningskomponenter samt biologiske tester av luftprøver. Måleprogrammet startet i oktober 1980 og varte til februar 1982. Det ble i dette tidsrommet tatt én 24 timers luftprøve hver 8. dag for bestemmelse av konsentrasjonene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), svevestøv, partikulært karbon og fluorider. De biologiske tester var av mer orienterende art og det ble tatt én stikkprøve på hvert målested i løpet av sommeren og én i løpet av vinteren. Det ble foretatt målinger av vindstyrke og -retning under nesten hele perioden på hvert sted. I løpet av denne tiden ble det også målt vannløselig og vannuløselig nedfallstøv. Den vannløselige delen av støvet ble analysert med hensyn på organisk karbon, mens PAH ble bestemt i den vannuløselige delen.

Resultatene viste at luftforurensningene på de enkelte steder skriver seg hovedsaklig fra utslippene fra aluminiumindustrien. Nivået av forurensningskomponenter i luft varierer med årstidene og denne variasjonene synes å være betinget av de meteorologiske forhold. I Mosjøen hvor land-sjøbriseeffekten er dominerende om sommeren, fant en de høyeste konsentrasjoner av PAH og fluorider ved denne årstiden dvs. når vinden i en stor del av tiden har ført forurensningene fra aluminiumfabrikken mot byen. Om vinteren blåser det hovedsaklig fralandsvind og forurensningene føres da bort fra byen og ut fjorden. Ved de andre målestasjonene ble de høyeste nivåene av disse luftforurensningene målt om vinteren hvilket sannsynligvis skyldes at man ved denne årstid ofte har stabil skikting og derved dårlig utlufting. Om sommeren er spredningsforholdene noe bedre enn om vinteren i Høyanger og Årdal.

Mutageniteten ble målt hver for seg i ekstrakter fra svevepartiklene og i den mere flyktige del av prøvene som var samlet opp på polyuretanpropper. Den flyktige fraksjonen var meget toksisk for testorganismen og egnet seg derfor dårlig for mutagenitetstesting med Ames' metode, samtidig som de kvantitative testene indikerte at mutageniteten i denne fraksjonen var lav.

Ekstraktene fra svevepartikler var ikke cytotoxiske, og ga til dels meget store utslag i Ames' test. Høyest var mutageniteten i sommerprøven fra Øvre Årdal. Sammenlignet med en luftprøve fra en sterkt trafikkbelastet gate i Oslo (St. Olavs gate i april 1981) var mutageniteten i prøven fra Øvre Årdal 5-8 ganger høyere. Mutageniteten av luftprøvene fra de andre aluminiumverk-områdene lå også på nivå med den omtalte Oslo-prøven og høyere.

De høyeste utslagene i mutagenitetstestene korresponderte godt med perioder med dominerende vind fra aluminiumindustrien mot prøvetakeren, ofte i perioder med dårlig utlufting av forurensningene.

Det er viktig å være oppmerksom på at de biologiske testene kun er utført på et lite antall prøver. Resultatene indikerer imidlertid at luftforurensningene i områder rundt aluminiumindustri kan representere en helserisiko. For å kunne trekke sikrere konklusjoner, og eventuelt ha et bedre grunnlag for å iverksette ytterligere rensetiltak, er det nødvendig med en videreføring av denne delen av prosjektet. Blant annet bør de biologiske testene utføres på samme materiale som PAH-analysene (og eventuelt andre kjemiske analyser). Dessuten bør de biologiske testene utvides til et lite batteri av korttidstester, slik at man kan fange opp stoffer med et bredere virkningsspekter.

Det er målt høye verdier av PAH ved alle stasjonene når vindretningen har vært fra fabrikken mot målestasjonen, men også i løpet av døgn med svak vind og liten spredning av luftforurensningene. Nivåene av PAH er høye i Øvre Årdal og på Årdalstangen særlig om vinteren. Resultatene viser at under bestemte vindforhold

vil Årdalstangen motta forurensning fra aluminiumverket i Øvre Årdal. Beregninger viser at bidragene av PAH fra aluminiumindustrien til luften i boligområdene er dominerende i forhold til andre kilder. I Mosjøen er målestasjonen om vinteren i stor grad eksponert for forurensninger fra byen. Dette skyldes vindforholdene. Ved denne årstid er bidraget fra trafikk og husoppvarming like stort som det man får fra aluminiumindustrien.

Svevestøvkonsentrasjonene var i enkelte tilfeller høye, og det er grunn til å anta at denne type støv kan være et forurensningsproblem. Resultatene tyder på at svevestøv også skriver seg fra andre kilder i disse områdene enn aluminiumindustrien.

Nivået av partikulært karbon var ved alle målestasjoner høyest om vinteren. Ved å vurdere måleresultatene av karbon sammen med vindretningene under prøvetakingen ser man at partikulært karbon i luften ofte kommer fra boligområdene. Det er derfor grunn til å anta at husoppvarming o.l. er de viktigste kilder til partikulært karbon, og ikke aluminiumindustrien. Karbonkonsentrasjonene i luften tilsvarer de som er målt i byer og boligområder i USA.

Det ble målt høye konsentrasjoner av fluorider i Øvre Årdal og på Årdalstangen om vinteren. Det er korrelasjon mellom måleresultatene fra de to stedene, og det er vist at en stor del av den fluorid som er målt på Årdalstangen skriver seg fra aluminiumverket i Øvre Årdal. Tidspunktene for de høyeste konsentrasjonene i Årdal faller sammen med episoder med ugunstige driftsforhold i fabrikken og dårlige spredningsforhold. I Mosjøen og Høyanger er fluoridkonsentrasjonene lavere enn i Årdal, og tilsvarer de man har målt tidligere omkring aluminiumindustrien i f.eks. Tyssedal og Årdal.

Resultatene viste at støvnedfall ikke er et forurensningsproblem i nærheten av aluminiumindustrien, mens avsetningen av PAH i nedfallstøvet tilsvarer de mengder man har påvist i byområder og nær industri i andre land.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
SAMMENDRAG	3
INNHOLDSFORTEGNELSE	7
1 INNLEDNING	9
2 FORURENSNINGSSITUASJONEN OG DE METEOROLOGISKE FORHOLD..	15
3 VINDFORHOLDENE UNDER PRØVETAKINGEN FOR DE BIOLOGISKE TESTER	18
4 RESULTATER AV DE BIOLOGISKE TESTENE	28
5 RESULTATER AV DE KJEMISKE MÅLINGENE	32
5.1 PAH i luft	32
5.2 Beregnede bidrag av PAH fra aluminiumproduksjonen	35
5.3 Svevestøv i luft	38
5.4 Partikulært karbon i luft	41
5.5 Sammenheng mellom partikulært og totalt fluorid..	43
5.6 Fluorider i luft	45
5.7 Sammenheng mellom nivåene av partikulært fluorid målt i Øvre Årdal og på Årdalstangen	48
5.8 Nedfallstøv	50
6 DISKUSJON	54
7 LITTERATUR	58
VEDLEGG 1: Forurensningskomponenter	65
VEDLEGG 2: Metoder for måling av luftkvalitet	71
VEDLEGG 3: Databehandling	75
VEDLEGG 4: Prøvetaking og forbehandling for biologisk testing	79

LUFTKVALITETSMÅLINGER VED ALUMINIUMVERK

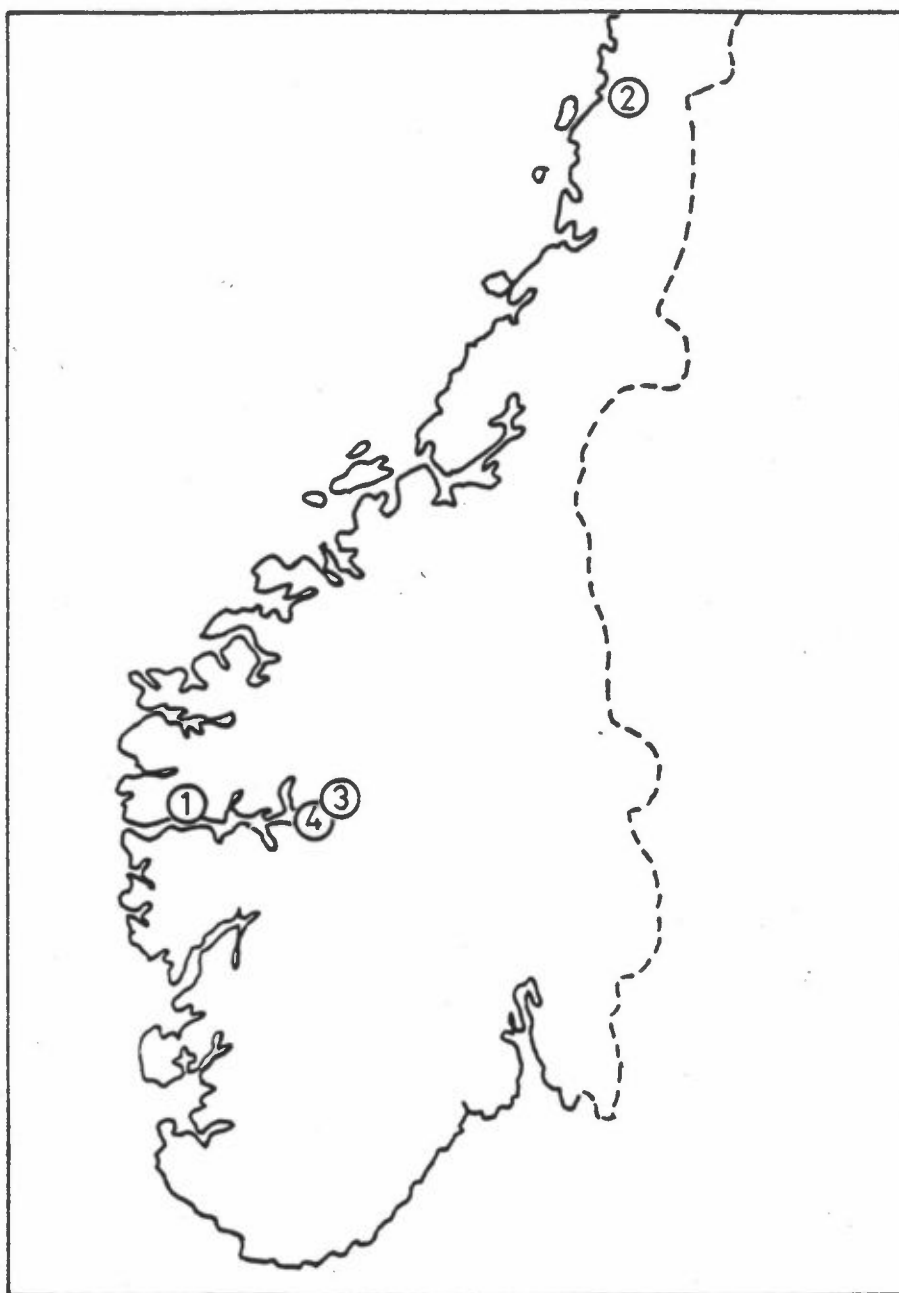
1 INNLEDNING

Etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) i samarbeid med Statens institutt for folkehelse (SIFF), Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) og de enkelte bedrifter, utført en orienterende undersøkelse av luftkvaliteten i boligområder nær aluminiumindustrien. Undersøkelsene ble utført i Høyanger, Mosjøen, Øvre Årdal og på Årdals-
tangen, se figur 1, og omfattet målinger av utvalgte forurensningskomponenter samt biologiske tester. Hensikten med prosjektet var å skaffe et grunnlag for å kunne vurdere belastningen av luftforurensninger fra denne type industri, herunder også forekomsten av potensielt gentoksiske forbindelser (stoffer som kan gi mutasjoner og kreft). Det ble lagt særlig vekt på organiske forbindelser som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), fordi enkelte av disse er kjent som kreftfremkallende.

Måleprogrammet startet i oktober 1980 og varte til februar 1982. Det ble tatt én døgnprøve hver 8. dag for analyse av PAH, svevestøv, partikulært karbon og fluorider i luften. De utvalgte forurensningskomponenter, deres opprinnelse og eventuelle skadevirkninger er beskrevet i vedlegg 1, mens metoder for prøvetaking og analyse samt databehandling er beskrevet i vedleggene 2 og 3.

De biologiske testene var av mer orienterende art, og det ble tatt én stikkprøve på hvert av målestedene sommer og vinter. Prøvetakingstiden for hver prøve strakk seg over flere døgn. Detaljerte beskrivelser av prøvetaking og forbehandling er gitt i vedlegg 4.

I løpet av måleprogrammet ble det samlet inn prøver av nedfallstøv for hver måned. Nedfallstøvet ble analysert med hensyn på vannløselig og vannuløselig støv. I den vannløselige delen av prøven ble det bestemt organisk karbon mens den vannuløselige delen ble analysert med hensyn på PAH.

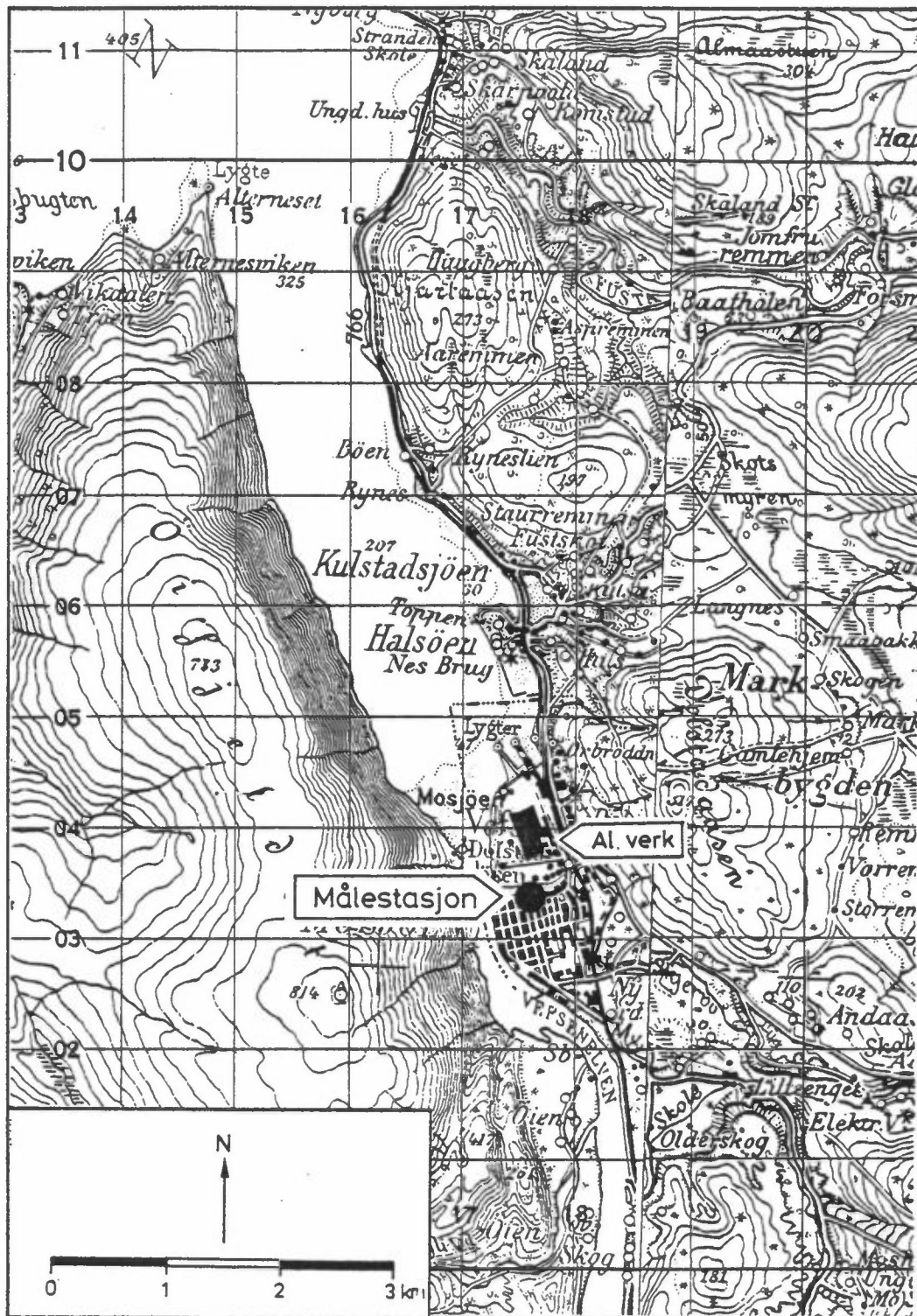


Figur 1: Målestedenes beliggenhet i Norge.

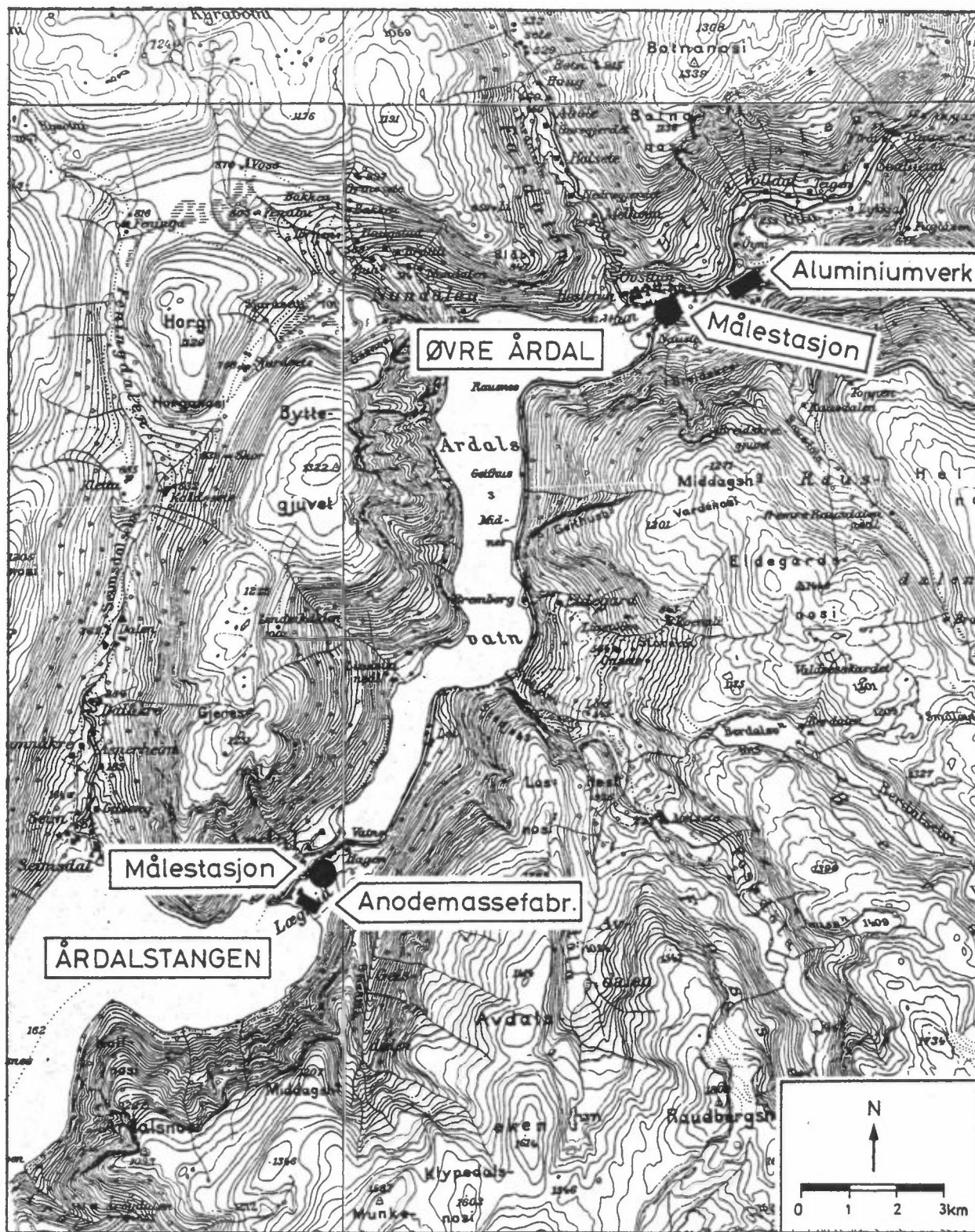
1: Høyanger, 2: Mosjøen, 3: Øvre Årdal og
4: Årdalstangen.

Denne rapporten gir en sammenfattende vurdering av resultatene fra undersøkelsene. Resultatene av luftkvalitetsmålingene fra hvert enkelt sted er gitt i delrapporter (Thrane, 1983b, c, d, e), mens resultatene fra de biologiske tester finnes i egne rapporter utarbeidet ved SIFF (Aune, Söderlund og Tveito, 1982) og SI (Møller og Hongslo, 1982).

Det var planlagt å gjennomføre prosjektet uten meteorologiske observasjoner fordi prosjektet var ment å være en orienterende undersøkelse hvor man i første omgang bare ønsket å vite hvilket forurensningsnivå man kunne forvente omkring aluminiumindustrien. De første resultatene viste at konsentrasjonene varierte sterkt med tiden, og at det kunne bli vanskelig å gi en vurdering av nivåene uten at det forelå samtidige meteorologiske observasjoner. Det ble derfor satt igang målinger av vindretning og -styrke i de fire områdene. I Mosjøen fikk man vind-data fra Meteorologisk institutts mast for hele måleperioden, og i Øvre Årdal hvor verket selv foretar vindmålinger foreligger data fra og med begynnelsen av 1981. I Høyanger satte NILU opp en vindmåler (Woelfle) i begynnelsen av måleperioden. Vindmålingene på Årdalstangen kom sent igang og er begrenset til det siste halvåret. Det ble her også benyttet en vindmåler av type Woelfle.



Figur 3: Kart som viser Mosjøen med de nærmeste omgivelser samt målestasjonens plassering i forhold til aluminiumverket.



Figur 4: Kart over Årdal som viser målestasjonenes plassering i forhold til aluminiumverket og anodemassefabrikken.

2 FORURENSNINGSSITUASJONEN OG DE METEOROLOGISKE FORHOLD

Aluminiumindustrien er den største bedriften i Høyanger, Mosjøen og Årdal, og den viktigste kilden til luftforurensninger. Luftkvaliteten på de enkelte steder er sterkt preget av utslippene fra fabrikkene. En oversikt over de gjennomsnittlige utslipp i 1981 er gitt i tabell 1. Detaljerte opplysninger om befolkning, annen industri samt årlig produksjon ved de enkelte verk er gitt i delrapportene (Thrane, 1983b, c, d, e).

Tabell 1: Utslipp av luftforurensninger (kg/h) fra aluminiumindustrien i Høyanger, Mosjøen og Årdal i 1981.

	Fluorid (totalt)	Støv	Svovel a) som SO ₂ b) som S	Organisk materiale c) som tjære d) som PAH
Høyanger aluminiumverk				
Hall A (okt. - des.)	0.3	1.3	0.9 ^{b)}	-
Hall C	14	22.6	8.4 ^{b)}	4.9 ^{c)}
Mosjøen aluminiumverk	10.6	35	63 ^{a)}	1.7 ^{d)}
Årdal Verk, Øvre Årdal	36	94	140 ^{b)}	-
Massefabrikken, Årdalstangen	0.1	4	14 ^{a)}	3.7 ^{c)}

Resultatene fra målingene av luftforurensninger i områdene omkring de enkelte fabrikker finnes i delrapporter (Thrane, 1983b, c, d, e) sammen med beskrivelse av de meteorologiske forhold. Luftforurensningskonsentrasjonene var til dels høyere enn eller tilsvarte de man kunne forvente å finne i større byer og industristrøk. Resultatene viste at aluminiumindustrien er den viktigste kilde til PAH og fluorider, mens støv og partikulært karbon sannsynligvis har andre hovedkilder. Konsentrasjonene av de fleste forurensninger

varierte sterkt. Årstidsvariasjonene som er vist i form av stolpe-
diagrammer i senere avsnitt i denne rapporten syntes i stor grad å
være avhengig av topografiske og meteorologiske forhold. På tre av
målestedene, Høyanger, Øvre Årdal og Årdalstangen, forekom de
høyeste konsentrasjonene om vinteren. I Mosjøen ble de høyeste
konsentrasjonene målt om sommeren og de laveste om vinteren. Når
man sammenligner årstidsvariasjonene er det viktig å være klar over
at målestasjonens og boligområdenes plassering i forhold til
industrien og de fremherskende vindretninger er forskjellig i de
fire områdene.

I Høyanger har vinden vært svak gjennom hele måleperioden, og det
har vært liten bevegelse i luftmassene. Man kan derfor anta at
spredningsforholdene har vært dårlige. Om sommeren syntes land-sjø-
brisen å ha liten effekt. Luftforurensningsnivåene i Høyanger vari-
erte mindre med årstidene enn de gjorde ved de andre stasjonene.
Nivået var lavest om våren, og dette skyldes antagelig at ut-
luftingen var noe bedre ved denne årstiden enn resten av året.

I Mosjøen var fralandsvinden dominerende gjennom vinterperiodene.
Ved denne vindretningen føres forurensningene fra aluminiumverket
ut fjorden, se figur 3. De luftforurensningene som målestasjonen
mottok i vintermånedene skrev seg i stor grad fra andre kilder i
selve byen. De høyeste forurensningskonsentrasjonene ble målt om
sommeren. Dette har sammenheng med solgangsvind som om dagen blåser
mot land og bringer luftforurensningene fra verket mot stasjonen.

I Øvre Årdal har man om vinteren en luftstrøm nedover dalen som
fører luftforurensningene fra verket og mot stasjonen. I tillegg
til denne effekten er det ofte inversjoner og dårlig utlufting
vinterstid og dette bidrar til meget høye konsentrasjoner av foru-
rensninger. Målestasjonen på Årdalstangen mottar også luftforu-
rensninger fra Øvre Årdal om vinteren. Man må anta at de høye kon-
sentrasjonene som er målt der i vintermånedene til dels skyldes at
forurenset luft har drevet fra Øvre Årdal over Årdalsvannet og
utover fjorden og på veien passert boligområdet med målestasjonen

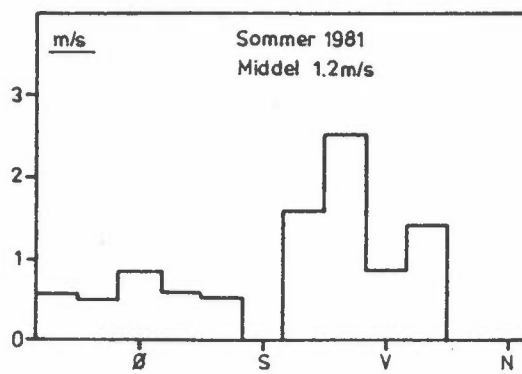
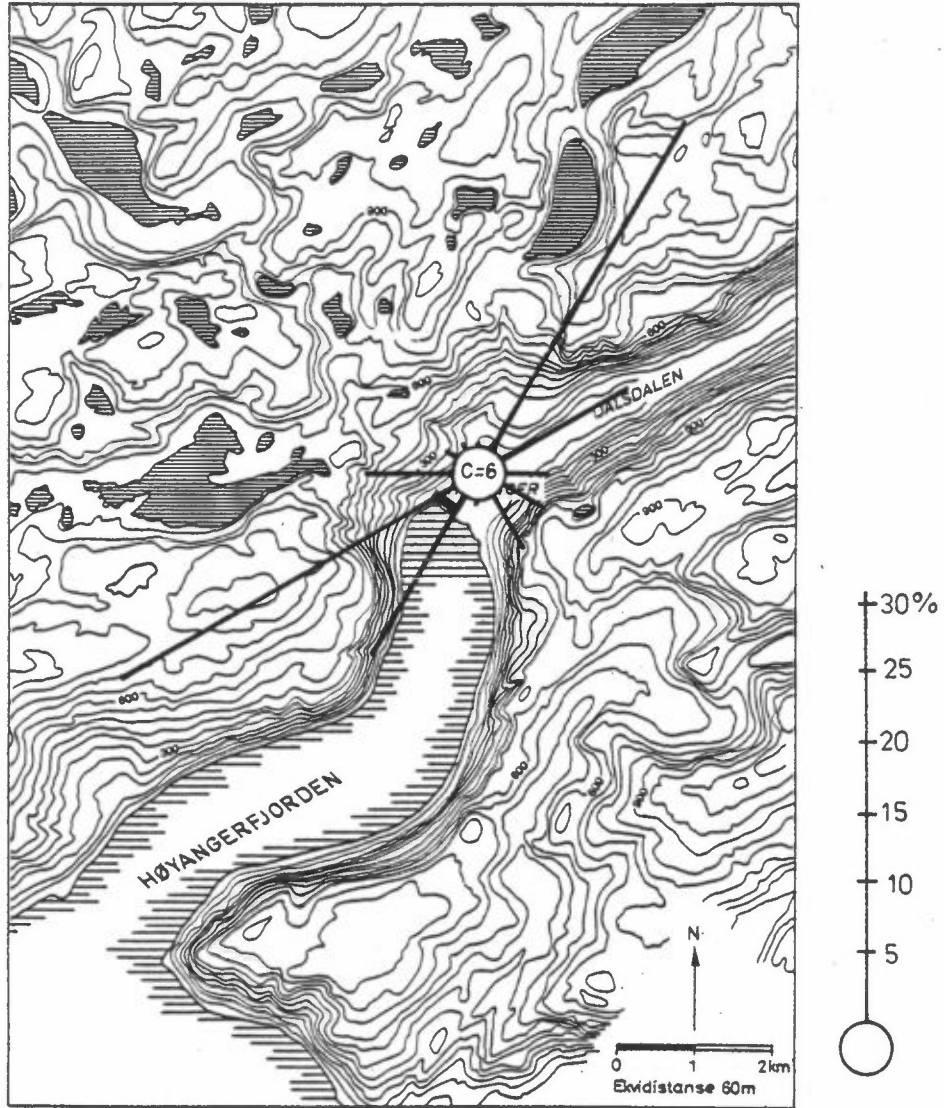
på Årdalstangen, se figur 4. Vindmålingene på Årdalstangen i sommerperioden var begrenset til en måned. Resultatene tyder på at man her har land-sjøbris som om dagen kan bringe forurensningene fra anodemassefabrikken inn over land. I Øvre Årdal har det vært svak vind om sommeren. Vindretningen har hovedsaklig vært fra aluminiumverket og mot stasjonen. Sammenlignet med tidligere meteorologiske målinger i Årdal (Semb, Gotaas, Hagen, 1975) synes denne vindretningen å være lite typisk for årstiden. Vindforholdene sommeren 1981 ligner på de man kan forvente om vinteren i Øvre Årdal. Det er imidlertid grunn til å anta at spredningsforholdene har vært bedre i disse sommermånedene enn de vanligvis er om vinteren, og at inversjoner har forekommet sjeldnere. Måleresultater av luftens stabilitet i tillegg til vindobservasjonene ville ha gitt et langt sikrere grunnlag til å vurdere forurensningssituasjonene både i Årdal og i Høyanger.

Ved en vurdering av forurensningsnivåene er det viktig å være klar over at man har brukt aritmetisk middelvei for årstidsgjennomsnittene, mens median eller geometrisk middelvei ville ha gitt et mer riktig mål for forurensningsnivået. Frekvensfordelingene er skjeve (tilnærmet log-normalfordeling) og det er til dels stor forskjell på f.eks. median og aritmetisk middelvei. Høye middelveier er som regel forårsaket av et fåtall prøver med ekstremt høye konsentrasjoner. Imidlertid er både nivåer av luftforurensninger fra andre steder og normer som regel oppgitt som aritmetiske gjennomsnitt og for å kunne sammenligne med disse er dette brukt også her.

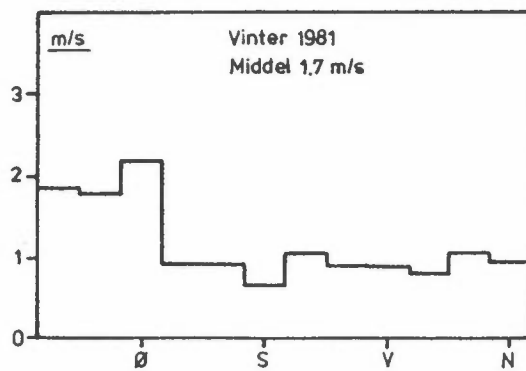
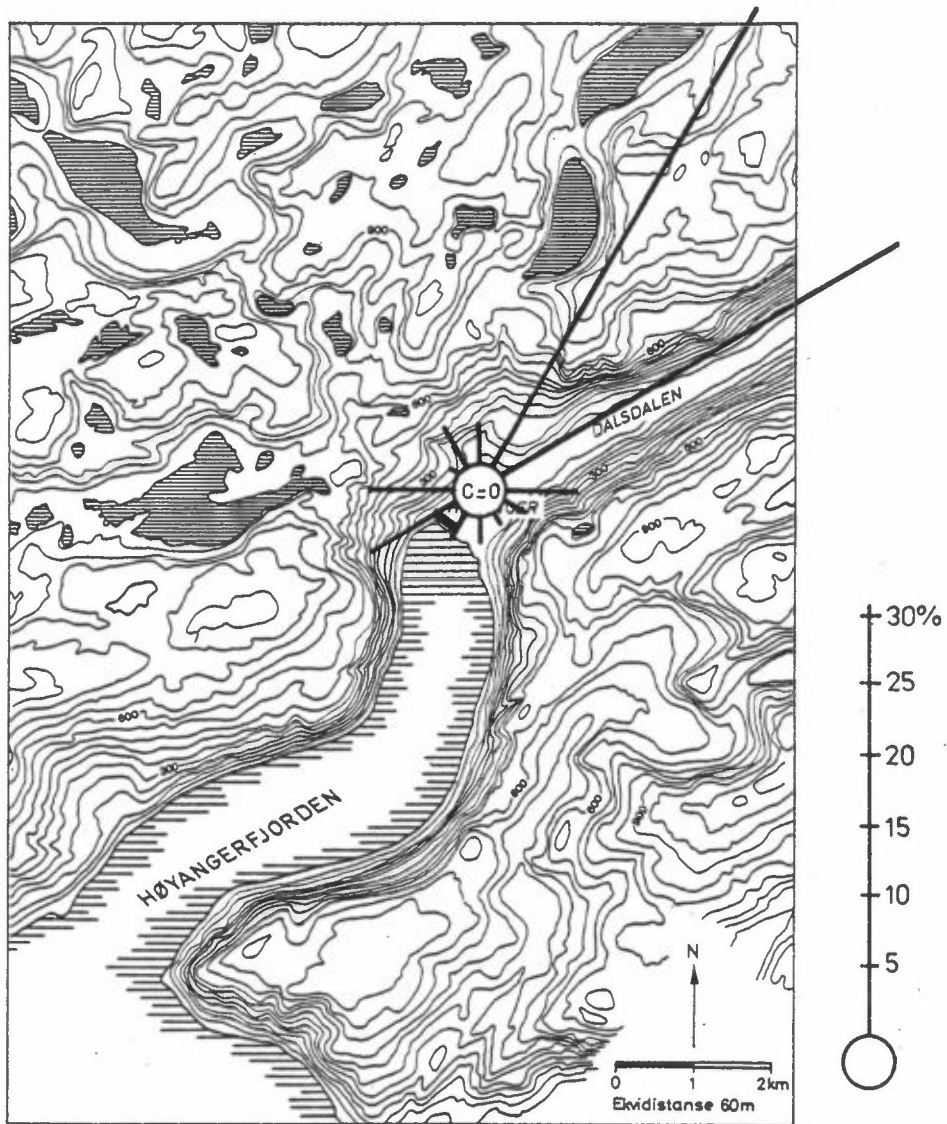
3 VINDFORHOLDENE UNDER PRØVETAKINGEN FOR DE BIOLOGISKE TESTER

Det ble foretatt vindobservasjoner under prøvetakingen for de biologiske tester og disse er lagt til grunn for en vurdering av prøvenes representativitet med hensyn til sted og årstid. Figurene 5-12 viser vindfrekvensene under prøvetakingen i form av vindroser samt vindstyrken som funksjon av retningen. Middelvindstyrke er også gitt i figurene. Vindrosene illustrerer hvor stor del av tiden i prosent hovedvindretningen har vært innenfor hver av 12 sektorer på 30° . F.eks. viser figur 5 at det i 3% av tiden har blåst fra østlig retning under prøvetakingen om sommeren i Høyanger. Tallene (c) i sentrum av vindrosene angir hvor stor del av tiden det har vært vindstille.

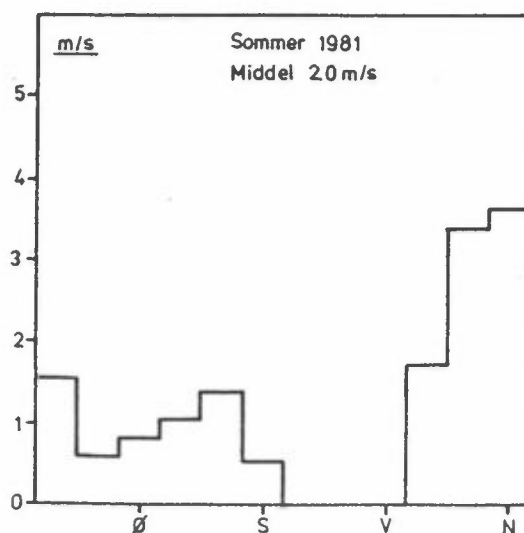
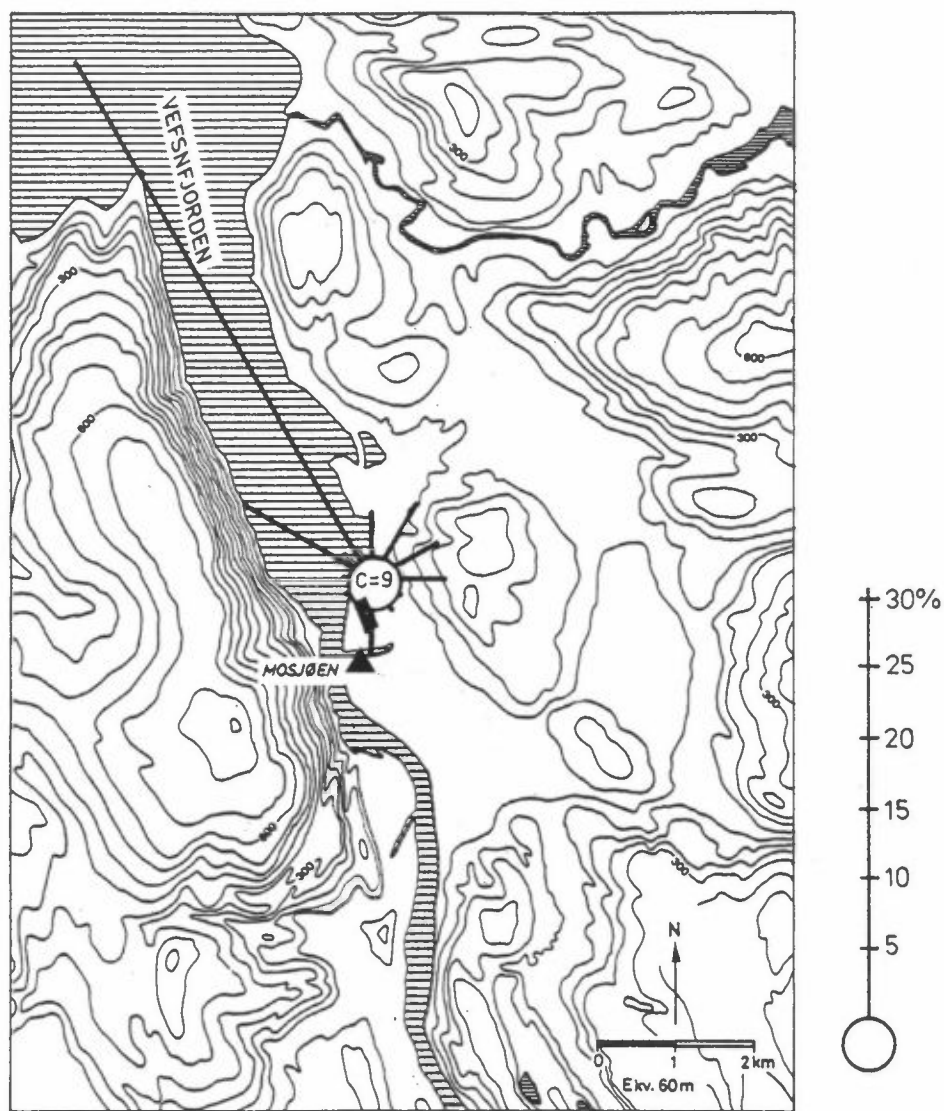
I Høyanger har den dominerende vindretningen under prøvetakingen om vinteren vært nordøstlig mens det for sommerprøven også har vært sydvestlig i en stor del av tiden. Vindrosene for de to prøvene fra Høyanger, se figur 5 og 6, er i overensstemmelse med de man kan forvente for de respektive årstider, med land-sjøbrissituasjonen dominerende om sommeren og en nordøstlig forholdsvis svak vind mesteparten av tiden i vintermånedene. Man må imidlertid være klar over at luftens stabilitet og vindstyrken har større betydning for forurensningsnivået i Høyanger enn vindretningen. Middelvindstyrken har vært lav under både sommer og vintermålingene, og man kan derfor regne med at utluftingen av luftforurensninger har vært dårlig i begge perioder (Grønskei, 1979). Middelvindstyrken under prøvetakingen om vinteren var noe høyere enn de observerte vindstyrker for denne årstiden (Thrane, 1982b). De meteorologiske forhold i Høyanger er meget kompliserte, og det er derfor vanskelig å si hvilken betydning disse forskjellene kan ha for forurensningsnivået. Sannsynligvis vil man i en typisk vintersituasjon ha mer stabil skiktning og enda dårligere spredning av forurensningene enn det man hadde under prøvetakingen for de biologiske testene.



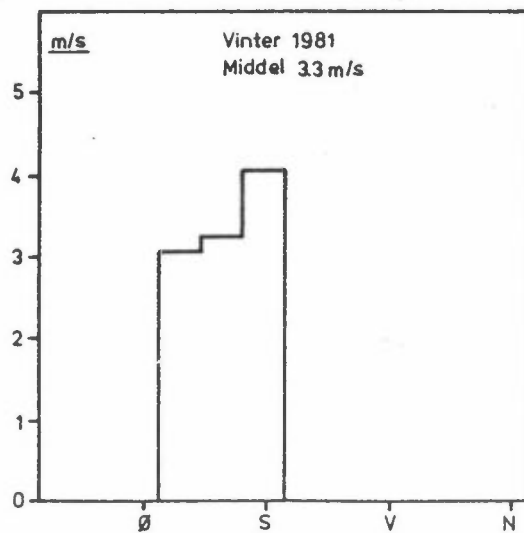
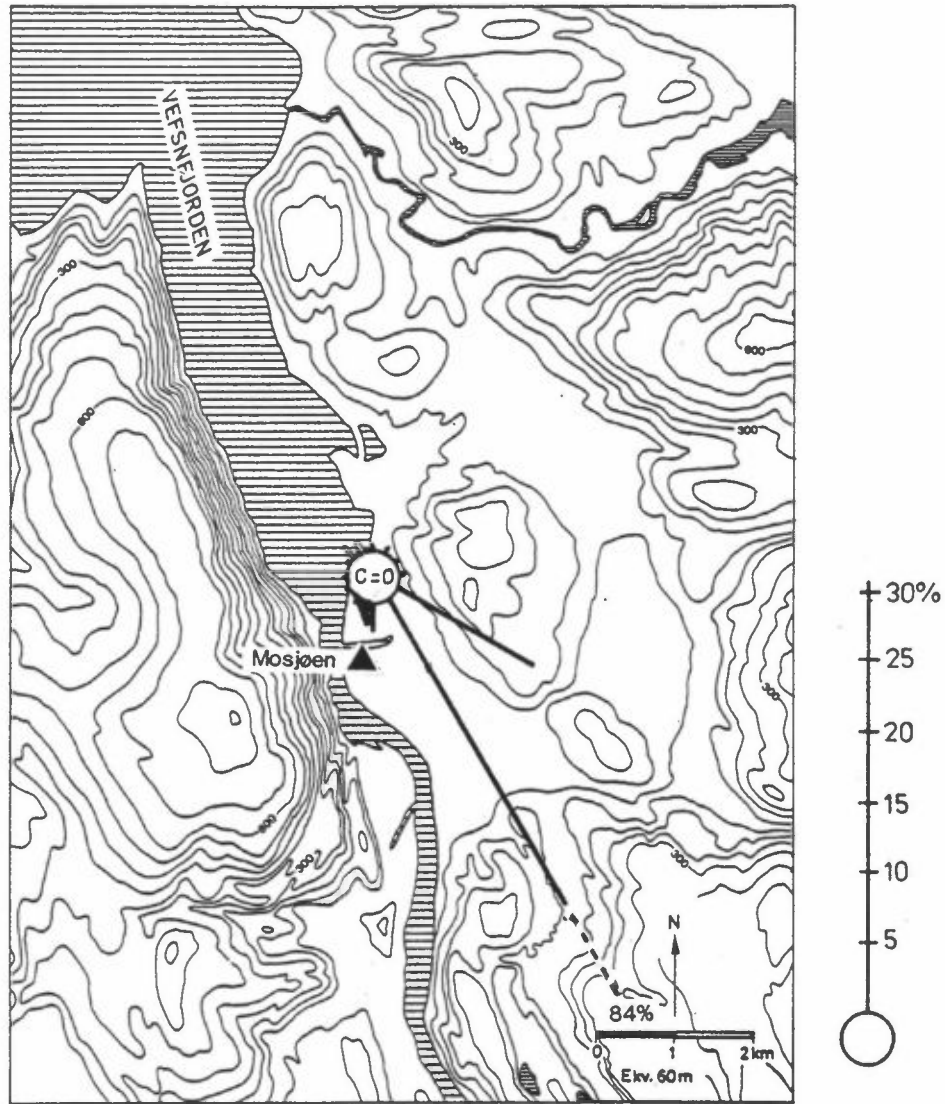
Figur 5: Vindroser og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøven tatt i Høyanger til biologisk testing sommeren 1981. Vindrosens sentrum faller sammen med målestasjonens plassering. ■ viser aluminiumverkets beliggenhet.



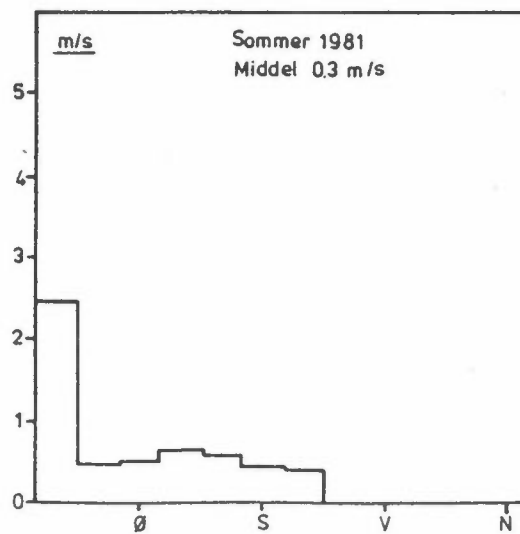
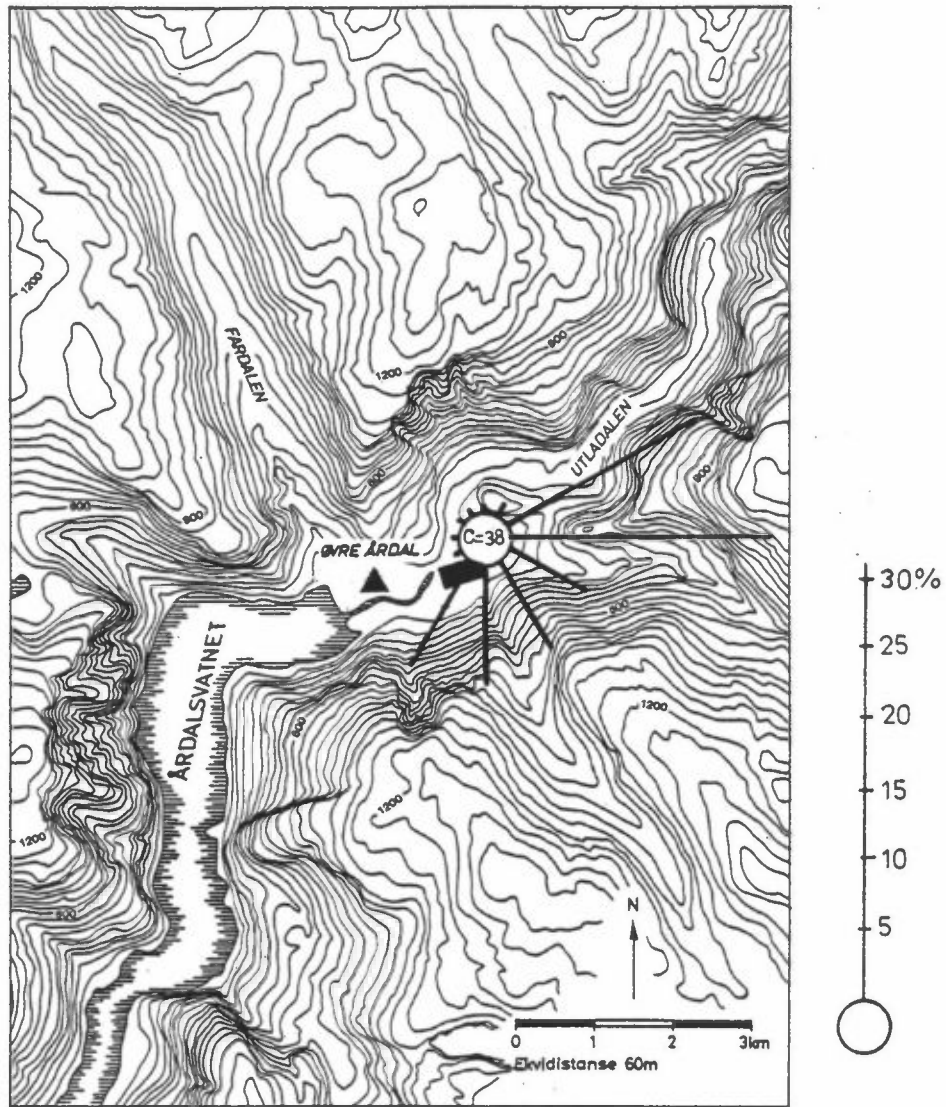
Figur 6: Vindrose og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøven tatt i Høyanger til biologisk testing vinteren 1981. Vindrosens sentrum faller sammen med målestasjonens plassering. ■ viser aluminiumverkets beliggenhet.



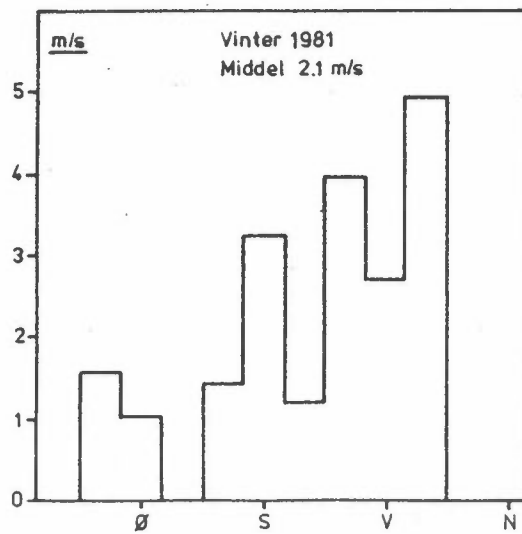
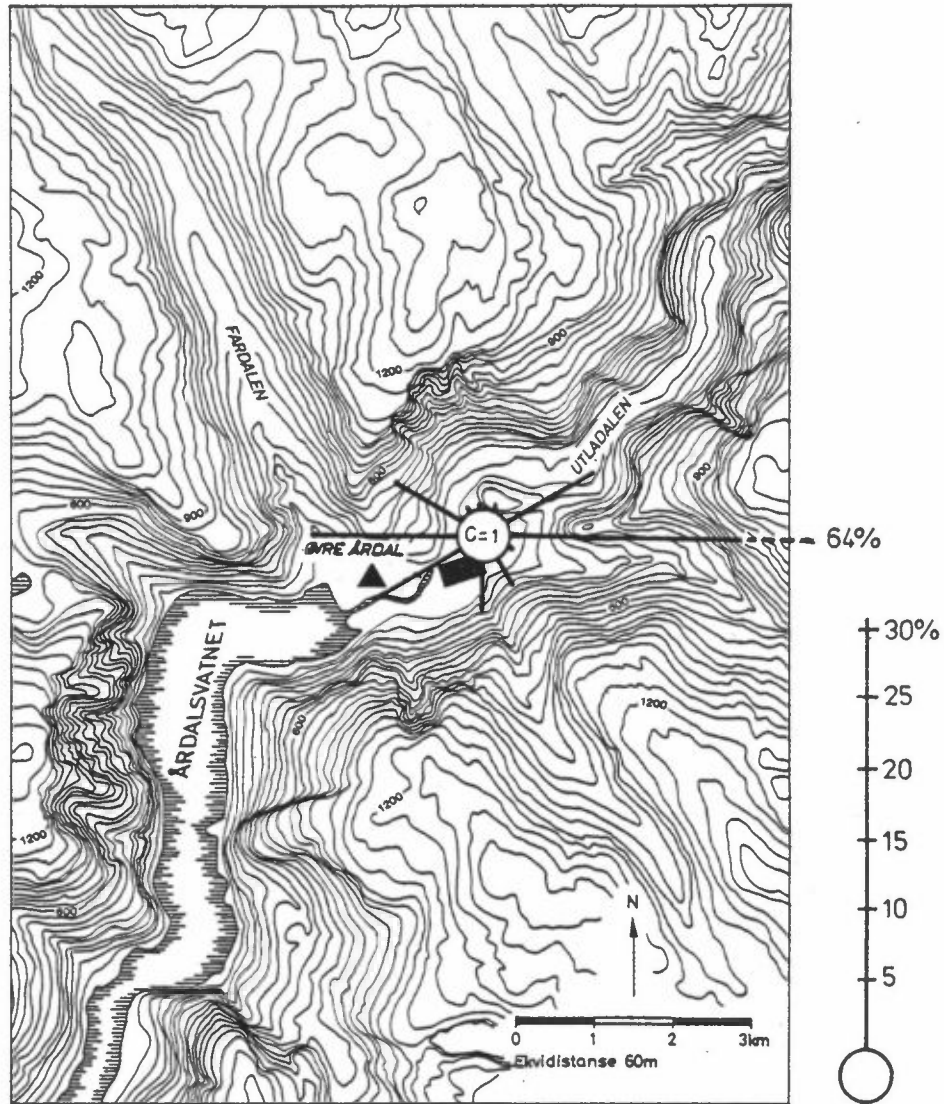
Figur 7: Vindrose og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøven tatt i Mosjøen til biologisk testing sommeren 1981. ▲ viser målestasjonens plassering. Vindrosens sentrum faller sammen med aluminiumverkets beliggenhet.



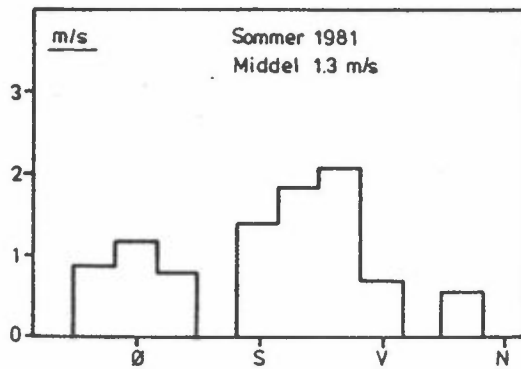
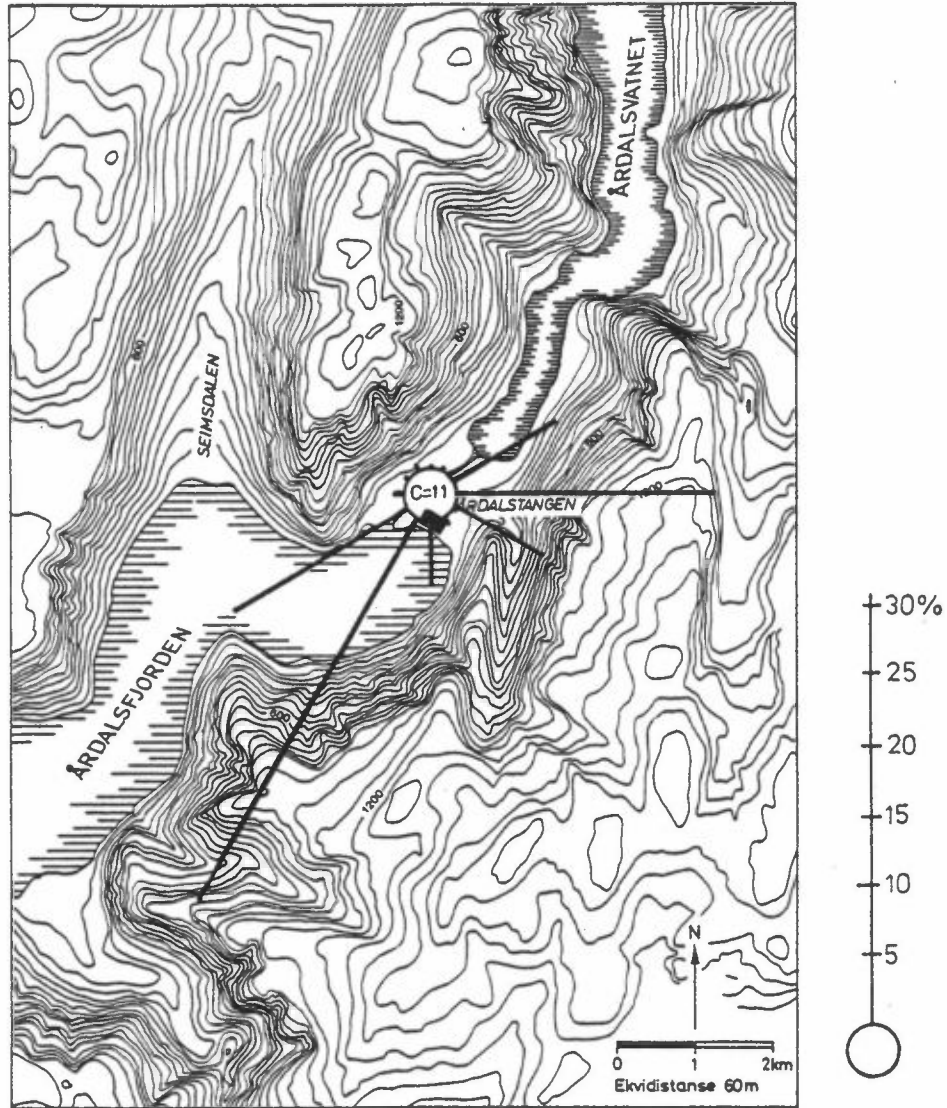
Figur 8: Vindrose og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøvene tatt i Mosjøen til biologisk testing vinteren 1981. ▲ viser målestasjonens plassering. Vindrosens sentrum faller sammen med aluminiumverkets beliggenhet.



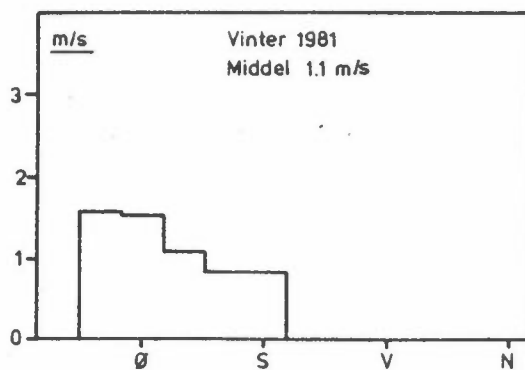
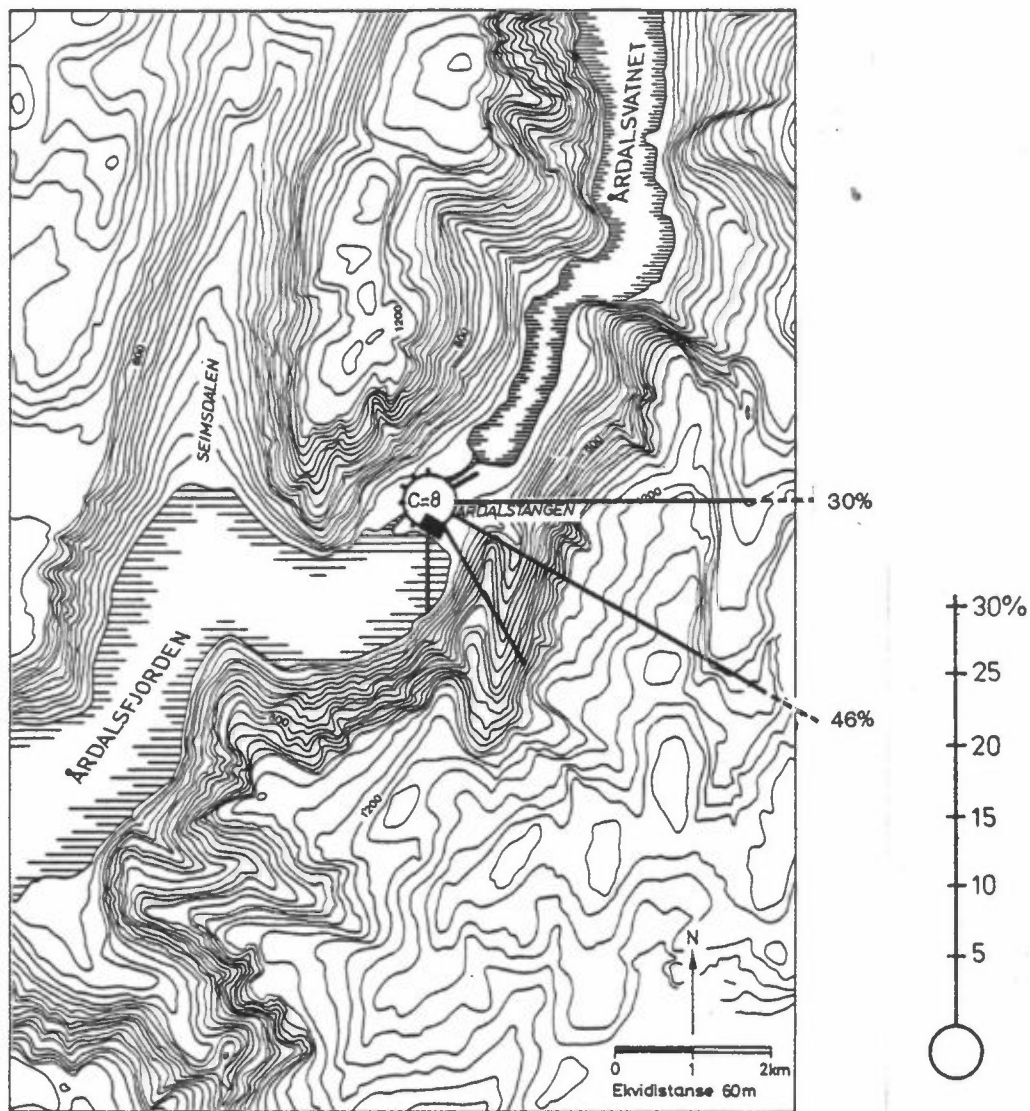
Figur 9: Vindrose og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøven tatt i Øvre Årdal til biologisk testing sommeren 1981. ▲ viser målestasjonens plassering. ■ viser aluminiumverkets beliggenhet.



Figur 10: Vindrose og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøven tatt i Øvre Årdal til biologisk testing vinteren 1981. ▲ viser målestasjonens plassering. ■ viser aluminiumverkets beliggenhet.



Figur 11: Vindrose og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøven tatt på Ardalstangen til biologisk testing sommeren 1981. Vindrosens sentrum faller sammen med målestasjonens plassering. ■ viser anodemassefabrikkens beliggenhet.



Figur 12: Vindrose og middelvindstyrke som funksjon av vindretningen for luftprøven tatt på Ardalstangen til biologisk testing vinteren 1981. Vindrosens sentrum faller sammen med målestasjonens plassering. ■ viser anodemassefabrikkens beliggenhet.

I Mosjøen er den typiske situasjon at man har landsjøbriseeffekt om sommeren og fralandsvind om vinteren. Vindrosene for de prøvene som ble tatt i Mosjøen for biologisk testing, se figurene 7 og 8, synes å være representative for vindforholdene i de to årstidene (Thrane, 1983c).

Vindforholdene for sommerprøven som ble tatt i Øvre Årdal (se figur 9) synes å være lite typiske for årstiden (Thrane, 1983d). Det har vært en lang periode med vindstille og ellers meget svak vind fra østlig til nordøstlig retning. Sammenligner man disse vindobservasjoner med tidligere undersøkelser av de meteorologiske forhold i Øvre Årdal (Semb, Gotaas og Hagen, 1975), er det grunn til å anta at vindforholdene både under prøvetakingen og for hele sommeren 1981 (Thrane, 1983d) er lite typiske for årstiden generelt. Dette indikerer at prøven som ble tatt for biologisk testing om sommeren er tatt under uvanlige meteorologiske forhold og derfor er lite representativ, og det er grunn til å tro at den har gitt høyere resultater enn det man skulle forvente. Vindforholdene under prøvetakingen om vinteren i Øvre Årdal, se figur 10, har vært mer typisk for årstiden. Det har blåst noe mer under prøvetakingen enn det som er vanlig og utluftingen har sannsynligvis vært bedre enn den pleier å være vinterstid. Ved vurderingen av spredningsforholdene må man være klar over at de meteorologiske forhold i dette området er kompliserte og at det derfor kan være andre faktorer enn vindretning og -styrke som er avgjørende for transport og utlufting av luftforurensningene.

Årdalstangen er omgitt av bratte fjellsider og terrenget gjør at de meteorologiske forhold også her er kompliserte. De meteorologiske observasjoner som er lagt til grunn for vurderingene er begrenset til vindmålinger i perioden fra august 1981 til februar 1982 (Thrane, 1983e). Vindobservasjonene fra august ser ut til å være som man skulle forvente i sommermånedene med dominerende sydvestlig vindretning på grunn av sjøbris. Når man sammenligner vindforholdene under prøvetakingen av sommerprøver for biologisk testing se

figur 11, med de man har for august 1981 (Thrane, 1983e), vil man finne at de er nokså like. Det har vært noe mer vindstille under prøvetakingen enn det som gjennomsnittet for hele måneden viser. Under prøvetakingen om vinteren har man på Årdalstangen hatt svak vind med østlig til sydøstlig retning se figur 12. Det er vanskelig å si om målestasjonen har mottatt forurensninger fra aktivitetene ved anodemassefabrikken eller kaianlegget i særlig grad, og det er heller ikke mulig å vurdere bidraget fra aluminiumverket i Øvre Årdal. På grunnlag av vindobservasjoner fra vinteren 1981/82 ser det ut til at svak østlig vind kan forekomme ganske ofte på Årdalstangen, men at også nordlig og nordøstlig vind med høy vindstyrke er forholdsvis hyppig. Ved de høye vindstyrker vil man anta at utluftingen i området er god. Vindforholdene under prøvetakingen for biologisk testing synes derfor ikke å ha vært typiske for vintermånedene.

4 RESULTATER AV DE BIOLOGISKE TESTENE

Måling av mutagen aktivitet er blitt utført med Salmonella/mikrosomtesten (Ames' test) av ekstrakt av partikulært materiale fra omgivelsesluft samlet inn i nærheten av aluminiumverkene i Høyanger, Mosjøen, Øvre Årdal og anodemassefabrikken på Årdalstangen (se vedlegg 4). Hensikten har vært å studere nivået av mutagenitet i luften nær verkene og se om resultatene har sammenheng med nivåene av PAH. Undersøkelsen ble foretatt på ett sett sommerprøver og ett sett vinterprøver. Prøvene ble samlet inn over flere dager og slått sammen, slik at de representerer et gjennomsnitt. Fordi prøvene i sin helhet ble brukt til biologisk testing, ble de ikke analysert med hensyn på andre forurensningskomponenter. Vurderingen av i hvilken grad disse prøvene er representative og dermed sammenlignbare med andre observasjoner, bygger derfor kun på de meteorologiske data (se punkt 6 DISKUSJON).

I undersøkelsen inngikk testing av ekstrakter fra svevepartiklene og fra mere flyktige forbindelser samlet inn med polyuretan-propper. Dessuten er enkelte prøver testet med kvantitativ mutasjonstest for å bedømme prøvenes eventuelle bakteriedrepende (cytotoksiske) effekt. Ekstrakter fra svevepartiklene ga ikke vesentlig cytotoksisk effekt; dette bekreftes av lineære dose-responskurver i vanlig Ames' test. Polyuretan-proppekstraktene, derimot, viste gjennomgående en betydelig cytotoksisk effekt.

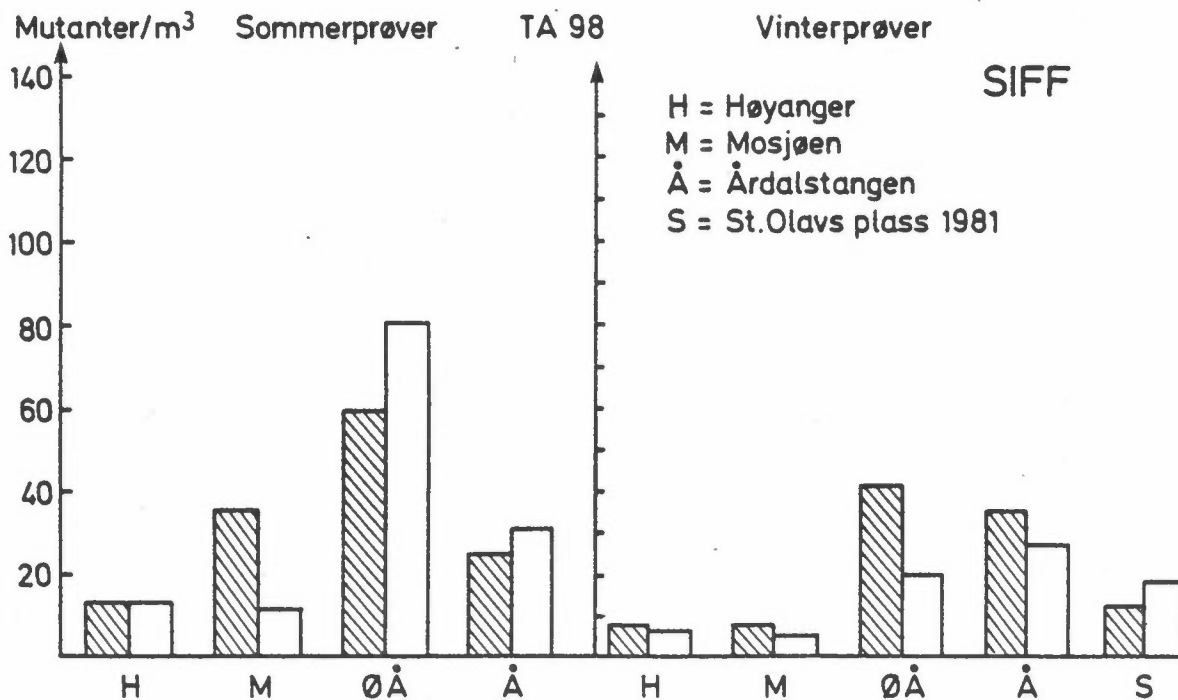
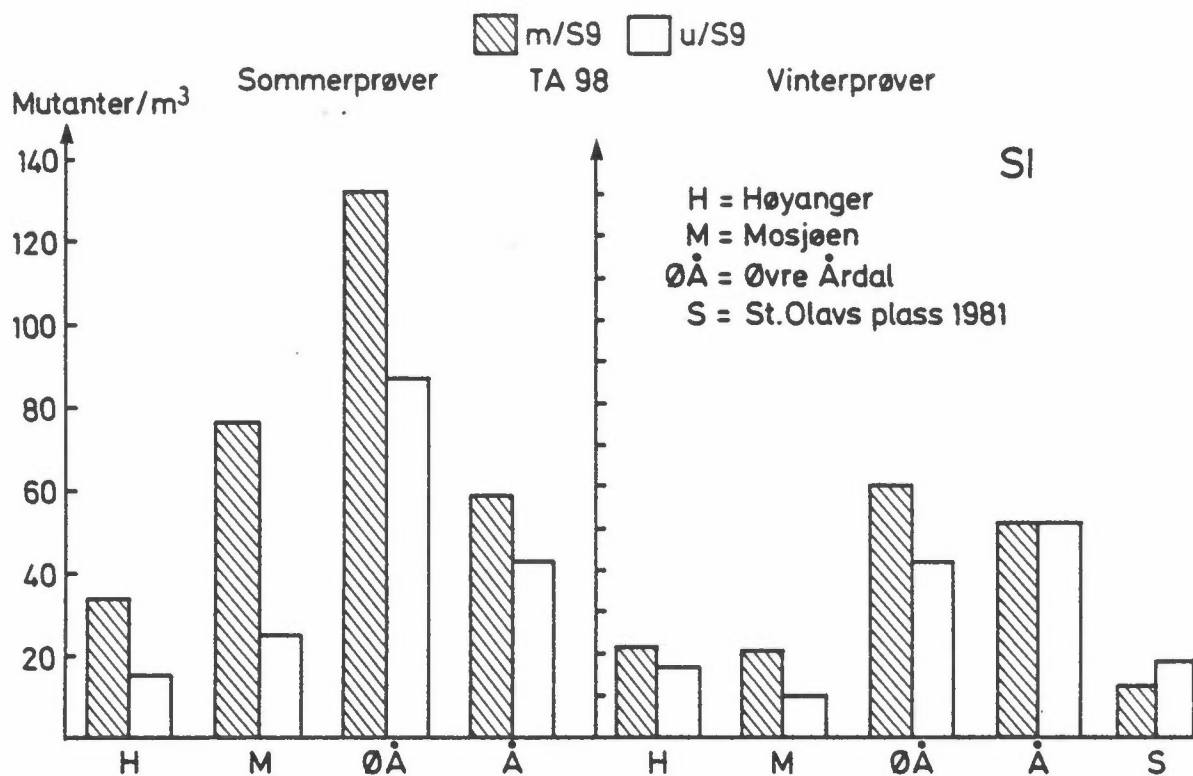
Propp-ekstraktene ga også svært lave utslag i vanlig Ames' test, sett i forhold til svevepartikkelekstraktene (resultater fra disse undersøkelsene finnes i delrapportene (Aune, Søderlund, Tveito 1982, Møller, Hongslo 1982)).

Resultatene fra mutagenitetstesting av svevepartikkelekstraktene er samlet i figur 13 og 14. Resultatene er oppgitt som mutanter pr m^3 , kalkulert ut fra de enkelte dose-responskurvene. Testene er utført med Salmonella-stammene TA98 og TA100 med og uten leverenzymaktivering.

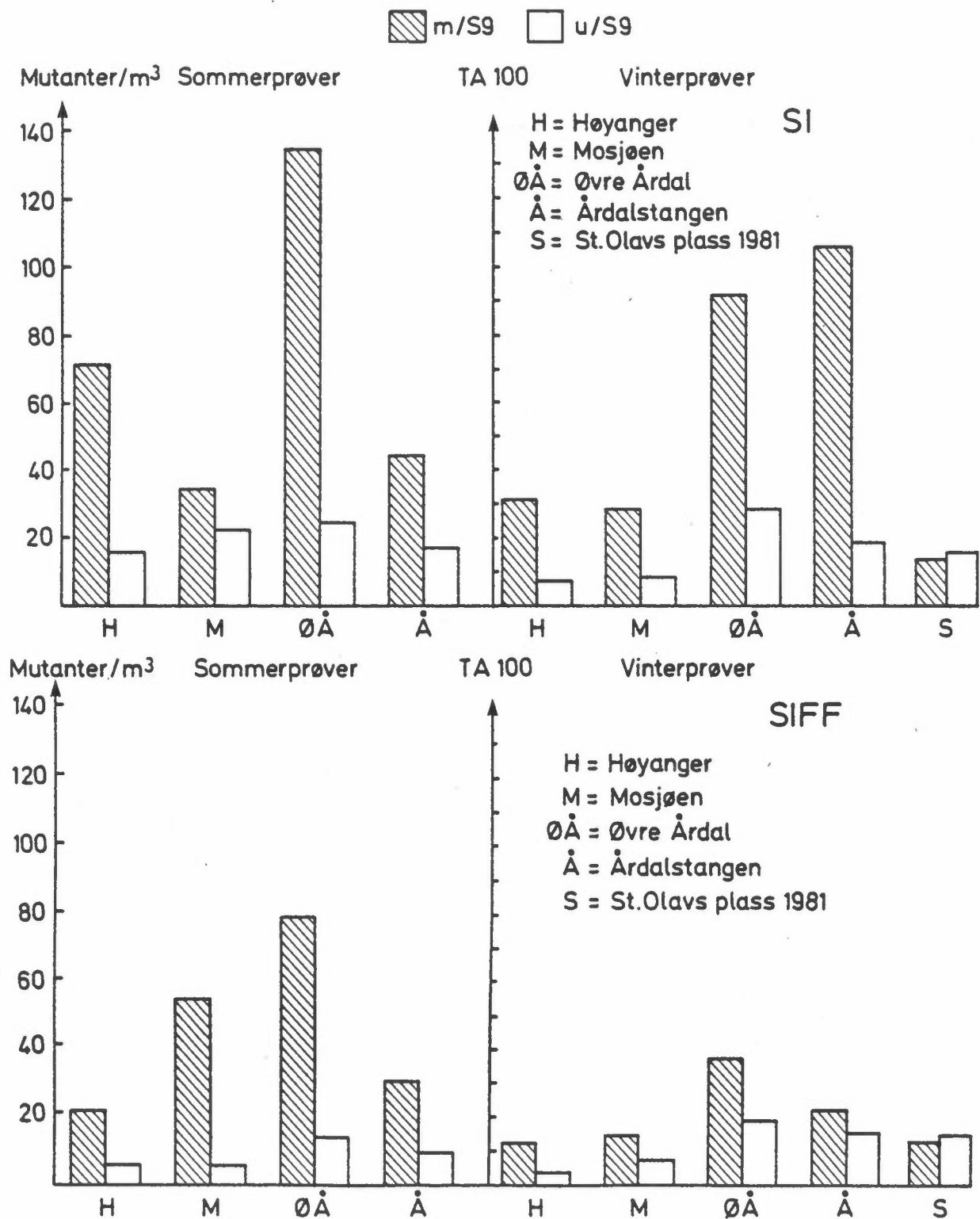
Figurene viser høy grad av overensstemmelse i testresultatene oppnådd ved SIFF og SI. Gjennomgående er utslagene høyest i resultatene fra SI, men de innbyrdes forhold mellom prøvene er i svært stor grad overensstemmende.

Høyest mutagen aktivitet ble påvist i prøvene fra Øvre Årdal.

For sammenlignings skyld er resultatene fra en tidligere undersøkelse fra St. Olavs plass i Oslo i april 1981 tatt med i figurene (Sanner, 1982). Prøven er testet både ved SIFF og SI. Tallene fra Oslo-undersøkelsen, som representerer snittet fra disse testene, ligger lavere enn aktiviteten i de fleste luftprøvene fra områdene rundt aluminiumindustrien. Også luftprøver tatt i Sverige nær aluminiumverk viste gjennomgående lavere mutagen aktivitet enn vi har påvist i dette arbeidet (Alfheim, 1982).



Figur 13: Resultater av mutagenitetstesting av ekstrakter fra svevestøv i Ames' test med testorganismen *Salmonella typhimurium* TA98 med og uten leverenzymaktivering (S9).



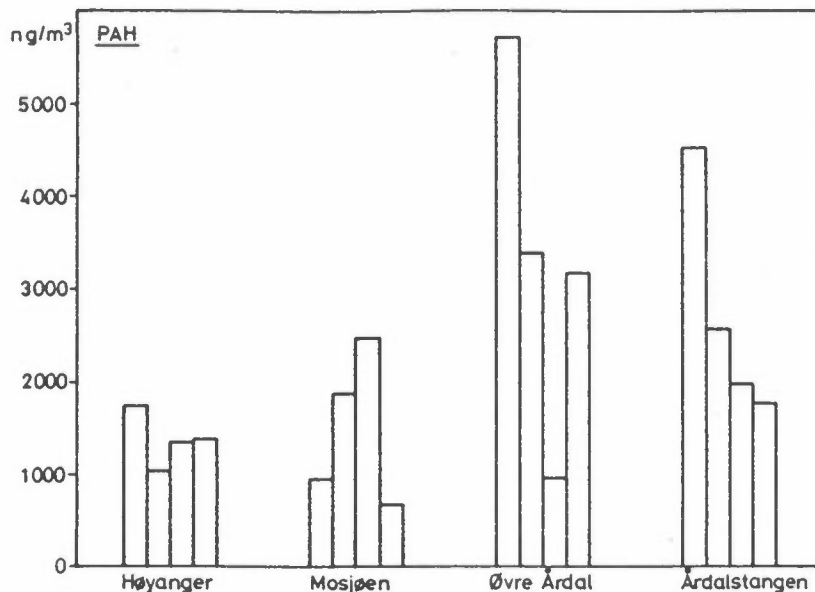
Figur 14: Resultater av mutagenitetstesting av ekstrakter fra svevestøv i Ames' test med testorganismen *Salmonella typhimurium* TA100 med og uten leverenzymaktivering (S9).

Mutagen aktivitet ble påvist i alle prøvene både med og uten aktiveringsenzymmer. De fleste prøvene ga høyere resultater med leverenzymaktivering enn uten. For bakterien TA100 gjelder dette alle prøvene. Tilsvarende karakteristikkk ble også funnet i luftprøver med bidrag fra aluminiumverket i Sverige (Alfheim, 1982).

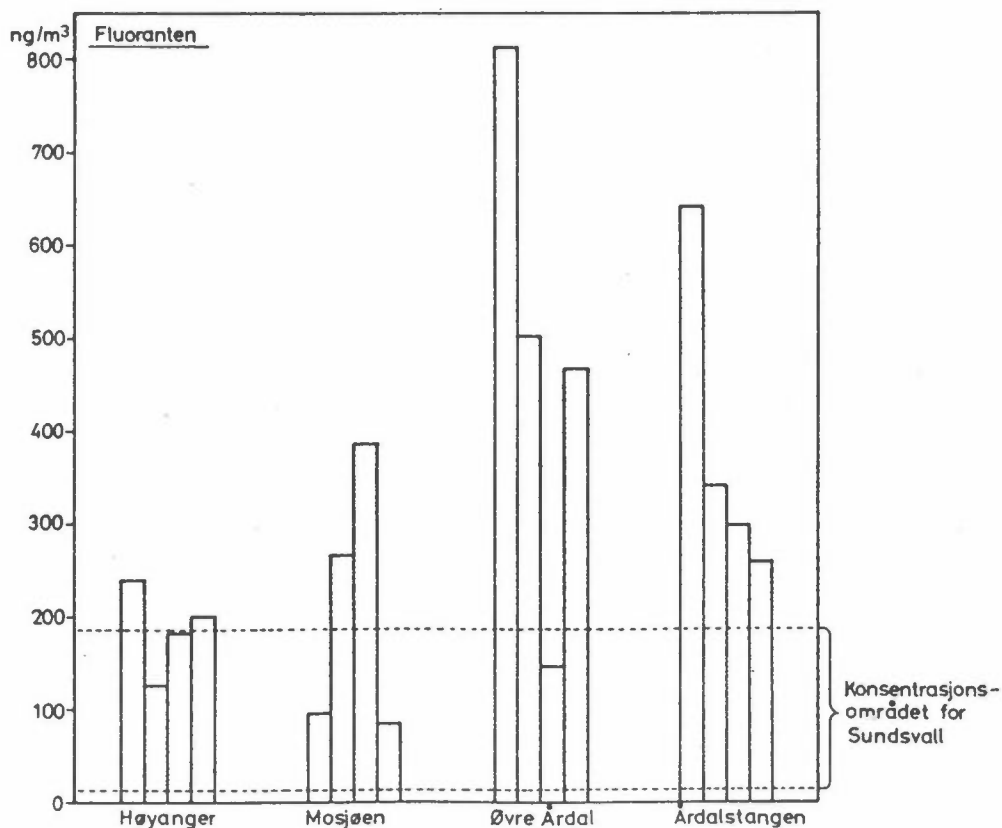
5 RESULTATER AV DE KJEMISKE MÅLINGENE

5.1 PAH i luft

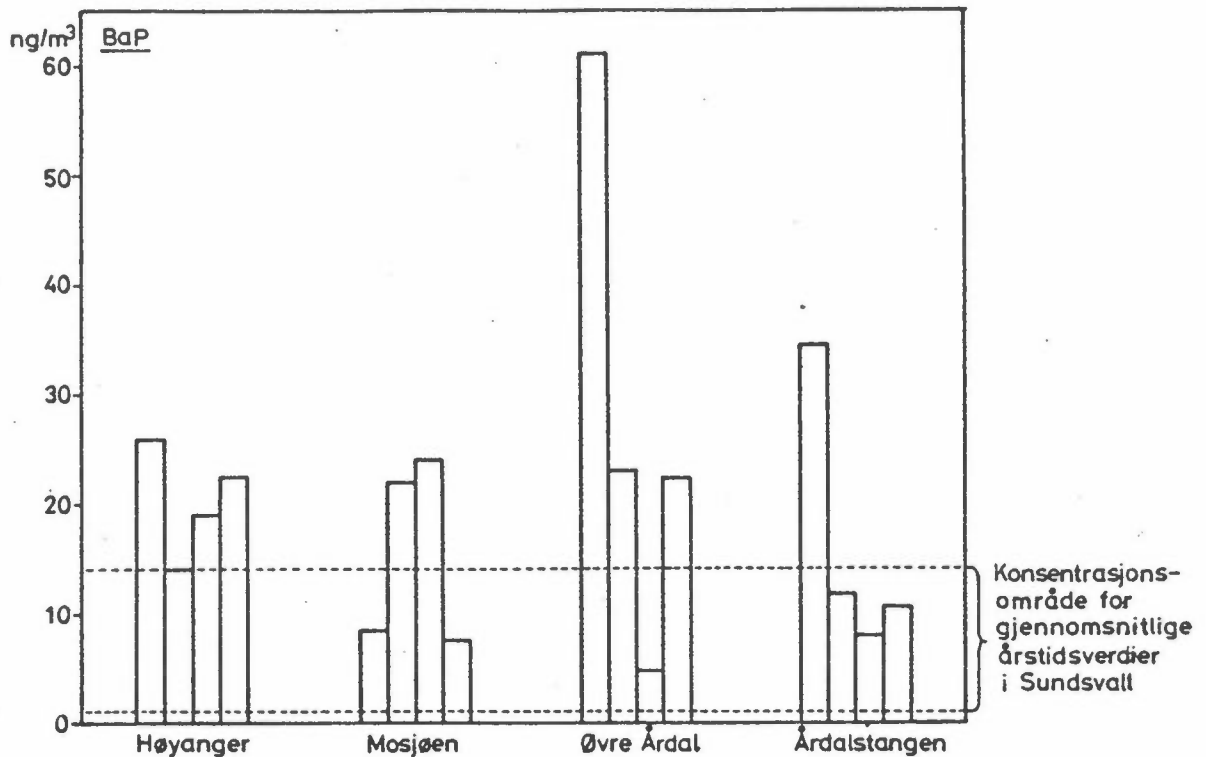
Gjennomsnittverdier for summen av PAH er illustrert i figur 15 for hver årstid og målestasjon. I Mosjøen er den høyeste gjennomsnittkonsentrasjonen målt om sommeren, mens man de andre tre stedene har målt de høyeste nivåene i løpet av vintermånedene. Nivåene av fluoranten som er en PAH-komponent sterkt assosiert med aluminiumproduksjonen, er vist i figur 16. For å gi et sammenligningsgrunnlag er konsentrasjonsområdet for 19 årstidsgjennomsnitt målt i nærheten av Gränges Aluminium i Sundsvall, Sverige tatt med (Thrane, 1982b). Målingene i Sundsvall ble utført ved fire stasjoner hvorav én var plassert ca 500 meter fra Gränges Aluminium, én var plassert slik at den mottok forurensninger både fra verket og fra en sterkt trafikkert vei ved en bestemt vindretning. En stasjon var representativ for sentrum av byen og én for bakgrunnsområdet. Man ser at nivåene av fluoranten i Øvre Årdal og på Årdalstangen er høyere enn i Sundsvall ved alle årstider. I Høyanger og i Mosjøen tilsvarende nivåene for to av årstidene de man har målt i Sundsvall, mens de øvrige er høyere.



Figur 15: Gjennomsnittkonsentrasjoner for alle målinger av summen av PAH innen hver årstid ved de fire målestedene. Resultatene er vist i rekkefølgen vinter, vår, sommer og høst.



Figur 16: Gjennomsnittkonsentrasjoner for alle målinger av fluoranten innen hver årstid ved de fire målestedene. Resultatene er vist i rekkefølgen vinter, vår, sommer og høst. Konsentrasjonsområdet for årstidsnivåer av fluoranten i Sundsvall, Sverige, er tatt med.



Figur 17: Gjennomsnittkonsentrasjoner for alle målinger av BaP innen hver årstid ved de fire målestedene. Resultatene er vist i rekkefølgen vinter, vår, sommer og høst. Konsentrasjonsområdet for årstidsnivåer av BaP i Sundsvall, Sverige, er tatt med.

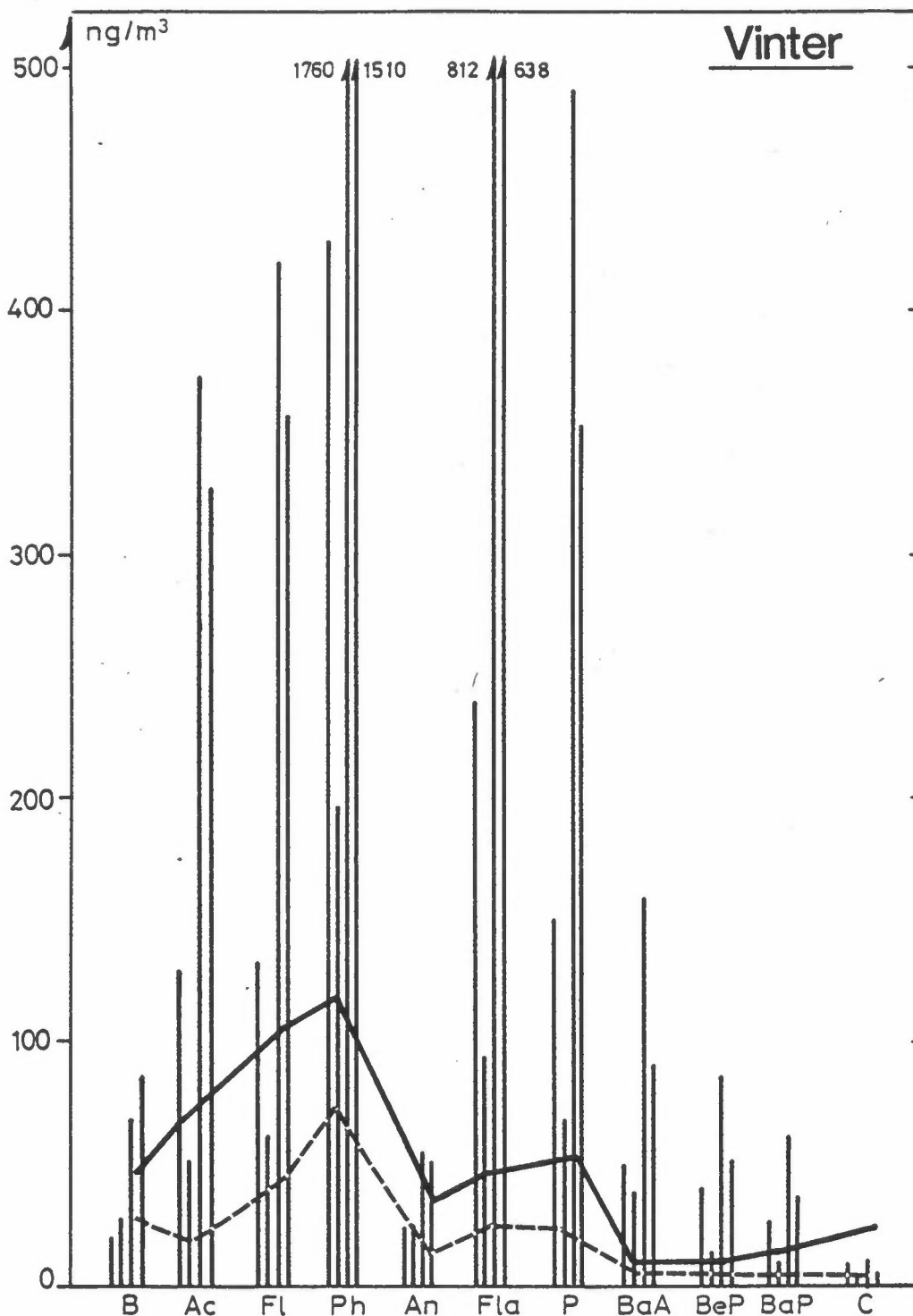
I figur 17 er nivået av benz(a)pyren (BaP) vist for hver årstid og stasjon. Konsentrasjonsområdet for årstidsnivåene av BaP i Sundsvall er tatt med i figuren. Nivåene av BaP i luften i nærheten av den norske aluminiumindustrien er for enkelte årstider langt høyere enn de man fant i Sundsvall.

Det foreligger ingen godkjente grenseverdier for PAH i uteluft (Thrane, 1982a). I Vest-Tyskland ble det for en del år siden foreslått at grenseverdien for BaP skulle være 10 ng/m^3 som årsmiddel (Pott og Dolgner, 1979), men dette forslaget er ikke godkjent. Det synes nå lite sannsynlig at det vil bli satt grenseverdier for kreftfremkallende luftforurensninger i nær fremtid. Årsaken er at man til nå vet for lite om sammenhengen mellom den dose man utsettes for og langtidsvirkningene.

I Oslo er det foretatt målinger av PAH vinter og sommer ved to stasjoner, St. Olavsplass og Nordahl Brunsgate. Målestasjonen på St. Olavsplass er direkte eksponert for trafikkforurensninger, mens stasjonen i Nordahl Brunsgate er representativ for et byområde uten direkte påvirkning for enkeltkilder. I figur 18 og 19 er gjennomsnittkonsentrasjonene for et utvalg av PAH målt vinter og sommer i boligområdene nær aluminiumindustrien, sammenlignet med nivåene ved de to stasjonene i Oslo. Som man ser av figurene er nivåene av de fleste PAH-forbindelsene høyere i boligområdene nær industrien enn i Oslo både vinter og sommer. Konsentrasjonen av koronen er imidlertid høyere i en trafikkert gate om vinteren enn den er nær aluminiumfabrikkene. Denne forbindelsen er sterkt assosiert med trafikk og skraver seg bare i liten grad fra produksjon av aluminium.

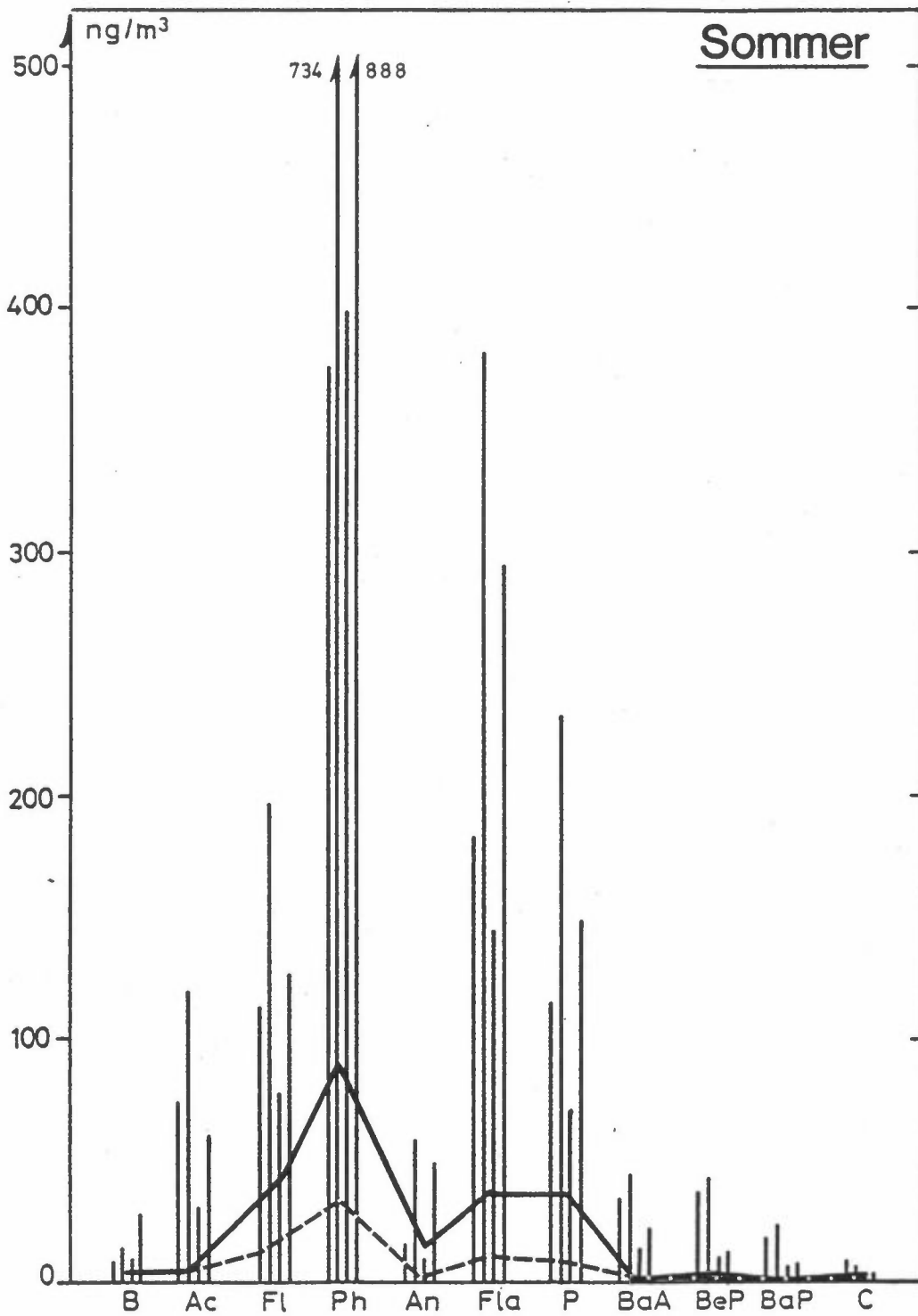
5.2 Beregnete bidrag av PAH fra aluminiumproduksjonen

Bidragene fra aluminiumverkene er beregnet ved hjelp av programmet FOSE, se vedlegg 3. Resultatene i tabell 2 viser at aluminiumverkene er den mest betydelige kilde til PAH på de enkelte steder. I Mosjøen har man imidlertid et merkbart bidrag fra andre kilder i vinterhalvåret. På Årdalstangen var det relative bidrag fra trafikk og husoppvarming lite og det var derfor ikke mulig å skille dette fra den PAH som kom fra aluminiumverket i Øvre Årdal og anodemassefabrikken på Årdalstangen. Det er antatt at trafikk og fyring bidrar med ca 10% av den PAH som finnes i luften på Årdalstangen. Beregningsmetoden for bidraget er basert på at sammensetningen av PAH er forskjellig i utslippet fra de enkelte kilder. Sammensetningen i luftprøvene fra de to hovedkildene aluminiumverket og massefabrikken, syntes å være svært like. Det er derfor mulig at estimatene av bidragene på Årdalstangen er noe mer usikre enn ved de andre målesteder.



Figur 18: Gjennomsnittkonsentrasjonene for vinter er illustrert med en vertikal linje i rekkefølgen Høyanger, Mosjøen, Øvre Årdal og Årdalstangen for hver av komponentene: bifenyl (B), acenaften (Ac), fluoren (Fl), fenantren (Ph), antracen (An), fluoranten (Fla), pyren (P), benzo(e)pyren, benzo(a)pyren (BaP) og koronen (C). Gjennomsnittkonsentrasjonene for de samme komponenter målt ved to stasjoner i Oslo er også vist:

St. Olavs plass : ———
Nordahl Brunsgate: - - - -



Figur 19: Gjennomsnittkonsentrasjonene for sommer. (Se forøvrig figur 18).

Tabell 2: Beregnet bidrag av PAH fra aluminiumproduksjonen i prosent av total mengde målt i luften ved de fire målestasjonene.

Sted og kilde	Vinter	Sommer
Høyanger, Al-verk	75%	85%
Mosjøen, "	46%	64%
Øvre Årdal, "	76%	83%
Årdalstangen, {		
	Anodemassefabrikken	44%
Al-verket i Øvre Årdal	46%	32%

5.3 Svevestøv i luft

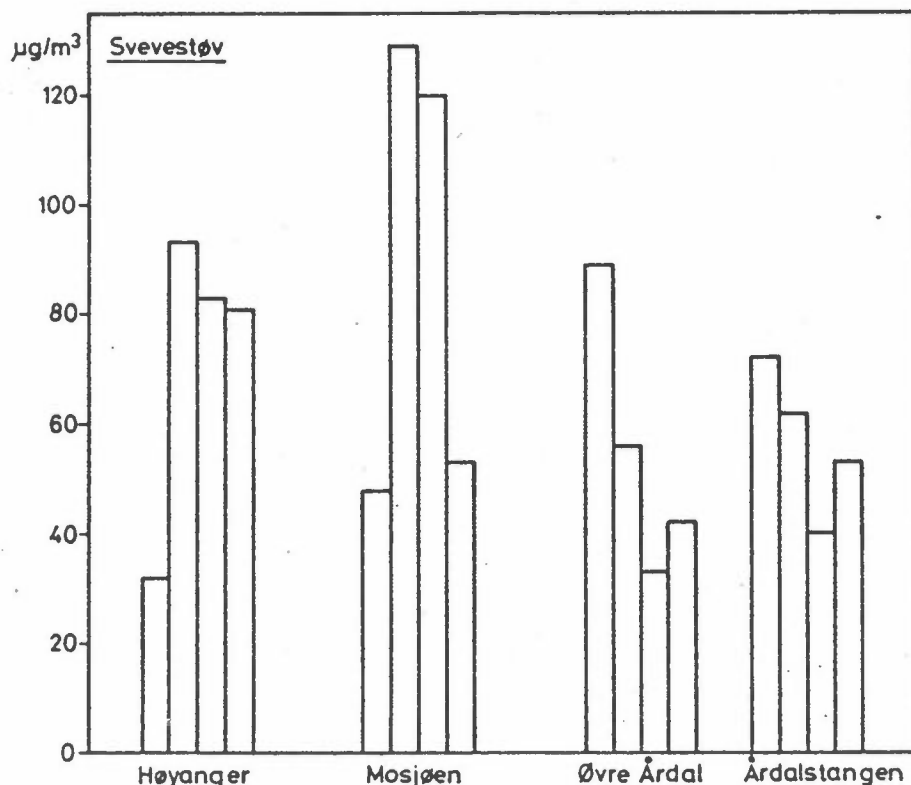
I vanlige helsestudier med hensyn til luftforurensninger ser man på svevestøv (sot) og svoveldioksid (SO₂) samtidig, fordi effekten av de to ikke kan skilles fra hverandre i epidemiologiske studier. SFT's arbeidsgruppe (SFT, 1982) har fremmet forslag til grenseverdier for luftkvalitet for svevestøv (sot) og SO₂, hvor man baserer seg på at begge komponentene er tilstede samtidig. For sikkerhets skyld anbefaler WHO's ekspertgruppe (WHO, 1979) at konsentrasjonen av hver av disse bør være under de anbefalte verdier.

I denne undersøkelsen har man ikke målt SO₂-konsentrasjonene, og man har dessuten benyttet en annen metode for svevestøvmålinger enn de SFT-gruppen baserer seg på. De mest nærliggende luftkvalitetskriterier å sammenligne resultatene med har vært de som Environmental Protection Agency (EPA) utga i 1971 for "high volume sampling" av svevestøv.

Sammenlignet med disse normer fra USA (EPA, 1971) ser det ut til at svevestøv kan være et forurensningsproblem i områder nær aluminiumindustrien. Når man sammenligner måleresultatene med de amerikanske normer må man imidlertid være klar over at metodene og utstyr for prøvetaking som er brukt i dette prosjektet er forskjellig fra de som er anbefalt i dokumentet fra EPA. Prøvetakeren som er brukt i denne undersøkelsen vil sannsynligvis gi lavere resultater enn den som er lagt til grunn for standarden.

Bare i Mosjøen har den amerikanske primærstandard på $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for en 24 timers prøve blitt overskredet i løpet av måleperioden. Denne standarden er satt for å beskytte menneskers helse. Den tilsvarende sekundærstandard på $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som er satt ut fra hensyn til trivsel og virkning på miljøet, er overskredet et fåtall ganger ved alle målestasjoner.

Som vist på figur 20 er det tydelige årstidsvariasjoner, men man ser også at nivåene varierer forskjellig ved de enkelte målestasjonene. De høyeste gjennomsnittkonsentrasjonene er funnet om våren i Høyanger og Mosjøen, og om vinteren i Øvre Årdal og på Årdalstangen. I Mosjøen var det mye svevestøv i luften også om sommeren mens konsentrasjonene om høsten og vinteren var redusert til det halve. Nivået i Høyanger var lavest om vinteren og utgjorde da bare 1/3 av den mengden man fant i vårmånedene.



Figur 20: Gjennomsnittkonsentrasjoner for alle målingene gjort innen hver årstid av svevestøv ved de fire målestasjonene. Resultatene er vist i rekkefølgen vinter, vår, sommer og høst.

Ved en undersøkelse av luftkvaliteten i Fredrikstad og i Sarpsborg har man brukt den samme prøvetakeren som er benyttet i undersøkelsen omkring aluminiumindustrien. Det ble tatt døgnprøver hver 6. dag, og prøvetakingen varte fra oktober 1982 til slutten av mars 1983. Begge prøvetakerne var plassert på hustak og var ikke direkte eksponert til bestemte kilder. I Fredrikstad sto prøvetakeren ca 10 meter over bakken og i Sarpsborg 20 meter over bakken. For sammenligning er gjennomsnittresultatene av målingene fra høst- og vintermånedene samt den ene vårmåned gitt i tabell 3. Av tabellen ser man at støvmengden målt i nærheten av aluminiumindustrien stort sett tilsvarende nivåene i disse to byene.

Tabell 3: Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av svevestøv målt i Fredrikstad og Sarpsborg ved hjelp av PUR-prøvetaker, i vinterhalvåret 1982/83 (Hagen, 1983).

n = antall prøver, a = svevestøvkonsentrasjoner.

Sted	Høst 1982 (oktober-november)		Vinter 1982/83		Mars 1983	
	n	a	n	a	n	a
Fredrikstad	9	55.3	15	80.9	5	123.5
Sarpsborg	10	35.6	13	43.0	6	48.5

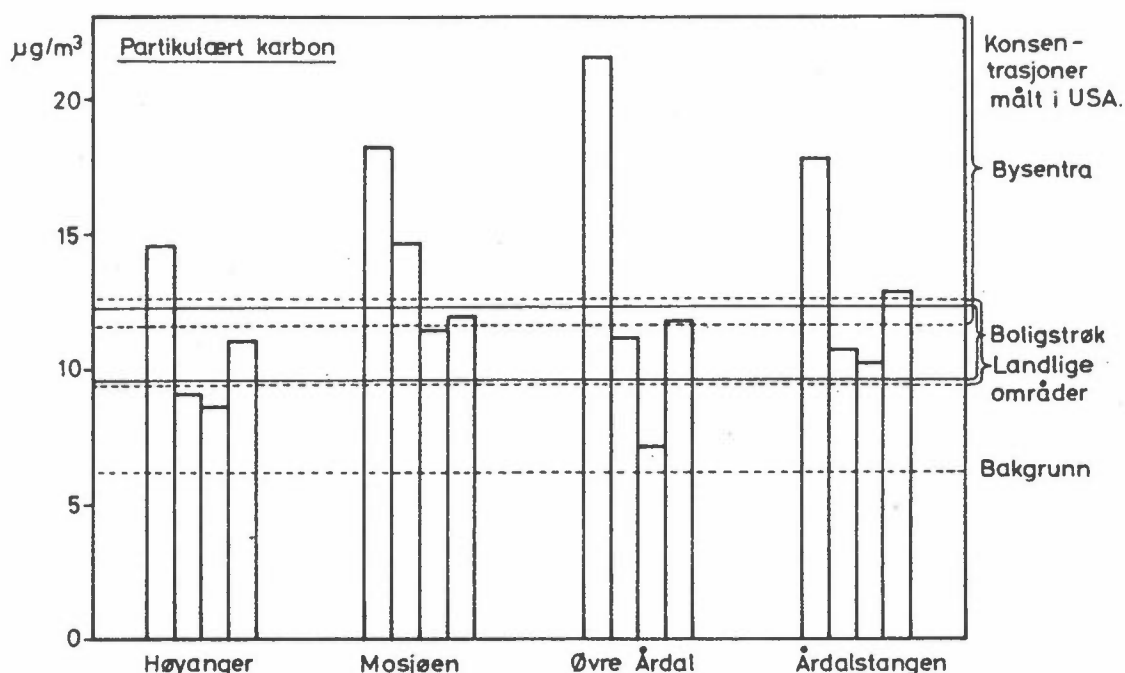
Det ble foretatt regresjonsanalyser mellom konsentrasjonene av svevestøv og utvalgte PAH-forbindelser. Hensikten var å undersøke om disse forurensningene kunne ha en felles opprinnelse. I prøvene fra Høyanger, Mosjøen og Årdalstangen fant man liten eller ingen korrelasjon mellom mengden svevestøv og PAH-konsentrasjon. Dette indikerer at de har forskjellige hovedkilder. Svevestøv kan skrive seg fra andre aktiviteter ved fabrikkene enn selve produksjonen av aluminium og anodemasse, og det kan også være andre viktige kilder til svevestøv i omgivelsene. I prøvene fra Øvre Årdal var det derimot sammenheng mellom de to forurensningene, men dette skyldes sannsynligvis de meteorologiske forhold og ikke nødvendigvis at forurensningene skriver seg fra samme kilde. I Øvre Årdal kan man, særlig om vinteren, regne med stabil skiktning og dårlig utlufting i en stor del av tiden. Slike situasjoner vil gi en anrikning og blanding av luftforurensningene på stedet.

5.4 Partikulært karbon i luft

I denne undersøkelsen ble de første prøvene analysert med hensyn på uorganisk karbon samt elementært og organisk karbon. Uorganisk karbon utgjorde en såpass liten del av det totale karbon i prøven at det ikke syntes å være hensiktsmessig å rapportere begge deler. Derfor er bare resultatene av total partikulært karbon oppgitt i rapportene.

Karbon synes å være tilstede i luftprøver fra bakgrunnsområder såvel som i byer (Wolff et al., 1982), men det foreligger svært få måleresultater. Årsaken til at denne viktige forurensningskomponent sjelden er inkludert i et måleprogram kan være at de eksisterende målemetoder er tidkrevende og noe usikre. Gjennomsnittkonsentrasjoner for partikulært karbon for hver årstid ved de enkelte målestasjoner er vist i figur 21. For sammenligning er konsentrasjonsområder fra en amerikansk undersøkelse tatt med i figuren (Wolff et al., 1982). Som vist i figurene er nivåene målt om vinteren i nærheten av aluminiumindustrien i samme konsentrasjonsområde som de man har funnet i byer i USA. Ved de andre årstidene tilsvarer nivåene de man har rapportert fra boligstrøk og landlige områder.

Årstidsvariasjonene er ganske like ved de fire målestedene med de høyeste konsentrasjonene om vinteren og de laveste om sommeren. De høye konsentrasjonene om vinteren skyldes sannsynligvis fyring. I Mosjøen forekom den nest høyeste gjennomsnittkonsentrasjonen om våren, mens man fant den nest høyeste om høsten ved de andre stasjonene. Årsaken kan være forskjeller i de meteorologiske forhold, eller at fyringssesongen i Mosjøen er forskjøvet i forhold til de andre stedene.



Figur 21: Gjennomsnittkonsentrasjoner for alle målingene innen hver årstid av partikulært karbon ved de fire målestasjonene. Resultatene er vist i rekkefølgen vinter, vår, sommer og høst.

Det ble foretatt regresjonsanalyser mellom svevestøv og karbon og resultatene tyder på at disse forurensninger skriver seg fra forskjellige kilder i Høyanger og Mosjøen. Ved å sammenligne stolpediagrammene i figurene 20 og 21 for de to målestedene ser man at også årstidsvariasjonene er forskjellige. I Øvre Årdal var det imidlertid god sammenheng mellom svevestøv og karbon, men årsaken kan være de spesielle meteorologiske forhold som man har i dette området. I prøvene fra Årdalstangen ser det også ut til å være en sammenheng mellom svevestøv og partikulært karbon, men spredningen omkring regresjonslinjen var større enn for resultatene fra Øvre Årdal.

Det var nærliggende å anta at både partikulært karbon og PAH i uteluft hovedsakelig vil komme fra produksjon og bruk av anodemasse i fabrikkene. Dersom denne antagelsen var riktig ville man kunne bruke karbon som en indikator for PAH i disse områdene, og sammenhengen ble derfor undersøkt ved regresjonsanalyser mellom partikulært karbon og PAH. I prøvene fra Mosjøen fant man ingen sammenheng mellom de to forurensningene. Resultatene fra regresjonsanalysene fra de andre stedene viste at det var noe sammenheng, men at spredningen omkring regresjonslinjen var stor. Resultatene tydet på at det er liten sammenheng mellom partikulært karbon og de organiske forurensningskomponentene, og at man ikke kan bruke nivået av partikulært karbon som et mål for PAH i luften nær aluminiumverk. Den dårlige korrelasjonen indikerer at hovedkildene ikke er felles for de to komponentene. Ved en tilsvarende undersøkelse i et boligområde nær aluminiumverket på Sunndalsøra viste også resultatene at partikulært karbon og PAH skrev seg fra forskjellige kilder (Thrane, 1983a). Det bør nevnes at stabiliteten av karbon og PAH i luft sannsynligvis er meget forskjellig under de forskjellige betingelser. Dette kan være en medvirkende årsak til den lave korrelasjonskoeffisienten.

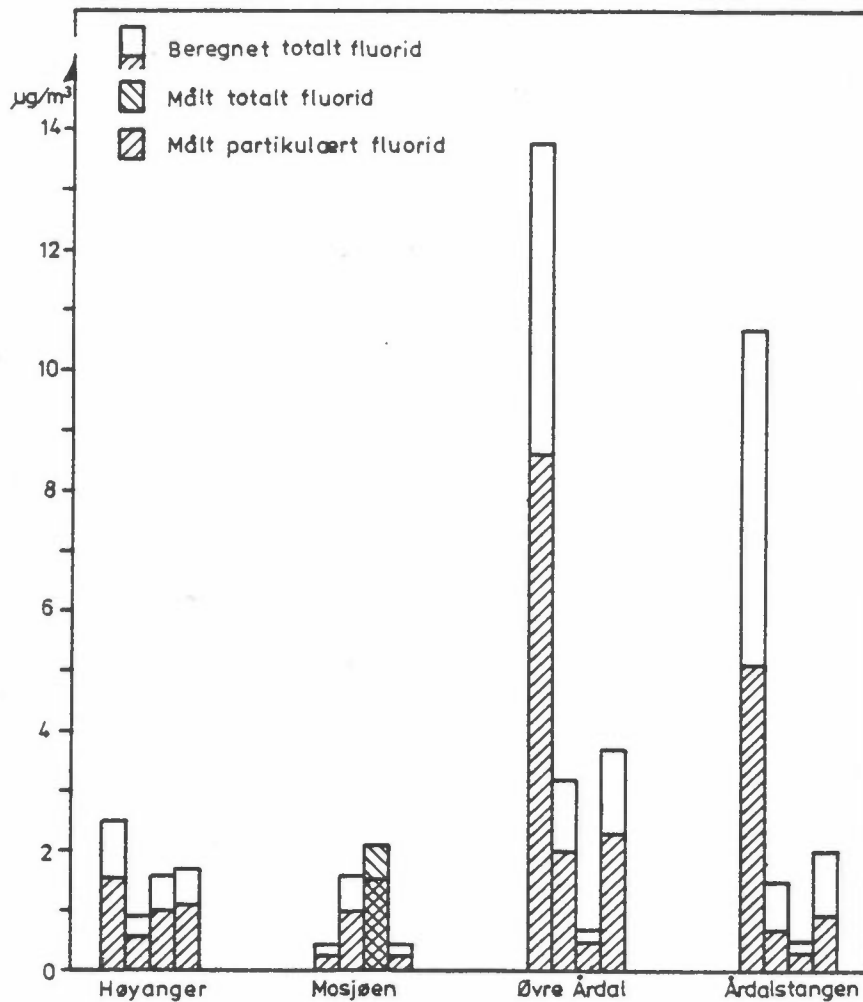
5.5 Sammenheng mellom partikulært og totalt fluorid

På grunn av at totalt fluorid ble målt i bare en liten del av tiden var det ønskelig å undersøke mulighetene for å beregne nivået av totalt fluorid på grunnlag av de målte konsentrasjoner av partikulært fluorid. Det ble derfor gjort en regresjonsanalyse mellom de to typer fluorider for de døgn hvor man hadde samtidige målinger. Resultatene er gitt i tabell 4.

Tabell 4: Resultater av regresjonsanalyse mellom partikulært fluorid (F_p) og totalt fluorid (F_t), samt gjennomsnittkonsentrasjoner og standardavvik.

Stasjon	Høyanger	Mosjøen	Øvre Årdal	Årdalstangen
Antall par	23	40	24	23
Regresjonslinje	$F_t=0.077F_p+0.933$	$F_t=0.975F_p+0.462$	$F_t=1.17F_p+2.24$	$F_t=1.56F_p+1.60$
Korrelasjonskoeff.	0.16	0.73	0.97	0.99
F_t gjennomsnitt	1.04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1.12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	6.15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Standardavvik	0.82 "	1.43 "	9.43 "	7.61 "
F_p gjennomsnitt	0.68 "	0.67 "	5.15 "	2.93 "
Standardavvik	1.71 "	1.07 "	7.78 "	4.82 "

Den lave korrelasjonskoeffisienten for Høyanger skyldes at måleresultatene for totalt fluorid ble rapportert som hele tall. Korrelasjonskoeffisienten for Mosjøen er basert på alle måleresultatene dvs. at "ikke målbare" resultater er satt lik halvparten av deteksjonsgrensen. Utfører man beregningene bare for de prøver hvor resultatene er over deteksjonsgrensen stiger korrelasjonskoeffisienten til 0.81, og regresjonslinjen blir $F_t = 0.99F_p + 0.44$. De høye korrelasjonskoeffisienter som er funnet for Øvre Årdal og Årdalstangen er forårsaket av et fåtall høye måleresultater. Regresjonslinjene for Mosjøen og Øvre Årdal er nesten parallelle mens regresjonslinjen for Årdalstangen stiger raskere enn de andre. På grunn av disse forskjeller mellom resultatene fra regresjonsanalysene, ble ligningene ikke lagt til grunn for å anslå nivåene av totalt fluorid. I stedet har man basert beregningene på forholdet mellom totalt fluorid og partikulært fluorid som viste liten variasjon mellom tre av stasjonene. Forholdene mellom gjennomsnittkonsentrasjonene av totalt og partikulært fluorid, var ca 1.6 i prøvene som er tatt nær de tre aluminiumverkene, og 2.1 i prøvene fra Årdalstangen. Totalt fluorid i figur 22 er beregnet ved å multiplisere konsentrasjonene av partikulært fluorid med disse faktorer.



Figur 22: Gjennomsnittkonsentrasjoner for alle målingene av partikulært fluorid innen hver årstid ved de fire stasjonene. Resultatene er vist i rekkefølge vinter, vår, sommer og høst.

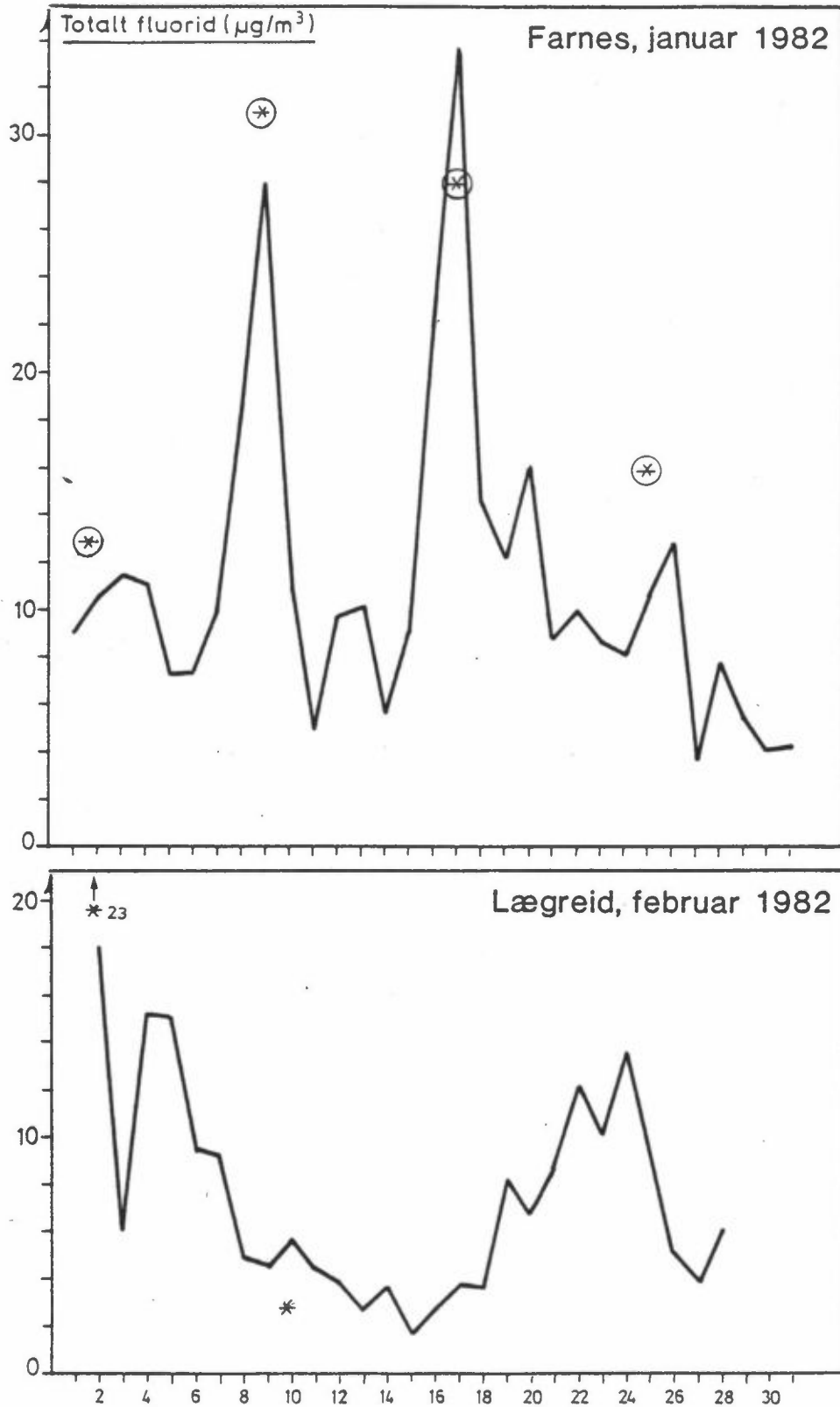
5.6 Fluorider i luft

Partikulært fluorid ble målt ved hjelp av PUR-prøvetakeren gjennom hele måleperioden. De årstidsvise gjennomsnittkonsentrasjoner er vist i figur 22. I Mosjøen fant man de høyeste konsentrasjonene om sommeren og om våren og de laveste om vinteren. Ved de andre stedene målte man de høyeste konsentrasjonene om vinteren og de laveste om sommeren. Disse forskjeller i årstidsvariasjonene skyldes hovedsakelig de forskjellige meteorologiske forhold man har på disse stedene. Årstidsvariasjonene for fluorider tilsvarte de man fant for PAH på de respektive målesteder.

De høye gjennomsnittkonsentrasjoner av fluorid om vinteren i Øvre Årdal og på Årdalstangen forårsakes i stor grad av høye måleresultater fra januar og februar 1982. I løpet av disse månedene har det vært perioder med ugunstige driftsforhold i aluminiumverket samtidig med dårlige spredningsforhold. I forbindelse med overvåkingsprogrammet for luftforurensninger (Hagen, 1982), måles totalt fluorid vekselvis på Farnes i Øvre Årdal og på Lægreid, Årdalstangen. I januar 1982 sto prøvetakeren på Farnes og i februar på Lægreid. I figur 23 er resultatene fra overvåkingsprogrammet vist sammen med måleresultatene fra denne undersøkelsen. Figuren illustrerer at de fleste prøvene fra vinteren 1982 er tatt under episoder med høye konsentrasjoner. Dette bidrar til at gjennomsnittkonsentrasjonene for denne perioden blir for høye. De forskjeller man ser i konsentrasjonene av målinger som er gjort samtidig skyldes at stasjonsplasseringen ikke er den samme, og at det er brukt forskjellig prøvetakerutstyr ved de to undersøkelsene.

I Høyanger og Mosjøen er konsentrasjonene av totalt fluorid lave og verken målte eller beregnede verdier har overskredet den foreslåtte retningslinje for 24 timers gjennomsnitt for helseskade (SFT, 1982). De laveste nivåene tilsvarende de man har målt i Sundsvall i omgivelsene omkring Gränges Aluminium (Thrane, 1982). I Øvre Årdal tyder de målte og beregnede verdier på at den foreslåtte retningslinje for totalt fluorid i luft er overskredet fire ganger i løpet av måleperioden, mens den er overskredet tre ganger på Årdalstangen. Man må imidlertid være oppmerksom på at de beregnede verdier for totalt fluorid er usikre.

Ved alle målesteder var det sammenheng mellom konsentrasjonene av fluorider og PAH. Fluorider og PAH kommer begge fra aluminiumproduksjonen, men de har en noe forskjellig opprinnelse i et aluminiumverk, og det vil derfor ikke alltid være god korrelasjon mellom de to komponentene. Utslippene av de to forurensningstyper vil variere i forskjellig grad avhengig av aktivitetene i fabrikkene,

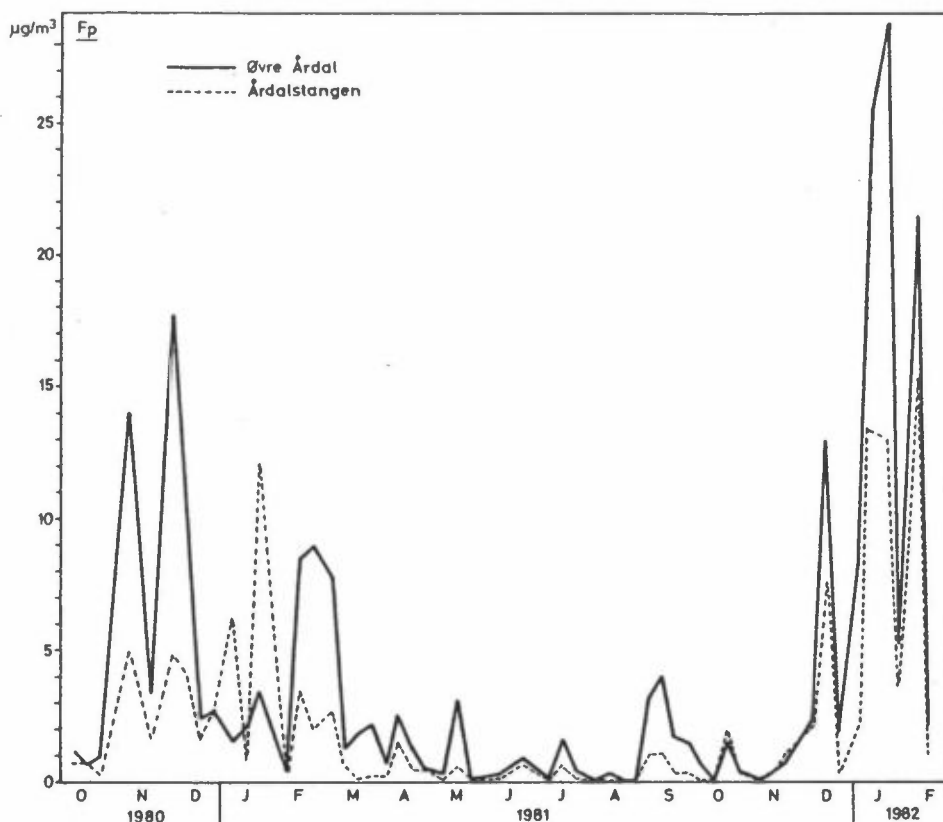


Figur 23: Resultater fra døgnmålinger av totalt fluorid på Farnes i Øvre Årdal i januar 1982 og på Lægroid på Årdalstangen i februar 1982 (Hagen, 1982). Gjennomsnittverdier (\bar{x}), samt maksimum (M) og minimum (m) er gitt for hvert sted. Måleresultatene fra Øvre Årdal (*) og Årdalstangen * fra denne undersøkelsen i løpet av samme periode er vist.

og de vil ikke nødvendigvis variere i takt. PAH vil også kunne komme fra en rekke andre utslippskilder som trafikk og husoppvarming. Selv om disse kildene er små sammenlignet med industrien kan de bidra til at det i enkelte tilfeller er dårlig sammenheng mellom fluorider og PAH.

5.7 Sammenheng mellom nivåene av partikulært fluorid målt i Øvre Årdal og på Årdalstangen

Konsentrasjonene av fluorider målt på Årdalstangen er høye dersom man regner anodemassefabrikken som eneste kilde. Utslipppet av fluorider fra anodemassefabrikken på Årdalstangen er lite og utgjorde i 1981 ca 0.3% av den mengde fluorider som ble sluppet ut fra aluminiumverket i Øvre Årdal. Nivået av fluorider er av samme størrelsesorden ved de to målestasjonene. Man må derfor anta at en stor del av den mengde fluorid som man har funnet på Årdalstangen har kommet fra aluminiumverket i Øvre Årdal ved nordøstlig vindretning. Sammenhengen mellom fluoridkonsentrasjonene i luften i Øvre Årdal og på Årdalstangen er illustrert i figur 24. Figuren viser at måleresultatene av partikulært fluorid i stor grad følger hverandre. Nivået på Årdalstangen er noe lavere enn i Øvre Årdal. De høye konsentrasjonene som ble målt i januar og februar 1982 skyldtes en del driftsproblemer i elektrolysehallene i Øvre Årdal som ga unormalt høye fluoridutslipp. Denne sammenhengen mellom fluoridkonsentrasjonene bekrefter antagelsen om at aluminiumverket i Øvre Årdal også er hovedkilden til fluorid i luften på Årdalstangen. Resultatene av en regresjonsanalyse mellom måleresultatene av partikulært fluorid fra de to stedene som er gitt i tabell 5, viser at det er korrelasjon.



Figur 24: Samtidige målinger av partikulært fluorid i Øvre Årdal og på Årdalstangen.

Tabell 5: Resultater av regresjonsanalyse mellom konsentrasjoner av partikulært fluorid i Øvre Årdal og på Årdalstangen, samt gjennomsnittskonsentrasjoner og standardavvik for de målinger som inngikk i analysen. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Antall par	55
Regresjonslinje	$F_{\text{Åt}} = F_{\text{ØÅ}} \times 0.584 + 0.03$
Korrelasjonskoeff.	0.84
Gj.snitt Å.t.	2.45
Standardavvik	4.48
Gj.snitt Ø.Å.	4.15
Standardavvik	6.43

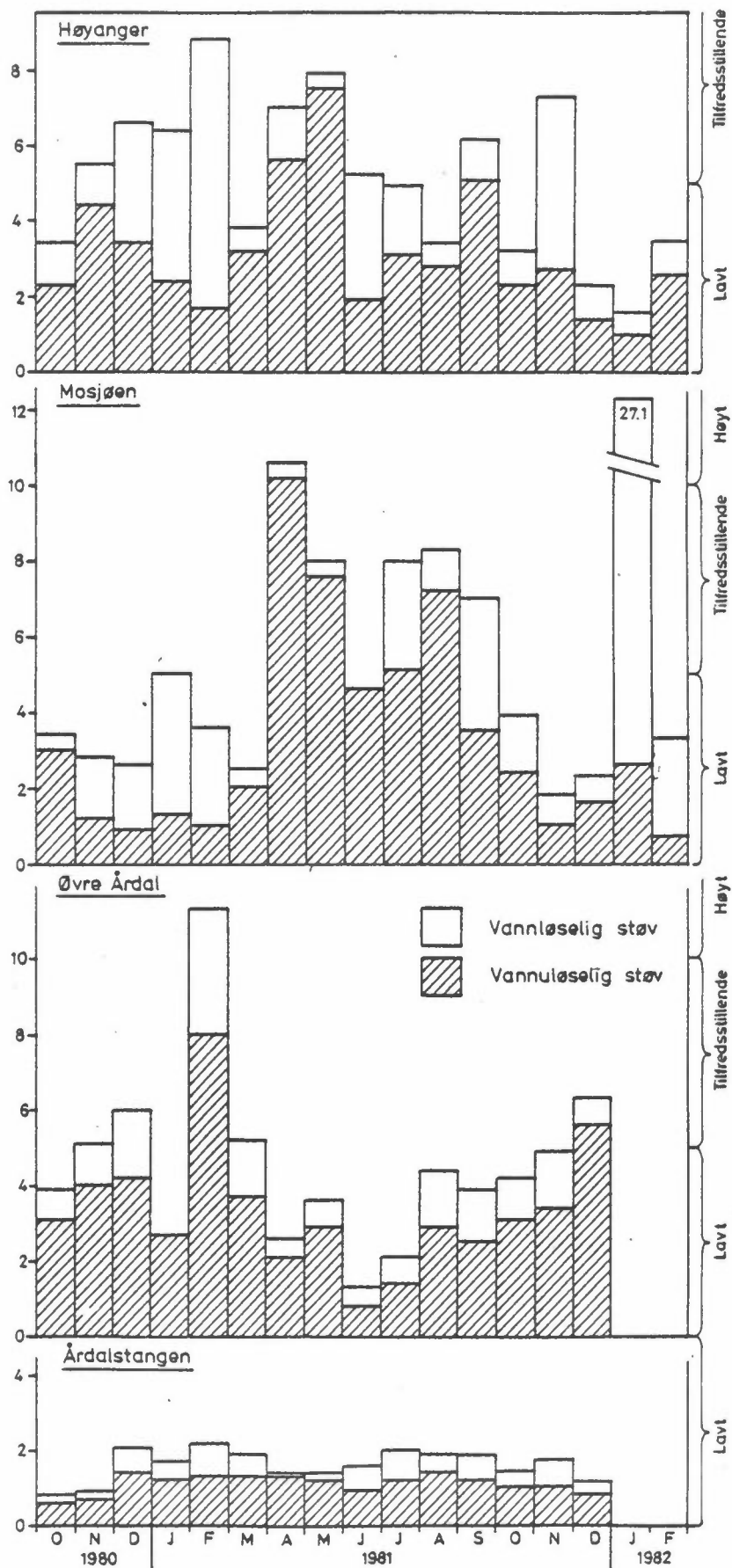
5.8 Nedfallstøv

Måleresultatene av nedfallstøv er illustrert i figur 25. I de aller fleste tilfeller er resultatene lave eller tilfredsstillende når man sammenligner med den skala som brukes ved NILU og som er vist i figuren. Nedfallstøv kan derfor ikke anses å være et forurensningsproblem omkring aluminiumindustrien.

De høyeste resultatene ble funnet i Mosjøen, men man må være oppmerksom på at målestasjonen her er plassert nær riksveien hvor det er stor trafikk. Dette er en viktig kilde til nedfallstøv. Nivået av nedfallstøv på Årdalstangen har vært stabilt gjennom hele måleperioden. Samtlige måleresultater fra Årdalstangen er lave og dette viser at produksjonen av anodemasse samt de aktiviteter som man har i forbindelse med lossing og transport ved kai-anlegget ikke forårsaker merkbare mengder nedfallstøv. Prøvetakeren sto et stykke fra kaianlegget og høyere opp i terrenget. Dette kan være en årsak til at disse aktiviteter ikke gir mer utslag på måleresultatene.

Sammensetningen av vannløselig og vannuløselig nedfallstøv er illustrert i delrapportene. Bare i Mosjøen er det en tydelig årstidsvariasjon. Der utgjør vannuløselig støv en meget stor del av prøvene som er tatt i løpet av vår- og sommermånedene. I typiske vintermåned er den vannuløselige delen betydelig mindre. Ved de andre målestasjonene er årstidsvariasjonene mindre tydelige. De årstidsvariasjonene man finner i Mosjøen kan skyldes at det blåser en del om våren og sommeren. Støv fra bakken som hovedsakelig er vannuløselig vil hvirvles opp og komme i støvsamlere. Vindretningen i disse årstidene er fra fabrikken og mot prøvetakeren, og støvet kan derfor skrive seg fra dette området.

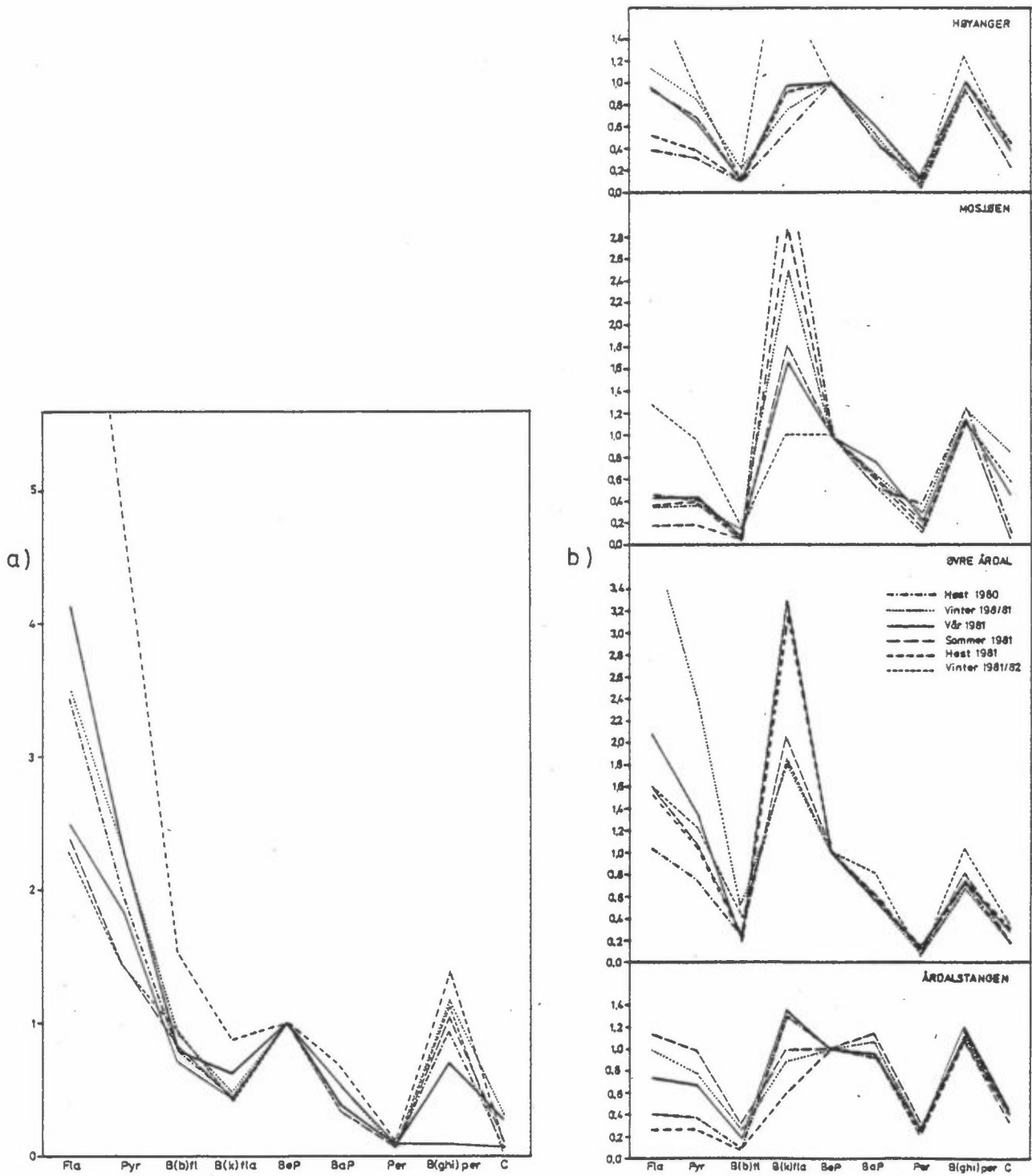
Totalt organisk karbon ble bestemt i vannløselig støv for å få et mål for mengden av organiske forurensninger i denne del av prøven. Resultatene var lave og viste liten sammenheng med organiske forurensningskomponenter som BaP eller total mengde PAH, i den vannuløselige delen av prøven. Det er vanskelig å bedømme nivået av totalt organisk karbon i vannuløselig støv da slike målinger ikke synes å ha vært gjort tidligere.



Figur 25: Stolpediagram som viser mengden nedfallstøv for hver måned i måleperioden. Enhet: $g/m^2 \cdot 30 \text{ døgn}$.

Mengden PAH som er funnet i den vannuløselige støvprøven er størst i Årdal og minst i Mosjøen. I enkelte vintermånedene ble det målt store mengder PAH i støvsamleren også i Høyanger. Sammenlignet med nivåer som er rapportert fra en undersøkelse i Vest-Tyskland synes mengdene PAH som kommer med nedfallstøvet omkring aluminiumindustrien å være store (Fechner og Seifert, 1979). Nivåene av BaP tilsvarende som er målt i industriområder i Japan og i nærheten av et kullfyrt kraftverk i Ungarn.

Sammensetningen av PAH i en prøve kan gi en indikasjon om støvets opprinnelse. Det var derfor av interesse å se om det var mulig å skille en støvprøve tatt nær aluminiumverk fra en hvor man ikke hadde denne type industri, eller om det var forskjeller mellom de fire målestedene. I figur 26a er sammensetningen av PAH-komponentene i prøvene fra Vest-Tyskland illustrert. Figur 26b viser sammensetningen av de samme PAH-komponentene i gjennomsnittsprøver for hver årstid fra de fire målestasjonene i Norge. Nivået av benzo(e)pyren er brukt som enhet. (I prøvene fra den norske undersøkelsen er benzo(k)fluoranten slått sammen med benzo(b)fluoranten og benzo(j)-fluoranten og de to figurene er derfor ikke sammenlignbare på dette punkt). Figurene viser at de vest-tyske prøvene inneholder betydelig mer av de mer flyktige forbindelsene fluoranten, pyren og benzo(b)fluoren, enn prøvene tatt i Norge. Dette tyder på at man i større grad har forhindret fordamping under prøvetakingen i Vest-Tyskland. For de øvrige komponentene er sammensetningene ganske like. Prøvene fra Årdalstangen synes å skille seg ut i og med at mengdene av BaP og BeP er omtrent like store. I luftprøver fra områdene omkring aluminiumverkene måler man som regel ca halvparten så mye BaP som BeP, og man ser av figur 26b at BaP utgjør 40-80% av BeP-mengden i prøvene fra Høyanger, Mosjøen og Øvre Årdal. Denne forskjellen i PAH-sammensetningen kan skyldes at kildene er noe forskjellige. På Årdalstangen har man bare anodemassefabrikk som kilde til nedfallstøv, og ikke aluminiumproduksjon slik som man har i nærheten av de andre målestasjonene. Man må da anta at Øvre Årdal ikke bidrar med nedfallstøv på Årdalstangen.



Figur 25: a) Sammensetningen av PAH-firbindelser i prøver av nedfallstøv fra en vest-tysk undersøkelse (Fechner og Seifert, 1979). De forskjellige linjene viser profilene fra forskjellige målesteder.

b) Sammensetning av PAH-forbindelser i nedfallstøv fra områdene nær aluminiumindustriene. Konsentrasjonene er gitt i forhold til mengden av BeP i prøvene.

Konsentrasjonen av PAH i vannuløselig nedfallstøv var høyest på Årdalstangen, og lavest i Mosjøen. I Høyanger, Mosjøen og Øvre Årdal varierte innholdet av PAH i prøvene med årstidene, og man fant de høyeste konsentrasjonene om vinteren og de laveste om sommeren. På Årdalstangen fant man ingen tydelig årstidsvariasjon.

6 DISKUSJON

Resultatene av disse undersøkelsene viser at det generelle nivået av luftforurensninger er høyt i boligområdene i Høyanger, Mosjøen, Øvre Årdal og på Årdalstangen og at aluminiumindustrien er den viktigste kilde til forurensningene. Forurensningsnivåene varierer med årstidene. Denne årstidsvariasjonen skyldes ikke variasjoner i utslippene. Resultatene viser at forurensningsnivåene er sterkt påvirket av de meteorologiske forhold. Bortsett fra i Mosjøen er de høyeste konsentrasjonene målt i vintermånedene. I Mosjøen er de høyeste konsentrasjonene av alle komponentene unntatt partikulært karbon, målt i vår- og sommerhalvåret. På denne årstiden dominerer sjøbrisen om dagen og forurensningene føres fra verket innover boligområdet. Om vinteren er det som regel fralandsvind i Mosjøen som transporterer forurensningene ut fjorden og bort fra byen. I Høyanger, Øvre Årdal og på Årdalstangen er sjøbriseeffekten mindre utpreget enn i Mosjøen. Både de topografiske og meteorologiske forhold er kompliserte i disse områdene, og det er derfor vanskelig å gi en enkel beskrivelse av forurensningssituasjonen. Om vinteren kan man her ha hyppige inversjoner og liten bevegelse i luftmassene slik at man får en anrikning av luftforurensninger.

Resultatene fra de biologiske testene av luftprøvene viser at luften i de fire prøveområdene inneholder kjemiske stoffer som er mutagene. Prøvene slo ut positivt både med og uten aktiveringsenzym. Dette viser at luften både inneholder direktevirkende mutagener og stoffer som krever metabolsk aktivering. De høyeste mutant-tallene fikk man med metabolsk aktivering, og et interessant aspekt er at blant annet polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) som er mutagene (og kreftfremkallende), krever slik aktivering.

Når man sammenligner utslagene på mutasjonstestene mellom de fire prøveområdene, peker Øvre Årdal seg klart ut som mest ugunstig. Dersom man sammenligner med en byluftprøve fra St. Olavs plass i Oslo, oppsamlet i et trafikkbelastet gateavsnitt i april (1981), er mutageniteten fra Øvre Årdal (med aktiveringsenzym) 5-8 ganger høyere. De andre tre prøveområdene ligger på nivå med Oslo-prøven eller høyere (se figurene 13 og 14). Også i luftprøver med bidrag fra Gränges Aluminium var mutageniteten lavere, både i vinter- og sommerprøver (Alfheim, 1982).

Utslag i biologiske korttidstester som Ames' test, som er anvendt her, må ikke tolkes som et kvantitativt uttrykk for helserisiko. I stedet bør resultatene av prøvene brukes som hjelpemiddel til å kartlegge områder hvor luftkvaliteten bør gjøres til gjenstand for grundigere studier. Videre kan slike prøver brukes til en tilnærmet kvantitativ vurdering av relativ helserisiko, assosiert med luftprøver i forskjellige lokaliteter.

Vanligvis finner man at mutageniteten av luftprøver er høyere om vinteren, og dette antas å skyldes høyere nivåer av luftforurensning på denne årstid på grunn av større utslipp og/eller dårligere spredning av forurensningene.

I denne undersøkelsen fant man overraskende høye mutant-tall i sommerprøvene. Et nærmere studium av de meteorologiske forhold under prøvetakingsperioden, kombinert med prøvetakernes plassering, ga gode holdepunkter for at disse utslagene er dominert av utslipp fra aluminiumindustrien i prøveområdene:

I Høyanger blåste vinden om sommeren fra verket mot prøvestasjonen en god del av den tiden sommerprøven ble tatt, samtidig som utluftingen var dårlig. Om vinteren, derimot, var den dominerende vindretning fra målestasjonen mot verket og utover fjorden. Dessuten var spredningen under prøvetakingsperioden om vinteren antagelig bedre enn det som er normalt for årstiden.

For Mosjøens vedkommende var det om sommeren dominerende vind fra verket mot prøvestasjonen, mens vindforholdene om vinteren var motsatte. Vindforholdene i Mosjøen under prøvetakingen for de biologiske prøvene ansees å være representative.

Ved Øvre Årdal blåste vinden fra verket mot målestasjonen under perioden for sommerprøven, samtidig som utluftingen var dårlig på grunn av mye vindstille. Disse forholdene betegnes som uvanlige for årstiden. I perioden for vinterprøven fra Øvre Årdal var det noe bedre utlufting enn vanlig for årstiden.

Ved Årdalstangen (som for Øvre Årdal) er de meteorologiske og topografiske forhold meget kompliserte. For sommerprøven hadde man dominerende vindretning fra anodedefabrikken mot målestasjonen, men vindstyrken var noe svakere enn normalt. For vinterprøven var også vindstyrken svak, og det kan derfor være vanskelig å anslå bidraget fra anodemassefabrikken. Enda en kompliserende faktor for utslagene på prøven fra Årdalstangen er del-bidraget fra utslippene fra aluminiumverket i Øvre Årdal.

Konsentrasjonene av PAH i luften er høye sammenlignet med måleresultatene fra andre boligområder og sterkt trafikkerte gater. De høyeste gjennomsnittkonsentrasjonene for årstidene er langt over de nivåene som er målt i omgivelsene omkring annen aluminiumindustri, som f.eks. Gränges Aluminium i Sundsvall. Årstidsvariasjonene er store de fleste stedene. I Øvre Årdal er gjennomsnittkonsentrasjonen av BaP mer enn 12 ganger høyere om vinteren enn om sommeren. Den minste variasjonen i årstidskonsentrasjonene finner man i Høyanger.

Bidragene av PAH fra aluminiumindustrien er beregnet for vinter- og sommerhalvåret, og resultatene viser at verkene er hovedkildene til PAH i alle områdene. I Mosjøen ser det imidlertid ut til at bidraget fra aluminiumverket om vinteren tilsvarer det man har fra andre utslipp. Forurensningene på Årdalstangen skriver seg fra både aluminiumverket i Øvre Årdal og fra anodemassefabrikken og kaianlegget på stedet.

Konsentrasjonene av svevestøv synes å være høye. Svevestøv kan derfor være et forurensningsproblem i nærheten av aluminiumindustrien. De høyeste konsentrasjonene forekom om våren i Høyanger og Mosjøen, og om vinteren i Årdal. Nivåene av partikulært karbon målt om vinteren tilsvarer gjennomsnittkonsentrasjoner funnet i byer i USA. For de øvrige årstider er konsentrasjonen sammenlignbar med de man har funnet i landlige omgivelser og boligområder. Den viktigste kilden til partikulært karbon i disse områdene synes å være husoppvarming. Måleperioden for totalt fluorid i luften var kort, og for å få et inntrykk av nivået under hele måleperioden er det gjort et estimat på grunnlag av de målte konsentrasjoner av partikulært fluorid. Resultatene av disse beregninger viser at nivåene i Høyanger, Øvre Årdal og på Årdalstangen er høyere enn de man har funnet ved en undersøkelse omkring Gränges Aluminium i Sundsvall, Sverige. Nivået i Mosjøen tilsvarer stort sett det man har funnet ved undersøkelsen i Sundsvall. Resultatene av en regresjonsanalyse viser at man ofte har sammenheng mellom konsentrasjonene av fluorerer og PAH, hvilket indikerer at de kan skrive seg fra samme kilde.

Støvnedfall er ikke et forurensningsproblem omkring aluminiumindustrien. Sammenlignet med NILUs skala er de fleste måleresultater lave eller tilfredsstillende. PAH i støvnedfallet synes imidlertid å være høyt sammenlignet med resultater fra en undersøkelse i Vest-Tyskland. Resultatene av BaP tilsvarer de man har funnet i tettbygde områder og industristrøk i Japan og Ungarn.

Det hadde vært ønskelig å kunne sammenligne utslagene i mutagenitetstesten med PAH-nivået. Det kunne man ha gjort med relativt stor grad av sikkerhet dersom de meteorologiske forhold under prøvetakingen for de biologiske testene hadde vært representative for årstidene. For Mosjøen var dette kravet innfridd, og der ser man god overensstemmelse mellom vind fra aluminiumverket mot målestasjonen om sommeren, med relativt høye PAH-verdier og betydelige utslag i mutagenitetstestene. For de andre stasjonene er ikke disse tallene sammenlignbare, fordi PAH-analysene ikke ble utført på prøvematerialet for de biologiske testene, og at sistnevnte ble tatt i perioder med mer eller mindre atypiske meteorologiske forhold.

Imidlertid kan man sammenligne PAH-verdiene og de beregnede bidragene fra verkene, samt utslagene i mutasjonstestene og verkenes sannsynlige bidrag til disse. En slik vurdering gir gode indikasjoner på at utslippene fra aluminiumindustrien, og spesielt PAH-forbindelser, bidrar vesentlig til de relativt store utslagene i mutasjonstesten. Beviser for at disse antagelsene er korrekte, kan man få ved samtidig innhenting av prøver til PAH-analyser og mutagenitet, kombinert med grundige meteorologiske observasjoner.

7 LITTERATUR

- Alfheim, I. Evaluation of the air quality in the city of Sundsvall, Sweden, with respect to mutagenicity and polycyclic aromatic hydrocarbons. Contribution from an aluminum smelter compared to other sources. Oslo, Sentralinstitutt for industriell forskning, 1982.
- Aune, T.
Søderlund, E.
Tveito, K. Luftkvalitetsmålinger ved aluminiumverk. Mutagenitetstesting. Oslo, Statens institutt for folkehelse, 1982.
- Bastian, M.W.
Toetz, D.W. Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of *Anabaena flosaquae*. *Bull. Env. Toxicol.* 29, 531-538 (1982).
- Bezdek, J.C. Pattern recognition with fuzzy objective function method. New York, Plenum, 1981.
- Cass, G.R.
Boone, P.M.
Macias, E.S. Emission and air quality relationships for atmospheric carbon particles in Los Angeles. In: *Particulate carbon. Atmospheric life cycle*. New York, Plenum, 1982, pp. 207-243.

Epler, J.L.
Rao, T.K.
Guerin, M.R.

Evaluation of feasibility of mutagenic testing of shale oil products and effluents.
Environ. Health Perspective, 30, 179-184 (1979).

Environmental Protection Agency sets national air quality standards.
J. Air. Poll. Contr. Ass. 21, 352-353 (1971).

Fechner, D.
Seifert, B.

Determination of selected polynuclear aromatic hydrocarbons in settled dust by high-performance liquid chromatography with multi-wavelength detection. In: *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons*, ed. P.W. Jones and P. Leber. Ann Arbor Science Publ. Inc. 1979, pp. 191-199.

Gether, J.
Seip, H.M.

Analysis of air pollution data by the combined use of interactive graphic presentation and a clustering technique.
Atmos. Environ. 13, 97-96 (1979).

Grønskei, K.E.

Vind- og stabilitetsforhold i Høyanger.
Oktober 1977 - oktober 1978.
Lillestrøm 1979. (NILU OR 1/79.)

Gunderson, R.W.
Jacobsen, T.

Cluster analysis of beer flavor components. Part 1. Some methods in cluster analysis. Presented at the 48th Meeting of ASBC, Kansas City 1982 and submitted for publication to *Journal of American Society of Brewing Chemists*.

Gunderson, R.W.
Jacobsen, T.

Application of the FCV clustering algorithms to trace element distribution in brewery yeast and work samples.
Presented at NAFIP, Logan 1982 and submitted to *Journal of Man-Machine Studies*.

- Hagen, L.O. Rutineovervåking av luftforurensning. Lillestrøm 1982. (NILU OR 43/82.)
- Hagen, L.O. Upubliserte data, 1983.
- Henry, R. Principal component analyses of PAH data from Sundsvall. Lillestrøm 1982. (NILU OR 32/82.)
- Hoffmann, D.
Lavoie, E.J. Polynuclear aromatic hydrocarbons: Effects of chemical structure and tumorigenicity.
In: *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons Physical and Biological Chemistry*. Sixth international symposium. Ed. M. Cooke, A.J. Dennis, G.L. Fisher. Springer Verlag 1982, pp. 1-2.
- Jacobsen, T.
Gunderson, R.W. Cluster analysis of beer flavor components. II A case study: Yeast strain and brewery dependency. Presented at the 48th meeting of ASBC, Kansas City, 1982 and submitted for publication to the Journal of American Society of Brewing Chemists.
- Kaden, D.A.
Hites, R.A.
Thilly, W.G. Mutagenicity of soot and associated polycyclic aromatic hydrocarbons to salmonella typhimurium. *Cancer Research*, 39, 4152-4159 (1979).
- Larssen, S. Overvåking av bilforurensning i Oslo. NILU oppdragsrapport under utarbeidelse.
- Muhlbaier, J.L.
Williams, R.L. Fireplaces, furnaces and vehicles as emission sources of particulate carbon. In: *Particulate carbon Atmospheric life cycle*. New York, Plenum, 1982, pp. 185-205.

- Møller, M.
Hongslo, J. Mutagenitetstester av luftprøver inn-
samlet i nærheten av aluminiumverk.
Oslo, Sentralinstitutt for industriell
forskning, 1982.
- National Academy of
of Sciences Particulate polycyclic organic matter.
Washington D.C. 1972.
- Norsk Standard Luftundersøkelse. Uteluft. Måling
av støvnedfall. Støvsamler med
horisontal samleflate. NS 4852.
- Oehme, M.
Stray, H. A comparison of ion-chromatographic
and potentiometric techniques for
the determination of gaseous and
particulate fluoride in air.
Fresenius Z. Anal. Chem., 306,
356-361 (1981).
- Pott, F.
Dolgener, R. Polycyclische aromatische Kohlenwasser
stoffe (PAH). Zur Problematik einer
Grenzwertfindung für PAH.
Staub-Reinhalt. Luft, 39, 443-452
(1979).
- Sanner, T. Byluft om kreft. Samlerapport for SFT.
Oslo, 1982.
- Semb, A.
Gotaas, Y.
Hagen, L.O. Luftforurensninger i Årdal. Resul-
tater fra måleprogrammet 1972/73.
Lillestrøm 1975. (NILU OR 9/75.)
- Statens forurensnings-
tilsyn Luftforurensning. Virkninger på helse
og miljø. Oslo 1982.
(SFT-rapport nr. 38.)
- Suess, M.J. The environmental load and cycle of
polycyclic aromatic hydrocarbons.
Sci. Total Environ. 6, 239-250
(1976).
- Thrane, K.E.
Mikalsen, A. High-volume sampling of airborne
polycyclic aromatic hydrocarbons
using glass fibre filters and poly-
urethane foam.
Atmos. Environ. 15, 909-918 (1981).

- Thrane, K.E.
Mikalsen, A.
Stray, H. Utvikling av målemetoder for utvalgte organiske luftforurensninger. Lillestrøm 1982. (NILU OR 28/82.)
- Thrane, K.E. Normer for organiske forurensninger i uteluft. Lillestrøm 1982a. (NILU OR 39/82.)
- Thrane, K.E. Polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air in Sundsvall, Sweden. Lillestrøm 1982b. (NILU OR 40/82.)
- Thrane, K.E. Luftkvalitet i et boligområde på Sunndalsøra. Lillestrøm 1983a. (NILU OR 1/83.)
- Thrane, K.E. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i uteluft i boligområder nær aluminiumverk. I. Luftkvalitet i Høyanger. Lillestrøm 1983b. (NILU OR 67/83.)
- Thrane, K.E. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i uteluft i boligområder nær aluminiumverk. II. Luftkvalitet i Mosjøen. Lillestrøm 1983c. (NILU OR 68/83.)
- Thrane, K.E. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i uteluft i boligområder nær aluminiumverk. III. Luftkvalitet i Øvre Årdal. Lillestrøm 1983d. (NILU OR 69/83.)
- Thrane, K.E. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i uteluft i boligområder nær aluminiumverk. IV. Luftkvalitet på Årdalstangen. Lillestrøm 1983e. (NILU OR 70/83.)
- Waller, R.E.
Commings, B.T. Studies of smoke and polycyclic aromatic hydrocarbons content of the air in large urban areas. *Environ. Res.*, 1, 295-306 (1967).

WHO

Sulfur oxides and suspended particulate matter. Geneva 1979.
(Environmental Health Criteria, 8.)

Wolff, G.T.
Groblicki, P.J.
Cadle, S.H.
Countess, R.J.

Particulate carbon at various location in the United States.
In: *Particulate carbons. Atmospheric life cycle.*
New York, Plenum, 1982,
pp. 297-315.

VEDLEGG 1
FORURENSNINGSKOMPONENTER

FORURENSNINGSKOMPONENTER

Måleprogrammet omfattet de forurensninger som er listet i tabell 1. De polysykliske hydrokarboner (PAH) som ble analysert er gitt i tabell 2.

Nedfallstøv i områdene omkring aluminiumindustrien vil hovedsakelig skrive seg fra aktiviteter som lossing og transport av råvarer samt biltrafikk. Foruten å bestemme mengden nedfallstøv ble den vannuløselige delen analysert med hensyn på PAH. For å få et mål for organiske forurensninger i vannløselig støv ble det bestemt totalt organisk karbon i denne del av prøven.

Svevestøv har mange forskjellige kilder. Det kan skrive seg fra industri, trafikk og husoppvarming ved fyring, men det kan også ha naturlig opprinnelse. Om våren og sommeren kan blomsterstøv utgjøre en stor del av støvmengden i luften, og dessuten vil jordbunnen i noen områder kunne bidra til høye støvkonsentrasjoner ved at støv hvirvles opp fra bakken når det blåser.

Partikulært karbon i luft skriver seg stort sett fra ufullstendig forbrenning av organisk materiale, men også andre kilder vil kunne ha betydning i enkelte områder (Muhlbaier og Williams, 1982). Det foreligger utslippsfaktorer for partikulært karbon fra forskjellige kilder, men det er påpekt at de beregninger som er gjort for industrielle kilder er noe usikre (Cass et al., 1982). Dette gjelder i særlig grad kilder hvor karbon-utslippet ikke skyldes forbrenningsprosesser. Ved aluminiumfremstilling vil karbon spres under produksjon, håndtering og bruk av anodemasse. Hensikten med å måle partikulært karbon i luften var å undersøke om selve produksjonen og behandlingen av anodemassen ved aluminiumverkene hadde stor innflytelse på luftkvaliteten, men man ville også undersøke sammenhengen mellom karbon og PAH for om mulig å bruke denne komponenten som indikator for PAH-forbindelsene. Grunnen var at man antok at karbon og PAH har en nokså lik opprinnelse.

Tabell 1: Forurensningskomponenter inkludert i undersøkelsen, samt enhet.

FORURENSNINGSKOMPONENTER	ENHET:
UTVALG AV PAH-KOMPONENTER	ng/m ³
FLUORID	µg/m ³
PARTIKULÆRT KARBON	µg/m ³
SVEVESTØV	µg/m ³
VANNULØSELIG NEDFALLSTØV	g/m ² 30 d
PAH I VANNULØSELIG STØV	µg/m ² 30 d
VANNLØSELIG NEDFALLSTØV	g/m ² 30 d
KARBON I VANNLØSELIG STØV	g/m ² 30 d

Tabell 2: Polysykliske aromatiske hydrokarboner inkludert i undersøkelsen. Indeks er identifikasjonsnummer for de variable. *er de variable brukt i FOSE (se vedlegg 3).

INDEKS	VARIABLE
1010	; NAPHTHALENE, PAH; NG M-3
1020	; 2-METHYL NAPHTHALENE, PAH; NG M-3
1030	; 1-METHYL NAPHTHALENE, PAH; NG M-3
1040*	; BIPHENYL, PAH; NG M-3
1050*	; ACENAPHTHENE, PAH; NG M-3
1060*	; FLUORENE, PAH; NG M-3
1070	; DIBENZOTHIOPHENE, PAH; NG M-3
1080*	; PHENANTHRENE, PAH; NG M-3
1090*	; ANTHRACENE, PAH; NG M-3
1110	; 2-METHYL ANTHRACENE, PAH; NG M-3
1120	; 1-METHYL PHENANTHRENE, PAH; NG M-3
1130*	; FLUORANTHENE, PAH; NG M-3
1140*	; PYRENE, PAH; NG M-3
1150	; BENZO A FLUORENE, PAH; NG M-3
1160	; BENZO B FLUORENE, PAH; NG M-3
1170*	; BENZO A ANTHRACENE, PAH; NG M-3
1180	; CHRYSENE/TRIPHENYLENE, PAH; NG M-3
1190	; BENZO J/K/B FLUORANTHENE, PAH; NG M-3
1200	; BENZO GHI FLUORANTHENE, PAH; NG M-3
1210*	; BENZO E PYRENE, BEP, PAH; NG M-3
1220*	; BENZO A PYRENE, BAP, PAH; NG M-3
1230	; PERYLENE, PAH; NG M-3
1240	; O-PHEYLENE PYRENE, PAH; NG M-3
1250	; DIBENZO AC/AH ANTHRACENE, PAH; NG M-3
1260	; BENZO GHI PERYLENE, PAH; NG M-3
1270	; ANTHANTHRENE, PAH; NG M-3
1280*	; CORONENE, PAH; NG M-3

Aluminiumindustrien er eneste kilde til fluorid i luften i de aktuelle områder. Fluorid har tidligere forårsaket mye skade på omgivelsene omkring verkene, men etter at effektive rensesystem er tatt i bruk har virkningene blitt betydelig redusert. Da dette måleprogrammet startet ble det bare bestemt partikulært fluorid, og hensikten var å bruke resultatene som et mål for bidraget av forurensninger fra verkene. Etter en første vurdering av nivåene av partikulært fluorid ble det besluttet å inkludere totalt fluorid i prosjektet. Målinger av totalt fluorid startet i løpet av våren og sommeren 1981 ved de fire stasjonene.

PAH dannes i likhet med karbon, ved ufullstendig forbrenning og de fleste kilder er derfor antropogene (Suess, 1976). En viktig industriell kilde til PAH er fremstilling av aluminium ved elektrolyse. Ved bruk av forbrente elektroder avgis mindre mengder PAH enn når man anvender Søderberg elektroder i elektrolysen. Anodemassen som består av en blanding av koks, bek og tjære, varmes opp til 970°C , og ved denne temperaturen vil PAH fordampe. De fleste PAH-forbindelser har høyt damptrykk og vil derfor delvis forbli i gassform og delvis absorberes til små partikler. Når utslippet renses f.eks. ved hjelp av gassvasker ("scrubber") vil bare en liten del av PAH bli fjernet fordi denne rensemetode er lite effektiv for små partikler og fordi PAH løses dårlig i vann. PAH vil i likhet med karbon, kunne komme ut i atmosfæren også ved produksjon og behandling av selve anodemassen. I hver prøve ble det bestemt 25-30 PAH-forbindelser eller grupper av forbindelser. I rapportene er resultatene presentert for et utvalg komponenter som fluoranten, benzo(a)pyren (BaP) og koronen samt summen av alle PAH-forbindelsene i prøvene. Fluoranten er tatt med fordi den er sterkt assosiert med aluminiumproduksjonen (Henry, 1982, Thrane 1982b). Denne forbindelsen har ikke vært medregnet blant de kreftfremkallende PAH (NAS, 1972), men det er vist at fluoranten gir positiv reaksjon ved mutagenitetstester (Epler et al., 1979, Kaden et al., 1979) og virker hemmende på veksten av alger (Bastian og Toetz, 1982). Den er beskrevet som

en co-karsinogen som kan forsterke virkningen av direkte kreftfremkallende stoffer (Hoffmann et al., 1982). BaP anses som en av de viktigste PAH-forbindelser fordi den er kreftfremkallende (NAS, 1972) og dessuten den PAH som er hyppigst rapportert i litteraturen. Koronen er ikke kreftfremkallende, men anses å være en god indikator for trafikale kilder og tildels også for husoppvarming ved fyring. Den er lite typisk for aluminiumproduksjonen, og vil derfor være viktig i forbindelse med identifikasjon og vurdering av bidraget fra forskjellige kilder i disse områdene.

VEDLEGG 2
METODER FOR MÅLING AV
LUFTKVALITET

METODER FOR MÅLING AV LUFTKVALITET

NILUs PUR-prøvetaker ble brukt for oppsamling av svevestøv, partikulært karbon og fluorid samt PAH. I PUR-prøvetakeren suges luftprøven først gjennom et filter hvor partiklene holdes tilbake, og deretter gjennom to propper av polyuretanskum, hvor de mer flyktige PAH-forbindelsene samles opp (Thrane og Mikalsen, 1981; Thrane, Mikalsen og Stray, 1982). Totalt fluorid ble samlet opp ved hjelp av NILUs prøvetaker type SK, hvor luften passerer gjennom et impregnert filter. Luftvolumene for 24 timers-prøver tatt med de to prøvetakerne PUR og SK var henholdsvis 600 m³ og 20 m³. Vannløselig og vannuløselig nedfallstøv ble målt i henhold til norsk standard (NS 4852).

Analysene av støv, partikulært fluorid og PAH ble utført ved NILU, mens karbonbestemmelsene ble foretatt ved Christiania Spigerverks laboratorium. Personalet ved aluminiumverkenes egne laboratorier utførte målingene av totalt fluorid. Ved Høyanger verk hadde man problemer med prøvetakingen p.g.a. høy luftfuktighet. Prøvene av vannløselig støv ble analysert med hensyn på totalt organisk karbon ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Konsentrasjonen av svevestøv ble bestemt gravimetrisk. Partikkel-filtrene som ble benyttet i PUR-prøvetakeren ble kondisjonert og veiet før og etter prøvetakingen. For karbonanalysen ble en liten del (1/16) av støvprøven smeltet under oksygen sammen med jern. Karbondioksyd som ble dannet ved reaksjonen mellom karbon og oksygen, ble samlet opp i en alkalisk løsning av bariumperklorat. Løsningen ble analysert ved coulometrisk titrering. På grunn av at partiklene ofte er ujevnt fordelt på filterflaten og at prøvene var små regnet man med at resultatene kunne bli usikre. For hver prøve ble det derfor gjort to parallelle analyser. Partikulært

fluorid ble bestemt i 1/4 av hvert partikkelfilter fra PUR-prøvetakeren. Fluorid ble ekstrahert og konsentrasjonen bestemt ved hjelp av ionekromatografi (Oehme og Stray, 1981). Halvparten av hvert partikkelfilter og proppene fra PUR-prøvetakeren ble ekstrahert hver for seg i et organisk løsemiddel. Ekstraktet ble rensert ved hjelp av væskrokromatografi og analysert med hensyn på PAH ved gasskromatografi (Thrane, Mikalsen og Stray, 1982). Ved denne metoden kan man bestemme kvantitativt PAH-forbindelser med høyere molekylvekt enn bifenyl.

VEDLEGG 3
DATABEHANDLING

DATABEHANDLING

Rutinemessige målinger av PAH gir store mengder data. I den statistiske behandling har "Analysedata" som er utviklet ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) (Gether og Seip, 1979), vist seg å være meget hensiktsmessig. Disse programmene har vært brukt for de grafiske fremstillingene og for beregninger av middelveier, frekvensfordelinger og regresjonsanalyse. Databearbeidningen ble utført ved SI.

Det forelå ingen resultater av utslippsmålinger for PAH fra aluminiumverkene, og man manglet derfor grunnlaget for å beregne bidraget fra industrien. Sammensetningen av PAH-komponentene i en luftprøve som skriver seg fra aluminiumproduksjonen vil være forskjellig fra de man har i prøver fra andre kilder som f.eks. trafikk, eller fyring med ved og olje. Disse forskjeller i sammensetningen kan man benytte for å beregne bidraget av PAH fra forskjellige kilder, og man bruker da matematiske metoder som er basert på mønstergjenkjenning og "clusteranalyse". I denne undersøkelsen har man anvendt et program kalt FOSE for å estimere bidraget av PAH fra verket (Bezdek, 1981, Gunderson og Jacobsen, 1982, Jacobsen og Gunderson, 1982). Man fikk låne dette programet av R. Gunderson ved Utah State University og T. Jacobsen ved Bryggerienes Forskningslaboratorium, og analysen ble utført ved dette laboratoriet. Denne statistiske metode har vært brukt tidligere til å beregne bidraget av PAH fra Gränges Aluminium til de enkelte målestasjoner i Sundsvall (Thrane, 1982b). Ved undersøkelsen i Sundsvall forelå resultater av utslippsmålinger av fluorid og benzo(a)pyren (BaP) og disse ble også lagt til grunn for å beregne bidraget fra aluminiumverket. Denne metode ga ca 10% høyere verdier for bidraget enn det man fikk ved å bruke FOSE. Resultatene tydet imidlertid på at beregningene basert på utslippstallene ga et for høyt estimat for bidraget fra fabrikk.

Samtlige data for svevestøv, partikulært karbon, partikulært og totalt PAH samt fluorerer foreligger på magnetbånd og er tilgjengelig for videre statistisk analyse.

VEDLEGG 4
PRØVETAKING OG FORBEHANDLING FOR
BIOLOGISK TESTING

PRØVETAKING OG FORBEHANDLING FOR BIOLOGISK TESTING

Prøver for biologisk testing av luften ble samlet inn ved hjelp av NILUs PUR-prøvetaker. Det ble tatt ett sett prøver for vanlig Ames' test ved alle fire stasjoner om sommeren og ett sett om vinteren. I Øvre Årdal ble prøvetakingstiden forlenget i forhold til de andre stasjonene. Testene på prøvene fra denne stasjonen skulle i tillegg til Ames' test, omfatte kvantitativ mutasjons-test som samtidig registrerer prøvens cytotoxiskitet, og til dette trengte man et større prøvemateriale. Tidsplanen for prøvetakingen er gitt i tabell 1.

Tabell 1: Tidsplan for prøvetaking av luft for biologisk testing i 1981.

Stasjon	Sommer				Vinter			
	Start		Stopp		Start		Stopp	
	Dato	kl	Dato	kl	Dato	kl	Dato	kl
Høyanger	17/8	12	20/8	12	24/11	12	29/11	12
Mosjøen	18/8	8	21/8	9	25/11	12	30/11	12
Øvre Årdal	18/8	9	23/8	18	8/12	9	15/12	11
Årdalstangen	18/8	10	21/8	10	9/12	10	15/12	10

Glassfiberfiltrene ble skiftet hvert døgn for å unngå at de ble tette under den langvarige prøvetakingen, mens proppene av polyuretanskum som samler opp de mer flyktige forbindelser fikk stå i prøvetakeren under hele perioden. Det ble brukt tre propper i serie mot vanligvis to, for å redusere tapet av flyktige forurensninger. Før prøvetakingen ble både filtre og propper gjort rene med spesialrenset aceton. Filtrene ble kondisjonert og

hvert filter ble veiet før og etter eksponering. Alle filtrene fra hver stasjon ble deretter slått sammen til én prøve. Denne sammenslåtte filterprøven og proppene ble deretter ekstrahert hver for seg. De biologiske tester ble utført på filterekstraktet og på ekstraktet fra proppene separat. Prøvene ble ekstrahert med spesialrenset aceton i Soxhlet apparat og deretter dampet inn til et lite volum dvs. 500 µl for prøvene fra Høyanger, Mosjøen og Årdalstangen og 800 µl for prøvene fra Øvre Årdal. Prøvene ble deretter fortynnet til henholdsvis 5 ml og 8 ml med DMSO (dimetyl-sulfoksid), frosset ned og oversendt SIFF som sørget for den videre fordeling av materialet. Det ble sendt med blindprøver for hvert sett med eksponerte prøver. Blindprøvene ble laget ved å rense tilsvarende sett med filtre og propper og behandle disse på samme måte som de eksponerte prøvene. Den videre behandling av prøvene og de biologiske tester er beskrevet i rapportene fra SIFF (Aune, Søderlund og Tveito, 1982) og SI (Møller og Hongslo, 1982).



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING

NILU

(NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE FORSKNINGSRÅD)
 POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
 ELVEGT. 52.

TLF. (02) 71 41 70

RAPPORTTYPE Oppdragsrapport	RAPPORT NR. OR 71/83	ISBN--82-7247-446-8
DATO 31. desember 1983	ANSV.SIGN. B. Ottar	ANT. SIDER 82
TITTEL Luftkvalitetsmålinger ved aluminiumverk.		PROSJEKTLEDER K. E. Thrane
		NILU PROSJEKT NR. O-8020
FORFATTER(E) K. E. Thrane, T. Aune, J. Hongslo		TILGJENGELIGHET** A
		OPPDRA GSGIVERS REF.
OPPDRA GSGIVER Statens forurensningstilsyn (SFT)		
3 STIKKORD (å maks. 20 anslag)		
Aluminiumindustri	Biologiske tester	Luftkvalitet
REFERAT (maks. 300 anslag, 5-10 linjer)		
<p>Konsentrasjoner av PAH og utvalgte uorganiske luftforurensninger er målt i Høyanger, Mosjøen, Øvre Årdal og på Årdalstangen. Prøver for biologisk testing ble samlet inn fra de fire stedene sommer og vinter. Resultatene viser at aluminiumindustrien er dominerende kilder for PAH og fluorider. De mutagene effekter av partikulære luftforurensninger tilsvarer de man har funnet i gater med tett trafikk, unntatt i Øvre Årdal hvor nivået er betydelig høyere.</p>		
TITLE Air quality monitoring near aluminum factories.		
ABSTRACT (max. 300 characters, 5-10 lines.)		
<p>Concentrations of PAH and selected inorganic pollutants have been determined in ambient air in Høyanger, Mosjøen, Øvre Årdal and Årdalstangen. Samples for biological testing were collected at the four sites summer and winter. The results show that the aluminum industries are the dominating sources of PAH and fluoride. The mutagenic effects of the particulate air pollutants agree with the results found in streets with dense traffic, except in Øvre Årdal where the levels are much higher.</p>		

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