

NILU

OPPDRAGSRAPPORT NR 17/76

REFERANSE: EO-2-41.75

DATO: AUGUST 1976

NITROGENOKSYDER, HYDROKARBONER  
OG OSON I NEDRE TELEMAR

ESTIMATER AV UTSLIPP, SPREDNING  
OG FOTOKJEMISKE REAKSJONER

*av*

*K. E. Grønskei\* og E. Hesstvedt\*\**

\*  
NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING  
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM, NORGE

\*\*  
INSTITUTT FOR GEOFYSIKK, UNIVERSITETET I OSLO  
POSTBOKS 1022, BLINDERN, OSLO 3, NORGE

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
<u>SAMMENDRAG</u> .....	5
1 <u>INNLEDNING</u> .....	7
2 <u>DEN FOTOKJEMISKE MODELLEN</u> .....	9
3 <u>SPREDNINGSMODELLEN</u> .....	13
4 <u>KOMBINERTE SPREDNINGS- OG FOTOKJEMISKE BEREGNINGER</u> ..	17
5 <u>UTSLIPP</u> .....	21
5.1 <u>Utslipp fra biltrafikken</u> .....	21
5.2 <u>Utslipp fra boligoppvarming og småindustri</u> ..	24
5.3 <u>Utslipp fra industrien</u> .....	25
5.4 <u>Utslipp fra Rafnesanleggene</u> .....	27
5.5 <u>Utslippsdata for modellberegningene</u> .....	28
6 <u>SPREDNINGSFORHOLD</u> .....	36
7 <u>RESULTATER</u> .....	44
7.1 <u>Beregning IA</u> .....	44
7.2 <u>Beregning I</u> .....	44
7.3 <u>Beregning II</u> .....	45
7.4 <u>Beregning III</u> .....	46
7.5 <u>Beregning IV</u> .....	49
7.6 <u>Beregning V</u> .....	49
7.7 <u>Beregning VI</u> .....	49
7.8 <u>Beregning VII</u> .....	56
7.9 <u>Beregning VIII</u> .....	56
7.10 <u>Beregning IX</u> .....	60
7.11 <u>Beregning X</u> .....	62
8 <u>SAMMENLIGNING MELLOM MODELLBEREGNINGER OG MÅLINGER</u> ..	62
9 <u>AVSLUTTENDE KOMMENTARER</u> .....	67
10 <u>REFERANSER</u> .....	69
APPENDIKS 1 <u>Oksydantdannelse nær punktkilder for hydrokarboner og nitrogenoksyder</u>	

### SAMMENDRAG

Konsentrasjonsforløpet av hydrokarboner, nitrogenoksyder og oksydanter er beregnet som funksjon av tid og sted i Nedre Telemark. Beregningene bygger på kjente spredningsforhold og estimerte utslipp av hydrokarboner ( $C_2H_4$  og  $C_3H_6$ ) og nitrogenoksyder (NO og  $NO_2$ ) innen hver  $km^2$  i området. Med den reservasjon som ligger i denne utjevningen av utslippene, antyder beregningene at en må ha spesielle meteorologiske forhold for å få dannet ozon og andre oksydanter innenfor beregningsområdet.

Observasjoner viser at det blir dannet ozon i området. Dette er ikke i overensstemmelse med modellberegningene som er utført, og årsaken til avviket er vurdert. Det er grunn til å tro at modellen i sin nåværende form underestimerer oksydantdannelsen.

1 INNLEDNING

Oksydanter (sekundærkomponenter) i atmosfæren som dannes ved utslipp av nitrogenoksyder og hydrokarboner (primærkomponenter) under innvirkning av sollys, består av flere kjemiske komponenter. Osonkonsentrasjonene har vist seg å være et godt mål for de ulemper som forekommer under fotokjemiske smogepisoder.

Fotokjemisk smog refererer til forholdene over enkelte sterkt forurensede områder i USA, Japan, og nå over enkelte områder av Europa (f.eks. Rotterdam og Madrid). Under disse forholdene er større områder forurenset av oksydanter og konsentrasjoner på  $1 \text{ mg/m}^3$  (som ozon) er målt i Rotterdam (1). Fotokjemisk smog karakteriseres ved nedsatt sikt og høye oksydantkonsentrasjoner som har skadelige effekter på helse og planter.

NILU har tidligere vurdert muligheten for dannelse av fotokjemisk smog i Nedre Telemark i forbindelse med Rafnesutbyggingen (2).

En fotokjemisk modell for oksydantdannelse er utviklet ved Universitetet i Oslo (3). Regnemaskinprogrammet er overlevert til NILU hvor en har kombinert det fotokjemiske regneskjemaet med en tidligere utviklet regional spredningsmodell for området (4).

En kombinert spredning-fotokjemi modell beskriver konsentrasjonsfordelingen i området som resultat av forurensningsutslipp, og den kan dermed brukes til å:

- tolke konsentrasjonsmålingene som foretas i området
- forutsi virkningen av utslippsendringer på konsentrasjonsfordelingen i området

Modellberegningene fordrer informasjon om:

- utslippet av primærkomponentene innen hver km<sup>2</sup> i området
- luftstrømmene inn og ut av området for hver time
- vertikale blandingsforhold
- topografiske forhold
- strømmen av forurensningskomponentene inn i området

Hensikten med denne undersøkelsen er å:

- kombinere den fotokjemiske modellen med en regional spredningsmodell for Nedre Telemark
- innarbeide de meteorologiske observasjonene fra en sjø/landbrissituasjon i den regionale spredningsmodellen for området.
- estimere utslippet av primærkomponentene innen hver km<sup>2</sup> i området
- beregne konsentrasjonene av de primære og sekundære forurensningskomponentene som funksjon av tid og sted

## 2 DEN FOTOKJEMISKE MODELLEN

Det har i tidens løp vært foreslått og anvendt en rekke fotokjemiske modeller for å simulere reaksjonene i HC-NO<sub>x</sub>-luftblandinger. De aller fleste bygger på grove forenklinger hvor reaksjonene slås sammen i grupper ("lump-reaksjoner") med gjennomsnittlige reaksjonshastigheter for vedkommende gruppe. Et gjennomgående trekk er også en sterkt forenklet bakgrunnskjemi. En hovedårsak til disse forenklinger har vært at regnetiden må holdes nede på et rimelig nivå dersom modellene skal kunne brukes i praksis.

Denne undersøkelsen bygger på en kjemisk modell som nylig er publisert (3). Denne modellen er i prinsippet basert på alle de kjemiske reaksjoner en har oppsporet i litteraturen. I praksis har en beholdt bare de reaksjoner (i alt litt over hundre) som har vist seg å kunne innvirke på oksydantdannelsen.

Til tross for det store antall reaksjoner og reagerende gasser har det vært mulig å holde regnetiden nede på et rimelig nivå. Årsaken til dette må søkes i den matematiske metoden som er anvendt. En har unngått generelle, tidkrevende metoder og funnet fram til enkle løsningsmetoder som er tilpasset det foreliggende problem.

Det er neppe hensiktsmessig her å gå inn på modellen i detalj. I så måte henvises til rapporten (3). Istedet skal det pekes på noen hovedpunkter som vil være av betydning for vurderingen av resultatene av denne undersøkelsen spesielt og av muligheter for oksydantdannelse generelt.

- 1) Det er laget separate modeller for fire ulike hydrokarboner: etylen, propylen, n-butan og n-heksan.
- 2) Oksydantdannelsen i en blanding av hydrokarboner og nitrogenoksyder i luft avhenger kritisk av forholdet HC/NO<sub>x</sub>. For hvert hydrokarbon finnes en grense som dette forholdet må

overstige for at det skal produseres oksydanter. Nedre grense er for etylen 1, for propylen 0,3, for n-butan 5, og for n-heksan 2.

Det må understrekes at det er verdien av forholdet HC/NO<sub>x</sub> i hvert enkelt punkt som er avgjørende. Hvis derfor hydrokarboner og nitrogenoksyder slippes ut fra forskjellige kilder er det intet i veien for at man i visse områder kan få dannet oksydanter (se Appendiks 1). Det må presiseres at dette forhold understtrykkes i modeller hvor utslippene midles i bokser som er bestemt av grid-avstanden i transportmodellen og av blandings-sjiktets høyde.

- 3) Det er ofte hevdet at oksydantdannelsen er betinget av et sterkt solly. Beregninger som er gjengitt i ovennevnte rapport viser at avhengigheten av lysforholdene er sterkt overdrevet. Ser en bort fra perioden november - februar, hvor oksydantdannelsen er betydelig redusert, vil forholdene variere forholdsvis lite. Det er også bare ubetydelig forskjell på oksydantdannelsen på 40° og 60° bredde. Det ser derfor ut til at oksydantdannelsen setter et visst minstekrav til solstråling. Økning utover denne minsteverdi betyr lite for oksydantdannelsen.
- 4) Det er allerede nevnt at blandinger av hydrokarboner og nitrogenoksyder i luft kan deles i to kategorier ("aktive" og "inaktive" blandinger) bestemt av forholdet HC/NO<sub>x</sub>. I en "aktiv" blanding får en dannet ozon, aldehyder og peroksyacetyl-nitrat (PAN). I "inaktive" blandinger produseres ingen av disse stoffene.

I sterkt forurenset luft vil ozon ha en meget kort levetid, og det vil derfor til enhver tid være kjemisk likevekt mellom nedbrytning og produksjon, representert ved reaksjonene:



Osonmengden vil derfor kunne uttrykkes som:

$$[O_3] = \frac{J_{NO_2} \cdot [NO_2]}{k [NO]} \approx 3,5 \times 10^{11} [NO_2] / [NO]$$

$J_{NO_2}$  er dissosiasjonskoeffisienten for  $NO_2$  (ca.  $5 \times 10^{-3}$  molekyler pr sekund),  $k$  er hastigheten av reaksjonen  $O_3 + NO \rightarrow NO_2 + O_2$  ( $9 \times 10^{-13} \cdot \exp(-1200/T)$   $1,4 \times 10^{-14}$ ). For at osonmengden skal øke, må  $NO$  overføres til  $NO_2$  i den forurensede luften. Dette kan skje ved reaksjoner med  $HO_2$  og med radikaler av typene  $RO_2$



Forutsetningen for en rask overføring er at hydrokarbonene brytes ned og produserer  $HO_2$  og  $RO_2$  i mengder som langt overstiger verdiene for ren luft. Hydrokarbonene brytes først og fremst ned ved reaksjon med  $HO$  (og altså ikke ved ultrafiolett sollys).  $HO$  både dannes og forbrukes i  $HC-NO_x$  blandinger. Nettovirkningen avhenger sterkt av forholdet  $HC/NO_x$ .

I "inaktive" blandinger er produksjonen ikke vesentlig raskere enn i ren luft. I "aktive" blandinger, derimot, øker  $HO$ -innholdet til bortimot det 10-dobbelte av renluft-verdien. Dette påskynder nedbrytningen av hydrokarbonene og fører til at konsentrasjonene av de viktige radikalene  $HO_2$  og  $RO_2$  øker med en faktor på bortimot tusen.

5) Betydningen av forholdet  $HC/NO_x$  er allerede påpekt.

Imidlertid er også mengdene av hydrokarboner og nitrogenoksyder også av betydning for oksydantdannelsen. Ved høye konsentrasjoner (og riktig  $HC/NO_x$  forhold) vil oksydantdannelsen skje raskt, ved sterk fortynning er utviklingen meget langsommere.



6) Modellen omfatter vel 30 kjemiske komponenter. Noen av disse beregnes fordi de har helseskadelig virkning, andre fordi de er viktige mellomprodukter i det meget kompliserte kjemiske samspill. Disse komponentene har levetider (halveringstider) som spenner fra brøkdeler av et sekund til måneder, og det er viktig for en rasjonell beregning at man har et pålitelig bilde av de enkelte stoffers levetid. Noen komponenter har meget korte levetider, opp til noen sekunder, og kan med tilstrekkelig nøyaktighet antas å være i kjemisk likevekt med sitt kjemiske miljø:  $O(^3P)$ ,  $O(^1D)$ , HO, H,  $NO_3$ ,  $N_2O_5$ ,  $CH_3$ ,  $CH_3O$ , CHO og  $CH_3CO$ . Disse komponentene påvirkes altså bare indirekte av spredning. En rekke andre komponenter har middels lange levetider. De vil heller ikke påvirkes direkte av diffusjon, men må beregnes ved en passende integrasjonsmetode på grunnlag av uttrykkene for fotokjemisk produksjon og nedbrytning. Av disse komponentene kan vi nevne  $HO_2$ ,  $H_2O_2$ ,  $CH_3O_2$ , HCHO, HCOOH og  $CH_3O_2H$  og  $CH_3CHO$ .

Endelig har vi en del komponenter som, i hvert fall i visse situasjoner, har såvidt lang levetid at deres konsentrasjoner påvirkes av diffusjon. Disse er  $O_3$ , NO,  $NO_2$ ,  $HNO_2$ ,  $HNO_3$ ,  $C_2H_4$ ,  $C_3H_6$ , PAN og CO. Det er nettopp disse komponentene som gjør det nødvendig å kombinere den fotokjemiske modell med en transportmodell.

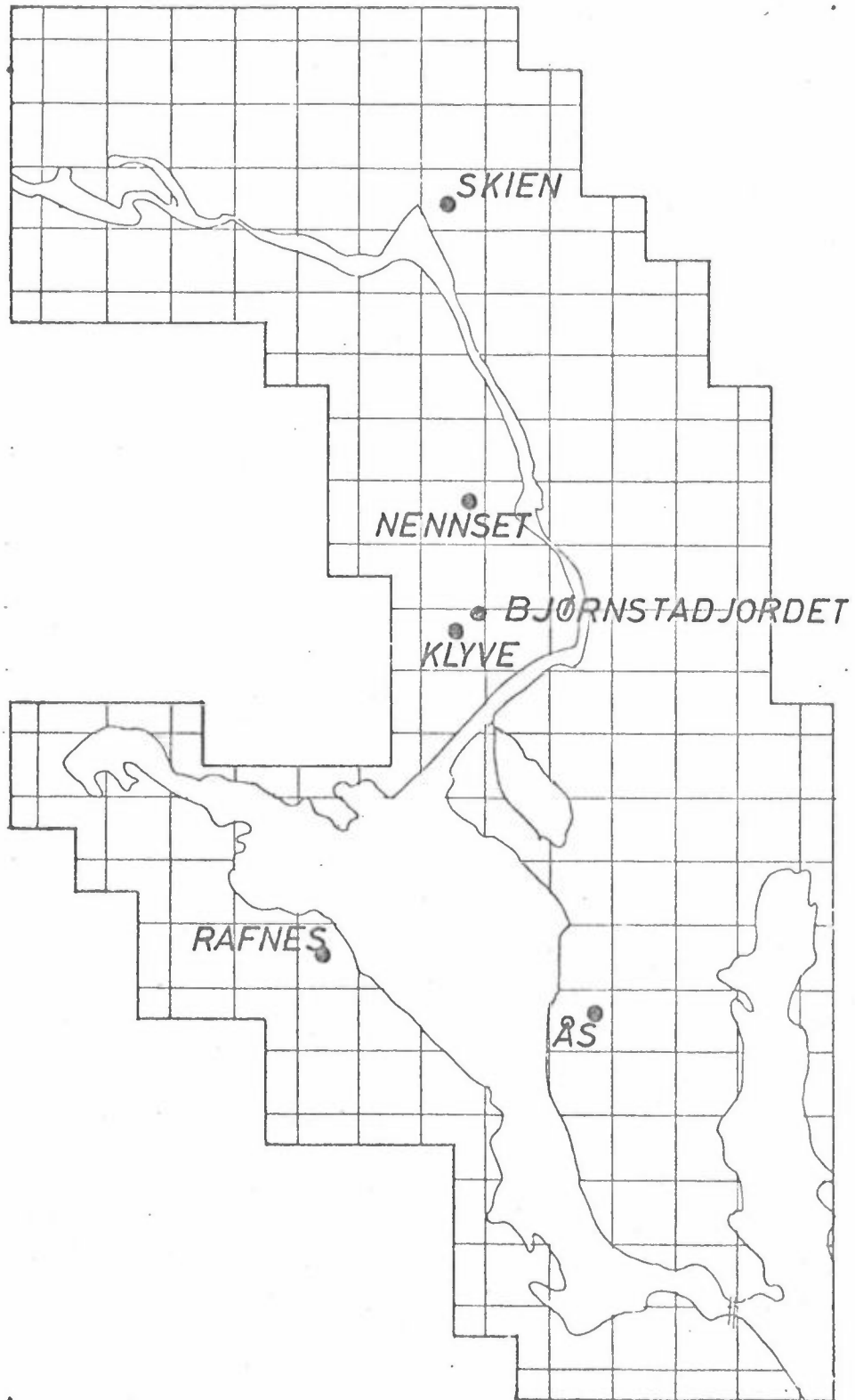
Det er dessuten nødvendig å beregne transport og spredning av alle komponenter med utslipp som varierer i tid og rom for å bestemme forurensningsforholdene i et konkret område.

### 3 SPREDNINGSMODELLEN

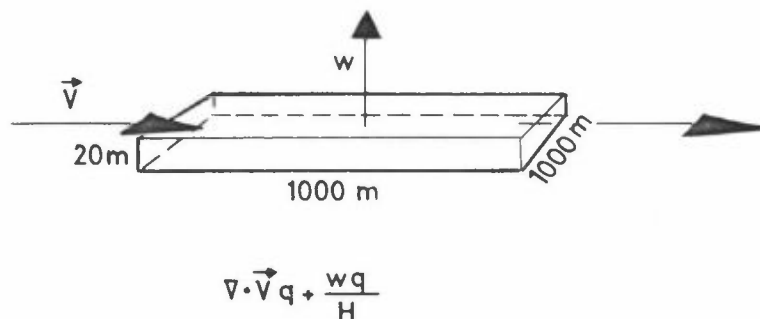
Beregningsmetodene som er utviklet for Oslo (11) er tilpasset Skien - Porsgrunns-området på følgende måte:

- 1) Skien - Porsgrunnsområdet er oppdelt i km<sup>2</sup>-ruter som vist i figur 3.1. Høydedragene er ikke inkludert i beregningsområdet (se tykk strek på figuren).
- 2) Emisjonsoversikten er tilpasset dette rutenettet (gridsystemet), og en har antatt at alle småkilder som skyldes boligoppvarming, trafikk og mindre virksomhet kan betraktes som volumkilder med en grunnflate som svarer til km-rutene og med en høyde som varieres med de vertikale blandingsforholdene.
- 3) Beregningsprinsippet er skjematisk vist i figur 3.2. For hver boks holder en rede på strømmen av forurensning inn og ut gjennom boksens sidekanter og opp gjennom taket.
- 4) Beregningene foretas for alle kjemiske komponenter som slippes ut i området og for de komponentene som inngår i reaksjons-skjemaet med lang reaksjonstid.
- 5) I en tidligere undersøkelse av spredningen av svoveldioksyd og nitrogenoksyder i området om vinteren har en estimert horisontale forskjeller i vertikalutvekslingen ut fra varmekildene i området (byområdene, åpen fjord). Vertikalbevegelsen er av stor betydning for forurensningskonsentrasjonene en observerer ved bakken.

I sjø- og landbrissituasjoner om sommeren er også fordelingen av varmekildene av stor betydning for vertikalutvekslingen. Om sommeren er det særlig solstrålingen og topografien som beskriver varmekildene. En har ikke tatt med denne effekten i området og en antar jevn vertikal blanding av forurensningskomponentene. Beregningene er foretatt dels for et 200 m tykt



Figur 3.1 Beregningsområdet i Nedre Telemark med oppdeling i km<sup>2</sup>-ruter. Målestasjonene er avmerket.



Figur 3.2 Transport gjennom boksene som beregningsområdet er inndelt i.

blandingssjikt, dels for et 50 m tykt blandingsskikt. Ved beregningene i et 200 m tykt blandingsskikt har en tatt med samtlige registrerte kilder i området som skyldes menneskelig aktivitet. Ved beregningene i et 50 m tykt skikt har en utelatt utslippene fra de høyeste industrikildene (De to største kildene for nitrogenoksyder på Herøya).

- 6) Vindforholdene som ble målt under sjø- landbrissituasjonen den 11.6.75 ble benyttet ved beregningene for å belyse en situasjon med mulighet for dannelse av fotokjemiske oksydanter.

En rekke innvendinger kan reises mot spredningsmodellen som er anvendt basert på de tilnærmelser som er brukt i modellen. En har funnet det nødvendig å belyse noen av tilnærmelsene på følgende måte:

- a) Transportprosessen i atmosfæren er beskrevet ved en usentrert "upstream" endelig differensformel (12). Denne formelen gir stor kunstig diffusjon når vindretningen danner en vinkel med aksene i gridsystemet. Effekten er særlig stor ved høye utslipp i enkeltruter.

I et Nordforsksamarbeid om modellutvikling har en undersøkt denne effekten ved å anvende et annet adveksjonsskjema som reduserer numerisk diffusjon ved adveksjon av en enkelt rektangulær forurensningssky (Momentmetoden). I Nedre Telemark med et stort antall kilder og med varierende vindforhold er ikke forskjellen i resultatene funnet å være av avgjørende betydning. "Momentmetoden" gir 10 - 20% høyere konsentrasjoner enn ved den unøyaktige og grove "upstream"-metoden.

"Momentmetoden" krever imidlertid betydelig større lagerplass og regnetid og kombinasjonen av sprednings- og fotokjemiske beregninger blir dermed vanskelig.

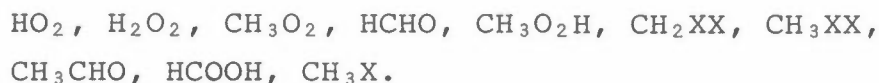
- b) Beregningsområdet er begrenset til dalområdet nær Skien - Porsgrunn - Brevik. Ved sterk vind og ved vind i øst-vest-retningen vil forurensningene raskt transporteres ut av området. Dette gjelder særlig for kilder som ligger nær randen av området (f.eks. Rafnesområdet i sjø- landbrissituasjonen den 11.6.75). Beregningstiden vil øke proporsjonalt med antall gridpunkter og en har begrenset beregningene til området hvor den vesentlige delen av befolkningen bor og hvor forurensningsutslippene skjer. For også å belyse mulig oksydantdannelse utenfor området, har en valgt spesielle vindforhold som fører til at forurensningene blir i området i relativt lang tid.

4 KOMBINERTE SPREDNINGS- OG FOTOKJEMISKE BEREGNINGER

Regnemaskinprogrammet for spredningsmodellen er beskrevet tidligere (5). Denne spredningsmodellen er utvidet til å beregne utslipp og spredning av et vilkårlig antall forureningskomponenter. Ved de kombinerte sprednings- og fotokjemiske beregningene har en beregnet spredningen av følgende komponenter:



Følgende komponenter bevares i alle gridpunkter uten at spredningen beregnes:



Følgende komponenter inngår i det fotokjemiske reaksjonsskjemaet, men reaksjonene med andre komponenter som er nevnt ovenfor foregår imidlertid så raskt at en hverken har funnet det nødvendig å bevare verdiene eller å beregne spredningen.



Temperatur, relativ fuktighet og strålingsintensitet er holdt konstant ved beregningene, men disse kan senere varieres.

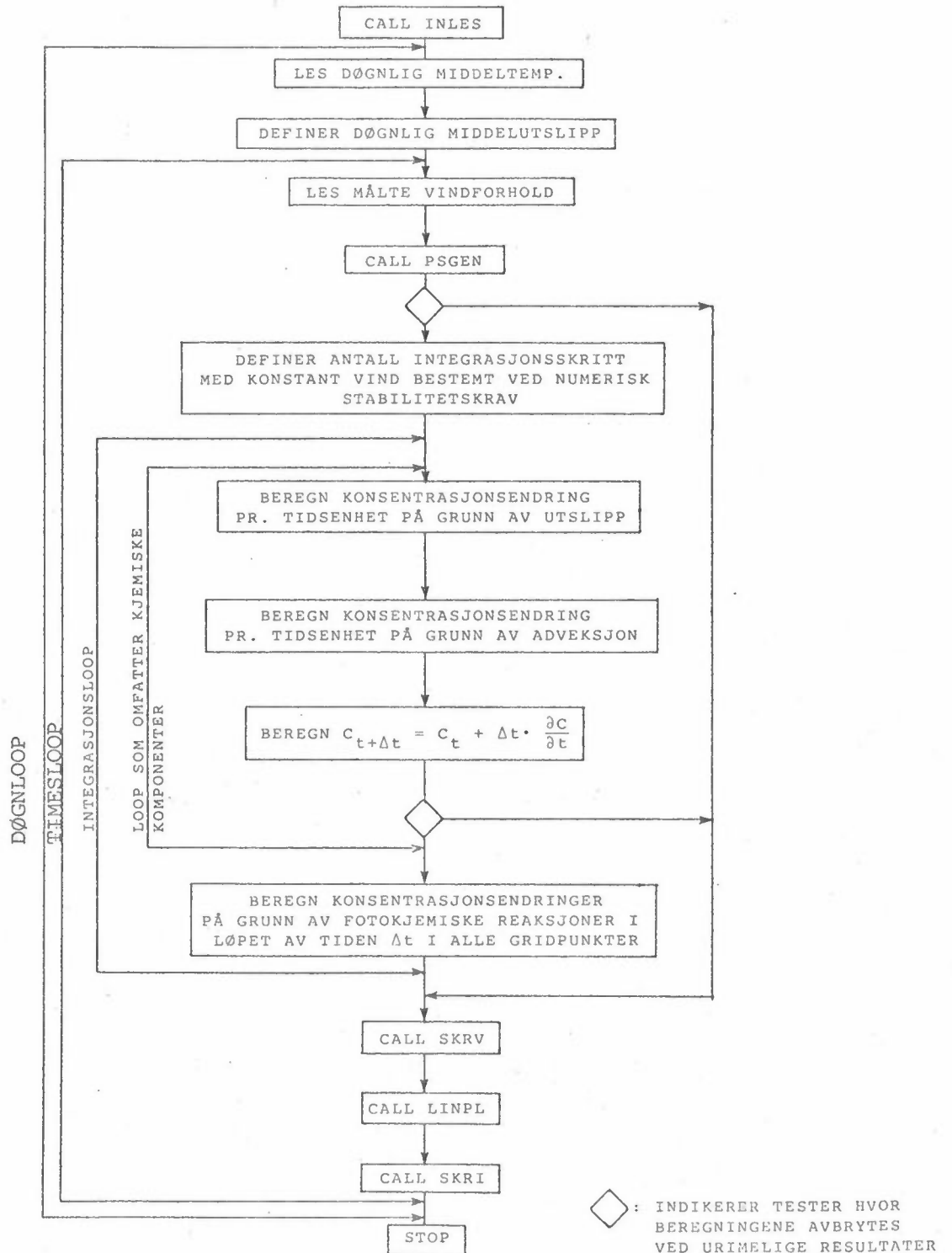
Flowdiagrammet som viser den logiske oppbyggingen av kombinasjonsprogrammet, er vist i figur 4.1.

Basert på kjente utgangsbetingelser som spesifiseres i innlesningsrutinen INLES beregnes konsentrasjonen ved senere tidspunkt basert på kjent variasjon i det midlere forureningsutslippet pr. time og på en målt variasjon i vind-

forholdene fra time til time. Variasjonen i det midlere døgnutslipp og i målte spredningsforhold innleses innenfor henholdsvis en døgloop og en timesloop. På grunnlag av vindmålinger ved utvalgte steder beregnes vindforholdene i hele området ved subrutinen PSGEN. Antall integrasjonsstep innenfor en time med konstante vindforhold fastlegges på grunnlag av numeriske stabilitetskrav ved sammenhengen mellom den maksimale vindhastigheten, gridavstanden ( $\Delta x$ ) og tidsskrittet ( $\Delta t$ ).

Adveksjonen av forurensningene beregnes ved subrutinen PSAD og sammen med kjente utslipp beregnes endringen i konsentrasjonene med tiden i hele området.

Beregningen av konsentrasjonsendringer på grunn av fotokjemiske reaksjoner i løpet av tiden  $\Delta t$  utføres i alle gridpunktene ved programmet for den fotokjemiske modellen som er utviklet og programmert ved Universitetet i Oslo. Tidsskrittet ved de fotokjemiske beregningene var 10s. Resultatene skrives ut og presenteres grafisk ved subrutinene SKRV, LINPL og SKRI.



Figur 4.1: Flow-diagram for kombinerte sprednings- og fotokjemiske beregninger i Nedre Telemark.



Den transportmodell som denne rapporten er basert på, har bl.a. den mangel at utslipp fra kildene midles over en boks med grunnflate 1 km<sup>2</sup> og høyde 200 m (i enkelte tilfeller 50 m). Dette betyr at gasskonsentrasjonene momentant reduseres til en brøkdel av hva de i virkeligheten vil være i en smal sone som starter i kilden og strekker seg i vindens retning.

- c) Innen hver km<sup>2</sup> er forurensningene i virkeligheten ujevnt fordelt. Dette kan få virkning ved de kjemiske reaksjonene som er ikke-lineære funksjoner av konsentrasjonsfordelingen. Når utslippene skjer på samme sted, vil konsentrasjonene i røykfanen være store nær utslippspunktet og reaksjonene foregår raskere. Denne effekten er vurdert i en tidligere rapport til Miljøverndepartementet (13).

En annen situasjon foreligger når forurensningskomponentene ligger ved siden av hverandre og blandes gradvis. Under slike forhold blir det mer komplisert å beskrive reaksjonene som er påpekt av Donaldsen og Hilst (14). Rapporten konkluderer med at enkelte reaksjoner i den fotokjemiske kjeden vil hindres på grunn av begrenset atmosfærisk blanding og lokal uttømming av enkelte komponenter. Denne konklusjonen indikerer at dersom middelkonsentrasjoner over tiden benyttes i det fotokjemiske regneskjemaet overestimeres reaksjonshastighetene.

For å få et grunnlag for å vurdere den feil man begår ved å velge så grovt gridnett som 1 x 1 km, har en foretatt noen beregninger basert på den aller enkleste formel for spredning av gassutslipp fra en pipe. Beregningene er beskrevet i appendiks.

Vurderingene og beregningene (Appendiks) viser at det kan foregå fotokjemiske reaksjoner i begrensede områder som ikke kommer fram i spredningsmodellen (gridavstand 1 km) og at reaksjonene kan forårsake oksydantdannelse.

## 5 UTSLIPP

Den kombinerte modellen fordrer informasjon om utslippet innen hver km<sup>2</sup> av samtlige kjemiske komponenter som inngår i det fotokjemiske regneskjemaet. Størst betydning har utslippet av NO, NO<sub>2</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> og C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>. De antropogene kildene deles i tre grupper: industri, trafikk og boligoppvarming og småindustri.

En har vesentlig bygget på oppgaver over utslippet av nitrogenoksyder (NO og NO<sub>2</sub>) og på oppgaver over oljeforbruket i området (4).

### 5.1 Utslipp fra biltrafikken

#### Nitrogenoksyder

Ved estimatet av utslippet fra biltrafikken har en brukt følgende utslippsfaktorer som er funnet å være representative for den svenske bilparken (se referanse 6 side 37):

Bilbensin : 17 kg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup>  
Dieselolje: 23 kg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup>

I avgassene fra bilmotorer utgjør NO 99% av nitrogenoksydene, resten består vesentlig av NO<sub>2</sub>. Laboratorieforsøk har vist at NO<sub>2</sub> kan utgjøre 15-20% av nitrogenoksydene i avgassene fra en dieselmotor på tomgang. Ved belastning av motoren synker andelen raskt (6). Målinger fra Bærum viser at ca. 10% av konsentrasjonene som måles utgjøres av NO<sub>2</sub> (7).

I Nedre Telemark antar en at utslippet fra forbruket av bilbensin og dieselolje kan fordeles etter folketallet i området. Ifølge tidligere undersøkelser (4) forbrukes det ca. 30 000 m<sup>3</sup> bensin i området og ca. 10 000 m<sup>3</sup> dieselolje. Dette gir et midlere årlig utslipp på 18.5 kg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup> (som NO<sub>2</sub>) fra 40 000 m<sup>3</sup> bensin og dieselolje. En regner videre med at 90% av utslippet foreligger som NO og 10% som NO<sub>2</sub> på volumbasis. Dette gir

følgende utslippsfaktorer for utslipp som følge av forbruket av bensin og diesellole:

Utslipp av NO : 10.4 kg NO/m<sup>3</sup>  
Utslipp av NO<sub>2</sub> : 2.5 kg NO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>

### Hydrokarboner

Utslipp av hydrokarboner på grunn av forbruket av bensin og diesellole i området stammer fra bileksosen, veivhusgassene og avdunstning. De samlede utslipp er estimert til 40 kg HC/m<sup>3</sup> bensin og 39 kg HC/m<sup>3</sup> diesel (6), alt regnet som hexan (C<sub>6</sub>H<sub>14</sub>). I tillegg kommer et utslipp på 1.4 kg HC/m<sup>3</sup> bensin ved fylling og tanking.

I de videre beregningene har en benyttet utslippsfaktoren 40 kg HC/m<sup>3</sup> som hexan.

Målinger av spesielle hydrokarboner i gatetverrsnittet indikerer at 40% av hydrokarbonmolekylene inngår i det kjemiske reaksjonsskjemaet som etylen, 30% av molekylene inngår i reaksjonsskjemaet som propylen.

Utslippsestimatene baseres på laboratoriemålinger i Studsvik. Ved målingene registrerte en infrarød absorpsjon av hydrokarbonene og benyttet hexan som kalibreringsgass. Det er imidlertid ikke klart hvorledes de enkelte hydrokarbonmolekylene gir utslag ved måleprinsippet og overgangen fra totalutslippet av hydrokarboner til antall molekyler som reagerer som etylen og propylen er dermed usikkert. Ved beregningene opererer en derfor med to sett utslippsfaktorer fra biltrafikken.

Utslipp av etylen - 40% av totalutslippet målt som hexan

$$\frac{40 \text{ kg HC/m}^3 \cdot 40}{100} = 16 \text{ kg HC/m}^3 \text{ drivstoff målt som hexan}$$

Samme antall etylenmolekyler vil ha en vekt på:

5.21 kg etylen/m<sup>3</sup> drivstoff

Utslipp av propylen: 30% av totalutslippet målt som hexan:

$$\frac{40 \text{ kg HC/m}^3 \cdot 30}{100} = 12 \text{ kg HC/m}^3 \text{ drivstoff målt som hexan}$$

Samme antall propylenmolekyler vil ha en vekt på:

5.85 kg propylen/m<sup>3</sup> drivstoff målt som hexan

Behandling av drivstoffet (tanking etc.) medfører også små utslipp av etylen og propylen på henholdsvis 0.58 kg etylen/m<sup>3</sup> og 0.43 kg propylen/m<sup>3</sup>. Dette gir samlede utslipp på:

5.8 kg etylen/m<sup>3</sup> drivstoff

6.3 kg propylen/m<sup>3</sup> drivstoff

Da utslippet av spesielle hydrokarboner som har størst betydning ved fotokjemiske reaksjoner er usikkert har en også regnet med en øvre grense for disse utslippene:

16 kg etylen/m<sup>3</sup> drivstoff

12 kg propylen/m<sup>3</sup> drivstoff

I Nedre Telemark var forbruket av bensin og dieselolje estimert til 30 000 m<sup>3</sup> bensin og 10 000 m<sup>3</sup> dieselolje pr. år.

Ved bruk av de midlere utslippsfaktorene gir dette:

Utslipp av NO : 40 · 10.4 tonn NO/år = 416 tonn NO/år

Utslipp av NO<sub>2</sub> : 40 · 2.5 tonn NO<sub>2</sub>/år = 100 tonn NO<sub>2</sub>/år

Lite utslipp av etylen	: 40 • 5.8 tonn etylen/år = 232 tonn etylen/år
Lite utslipp av propylen	: 40 • 5.3 tonn propylen/år = 212 tonn propylen/år
Stort utslipp av etylen	: 40 • 16 tonn etylen/år = 640 tonn etylen/år
Stort utslipp av propylen	: 40 • 12 tonn propylen/år = 480 tonn propylen/år

## 5.2 Utslipp fra boligoppvarming og småindustri

### Nitrogenoksyder

Nitrogenoksyder dannes ved forbrenning av olje og mengdene øker med forbrenningstemperaturen som varierer fra et fyranlegg til et annet.

I U.S.A. har en utarbeidet emisjonsfaktorer for ulike anlegg (8) som varierer med en faktor på 10. Ved vurderingen av oljeforbruket i Nedre Telemark har en funnet det rimelig å regne med en verdi på 4 kg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup> regnet som NO<sub>2</sub>. Utslippet skjer vesentlig som NO og en regner med at 5% slippes ut som NO<sub>2</sub>. Det gir følgende utslippsfaktorer:

Utslipp av NO	: 2.6 kg NO/m <sup>3</sup> olje
Utslipp av NO <sub>2</sub>	: 0.2 kg NO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> olje

### Hydrokarboner

Ved riktig justert oljebrenning slippes det bare ut små mengder hydrokarboner. Omtapping og lagring av oljen medfører også utslipp av hydrokarboner. I følge referanse (8) har en regnet med følgende utslippsfaktorer:

Utslipp av hydrokarboner ved forbrenningen	: 0.35 kg HC/m <sup>3</sup> som metan
Utslipp av hydrokarboner ved omtapping, etc.	: <u>0.96 kg HC/m<sup>3</sup> som metan</u>
	<u>1.31 kg HC/m<sup>3</sup> som metan</u>

Ved å vurdere spekteret av hydrokarboner som slippes ut fra forskjellige kildetyper (9) har en funnet at 7% av det samlede utslippet kan regnes som etylen og 6% kan regnes som propylen. Når en tar forskjellen i molekylvekt med i betraktning:

Utslipp av etylen :  $1.31 \cdot 0.07 \cdot \frac{1}{0.57}$  kg etylen/m<sup>3</sup> = 0.16 kg etylen/m<sup>3</sup> olje

Utslipp av propylen :  $1.31 \cdot 0.06 \cdot \frac{1}{0.38}$  kg propylen/m<sup>3</sup> = 0.21 kg propylen/m<sup>3</sup> olje

I Nedre Telemark forbrukes det hvert år ca. 43 000 m<sup>3</sup> olje til boligoppvarming og småindustri. Med utslippsfaktorene som er nevnt på foregående side gir dette følgende utslipp:

Utslipp av NO : 43 · 2.6 tonn NO/år = 112 tonn NO/år

Utslipp av NO<sub>2</sub> : 43 · 0.2 tonn NO<sub>2</sub>/år = 9 tonn NO<sub>2</sub>/år

Utslipp av etylen(C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) : 43 · 0,16 tonn etylen/år = 7 tonn etylen/år

Utslipp av propylen(C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>): 43 · 0.21 tonn propylen/år = 9 tonn propylen/år

### 5.3 Utslipp fra industrien

Industrien slipper ut både hydrokarboner og nitrogenoksyder i området. Utslippene skyldes dels behandling og forbrenning av olje, dels industriprosessene. En har tatt utgangspunkt i utslippsoversikten for nitrogenoksyder som ble utarbeidet ved Tilsynslaboratoriet i 1973 og på grunnlag av oppgaver over oljeforbruket har en estimert utslippet av etylen og propylen. En har benyttet utslippstallene som angitt i referanse 4 og har antatt at 5% av nitrogenoksydene slippes ut som NO<sub>2</sub>. Det er regnet med utslipp av hydrokarboner (propylen og etylen) på samme måten som ved boligoppvarming og småindustri.

Utslippsmengdene og utslippsforholdene er vist i tabell 1. En har regnet med prosessutslipp av nitrogenoksyder fra salpetersyreproduksjonen og fullgjødselproduksjonen. Ved disse utslippene regner en med at 50% foreligger som NO<sub>2</sub>. En kan regne med at

	X (km)	Y (km)	h <sub>s</sub> (m)	d (m)	V <sub>s</sub> (m/s)	T <sub>s</sub> (°C)	NO (kg/time)	NO <sub>2</sub> (kg/time)	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> (kg/time)	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> (kg/time)
DALEN 3	12.1	3.8	50.0	4.0	3.5	133.0	19.7	1.6	.5	.7
DALEN 4	12.1	3.8	50.0	4.0	2.3	188.0	12.8	1.0	.4	.5
DALEN 5	12.1	3.8	50.0	4.0	3.5	150.0	19.5	1.6	.5	.7
DALEN 6	12.1	3.8	50.0	4.0	6.5	177.0	36.6	3.0	1.0	1.3
BAMBL MESA	4.1	8.3	20.0	.6	18.0	135.0	5.1	.4	.1	.2
BAMBL SODA	4.1	8.3	36.0	1.6	5.3	145.0	4.6	.4	.1	.2
BAMB STEAM	5.0	8.6	15.0	.6	15.0	150.0	5.8	.5	.2	.2
BORGESTAD	9.4	15.0	30.0	.6	5.8	130.0	1.5	.1	.0	.1
UN SKOTFOS	2.7	20.2	42.0	1.5	6.4	100.0	12.4	1.0	.3	.5
UN SK FYR	7.5	19.5	48.5	2.2	3.5	80.0	14.0	1.1	.4	.5
HYDRO 18	8.6	9.9	42.0	1.7	8.6	150.0	21.2	1.7	.6	.8
HYDRO 10	8.6	9.9	55.0	1.0	12.0	350.0	7.1	.6	.2	.3
HYDRO 3	8.9	10.0	35.0	1.4	12.7	210.0	9.3	.8	.3	.3
HYDRO 4	8.7	10.1	32.0	1.2	7.1	120.0	7.1	.6	.2	.3
HYDRO 5	8.5	10.3	35.0	2.0	11.0	200.0	17.9	1.5	.5	.6
HYDRO 6	8.5	10.3	60.0	1.2	13.0	50.0	5.4	.4	.1	.2
HYDR 10.N2	8.3	10.9	50.0	2.5	24.0	200.0	54.3	4.4	1.5	2.0
HYDRO SALP	8.5	10.0	100.0	3.0	14.0	20.0	272.0	417.0	-0	-0
HYDR FULL1	8.5	10.0	59.0	.9	17.0	12.0	10.4	16.0	-0	-0
HYDR FULL2	8.5	10.0	83.0	1.3	15.0	12.0	10.4	16.0	-0	-0
HYDRO 7	8.5	10.0	-0.0	-0.0	-0.0	-0.0	135.7	11.0	3.7	4.9
HYDR08-9	8.1	10.5	-0.0	-0.0	-0.0	-0.0	.9	.0	.0	.0
HYDRO 12	8.9	10.0	-0.0	-0.0	-0.0	-0.0	5.4	.4	.2	.2
VINYLKLO	8.9	10.0	-0.0	-0.0	-0.0	-0.0	0	0	113.0	0
Lite Rafnes- utslipp	6.0	8.0	-0	-0	-0	-0	95.0	5.0	98.8	8.0
Stort Rafnes- utslipp	6.0	8.0	-0	-0	-0	-0	95.0	5.0	296.4	24.0

Tabell I Utslipp NO, NO<sub>2</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>3</sub>H<sub>6</sub> fra større enkeltkilder i Nedre Telemark.

X, Y : øst-vestkoordinat som refererer til gridsystemet

h<sub>s</sub> : pipehøyde

d : pipediameter

V<sub>s</sub> : Utslippshastighet

T<sub>s</sub> : Utslippstemperatur

disse tallene karakteriserte utslippet frem til 1973. I dag er utslippet redusert, samt andelen som slippes ut som NO<sub>2</sub>.

Utslippet av hydrokarboner (etylen og propylen) er estimert ved å bruke informasjon om oljeforbruket (4) og de samme emisjonsfaktorer som er angitt for boligoppvarming og småindustri. Ved disse beregningene har en antatt en midlere tetthet av oljen lik 0,85 tonn/m<sup>3</sup>.

Lite er kjent om dagens prosessutslipp av hydrokarboner. Fra PVC-produksjon regner en imidlertid med et utslipp av vinylklorid hvor konsesjonskravene er 250 kg vinylklorid/time. En kan som første tilnærming regne med at vinylklorid har samme virkning som etylen i reaksjonskjemaet. 250 kg vinylklorid/time svarer til et utslipp på 113 kg etylen/time.

En har regnet med at alle utslippene blandes jevnt 200 m høye bokser og dermed beskriver kildestyrken i området.

I tabell I har en gitt en oversikt over de største enkeltkildene med hensyn til posisjon, utslippsbetingelser og gjennomsnittlige utslipp.

#### 5.4 Utslipp fra Rafnesanleggene.

Fra de nye petrokjemiske anleggene på Rafnes vil det slippes ut både nitrogenoksyder og hydrokarboner. I tidligere rapporter er det operert med to sett av utslippstall (2).

I denne rapporten har en regnet med et stort og et lite utslipp fra Rafnesanleggene:

	NO kg/time	NO <sub>2</sub> kg/time	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> kg/time	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> kg/time
Lite utslipp :	95.5	5.0	98.8	8.0
Stort utslipp :	95.5	5.0	296.4	24.0

Det store utslippet av etylen og propylen refererer til den



første konsesjonssøknad fra Norsk Hydro, men lite utslipp refererer til konsesjonskravene. Ifølge de fullstendige konsesjonskravene vil det slippes ut også andre typer hydrokarboner som har lignende virkning på oksydantdannelsen som etylen og propylen. De to utslippsestimatene kan dermed betraktes som en øvre og nedre grense for utslippene av hydrokarboner som sammen med nitrogenoksyder kan danne fotokjemiske oksydanter.

#### 5.5 Utslippsdata for modellberegningene.

Det er utført en rekke beregninger på grunnlag av utslippsestimatene. I tabell II har en angitt summen av utslippene i området fra de enkelte kildegruppene ved ti forskjellige beregninger (I - X) En vil referere resultatet av samtlige beregninger og på denne måten belyse virkningen på resultatet av noen tilnærmelser i modellen:

1. Utslippsestimatet
2. Vertikalblandingen
3. Vindforholdene

Forholdene ved de enkelte beregningene er angitt ved stikkord i kommentarrubrikken.

Endringene i utslippsforholdene og spredningsforholdene som innføres i beregningene III, IV, V, VI, VII og VIII fører til gradvis gunstigere forhold for oksydantdannelse.

De spesielle vindforholdene ved beregningene VII, VIII, IX og X er innført for å vurdere virkningen av Rafnesutslippene på forurensningssituasjonen når oppholdstiden i området er lang.

ENHET: TONN/ÅR	UTSLIPP:										KOMMENTAR	
	TRAFIKK			BOLIGOPPVARMING SMÅIND.			INDUSTRI					
	NO	NO <sub>2</sub>	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>		BLANDINGSHØYDE (M)
BEREGNING												
IA	329	56	- 1380	226	1.7	- 25.1	6036	4214	1084	127	200	1. UTSLIPPSESTIMAT.
I	416	100	232 212	112	9	7 9	6036	4214	1084	127	200	STASJONER VIND FRA NORD
II	416	100	232 212	112	9	7 9	6036	4214	1084	127	200	VINDFORHOLD 11/6 0600 - 1200
III	416	100	232 212	112	9	7 9	6869	4258	1950	197	200	LITE RAFNESUTSLIPP.
IV	416	100	232 212	112	9	7 9	6869	4258	3680	337	200	STORT RAFNESUTSLIPP.
V	416	100	232 212	112	9	7 8	3297	509	3648	294	50	REDUSERT NO <sub>x</sub> UTSLIPP FRA HYDRO. STORT HC-UTSLIPP FRA BILTRAFIKKEN
VI	416	100	640 480	112	9	7 8	3297	509	3648	294	50	REDUSERT NO <sub>x</sub> UTSLIPP FRA HYDRO.
VII	416	100	640 480	112	9	7 8	3297	509	3648	294	50	VIND : 1 M/S SW
VIII	416	100	640 480	112	9	7 8	3297	509	3648	294	50	" : 0,5 M/S W
IX	416	100	640 480	112	9	7 8	3297	509	1918	154	200	" : 0,5 " W
X	416	100	640 480	112	9	7 8	3297	509	3648	294	200	" : 0,5 " W

Tabell II Samlet utslipp av nitrogenoksyder og hydrokarboner ved forskjellige modellberegninger (I - X).

For hver av de kjemiske komponentene regner en utslipp innen hver  $\text{km}^2$  som funksjon av tiden. De tre kildegruppene er behandlet forskjellig når utslippet fra time til time er estimert fra det midlere årsutslippet.

#### Industri

En antar at utslippet er konstant hele året. Dette kan medføre store feil når aktuelle konsentrasjoner skal beregnes i en episode.

#### Biltrafikk

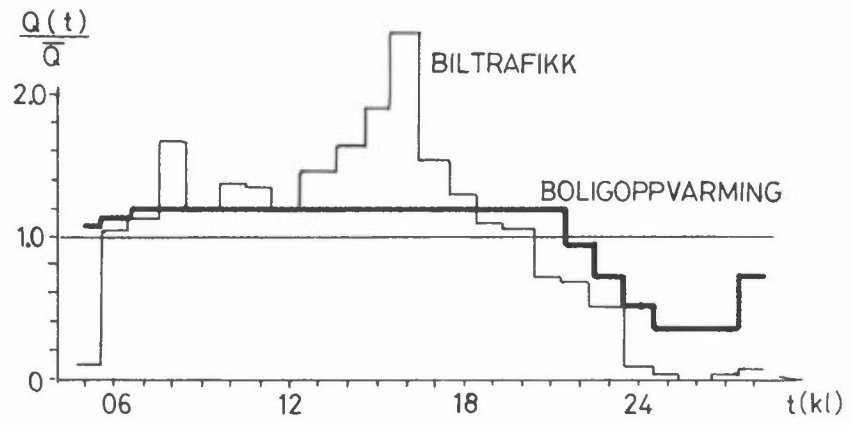
En antar at det døgnlige utslippet er konstant gjennom året og at utslippet fra time til time varierer som vist i figur 5.1. Den relative variasjonen av biltrafikken gjennom døgnet er estimert på grunnlag av 15 trafikktelemeterpunkter i Drammen (16).

#### Boligoppvarming og småindustri

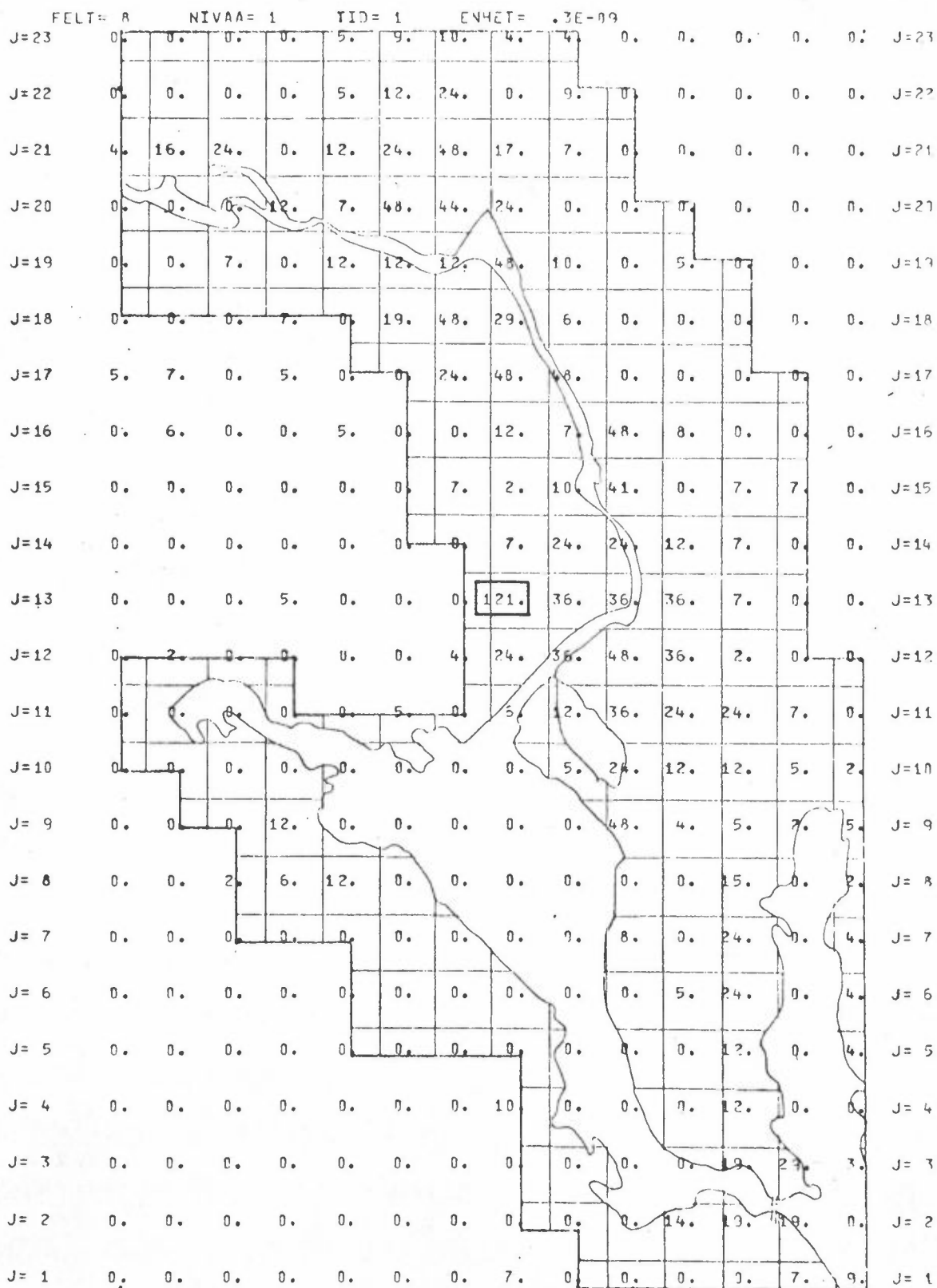
En antok at 1/3 av utslippet fordelte seg jevnt over året på døgnbasis. De resterende 2/3 av årsutslippet skjedde i vinterhalvåret, og døgnutslippet var proporsjonalt med middeltemperaturens avvik fra  $18^{\circ}\text{C}$ . (graddagstallet).

En beregnet videre utslippsendringer fra time til time ved hjelp av den relative utslippstyrken som er fremstilt i figur 5.1 (17). Totalutslippet fra trafikk og boligoppvarming ble fordelt til hver  $\text{km}^2$  i området proporsjonalt med befolkningstettheten som er utarbeidet tidligere (4).

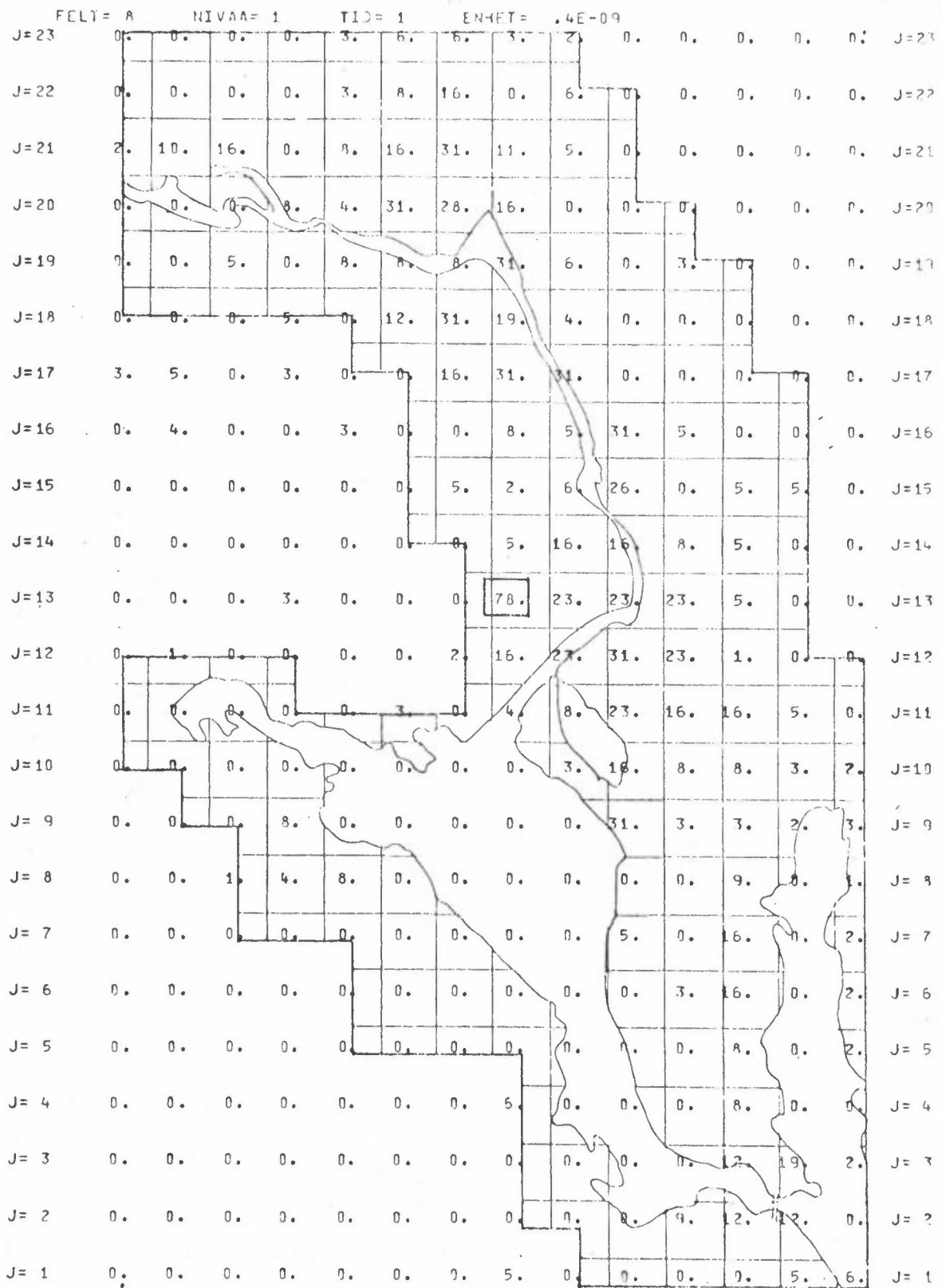
Et eksempel på utslippene i området som ble benyttet i modellberegningene er vist ved det midlere døgnlige utslipp av etylen ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ) og nitrogenmonoksyd (NO) fra industri (Fig. 5.2 og 5.3) og fra trafikk (Fig. 5.4 og 5.5). Utslippsdataene ble brukt ved beregning VI. En ser at utslippene fra trafikken er små og fordeler seg over et stort område. Utslippene fra industrien er forholdsvis store og er knyttet til bestemte  $\text{km}^2$ -ruter.



Figur 5.1 Relativ utslippsmengde som funksjon av tid på døgnet for kildegruppene biltrafikk og boligoppvarming.



Figur 5.4: Utslipp av hydrokarboner som kan regnes som etylen (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) fra biltrafikken.  
 Enhet: 0,01 g/s



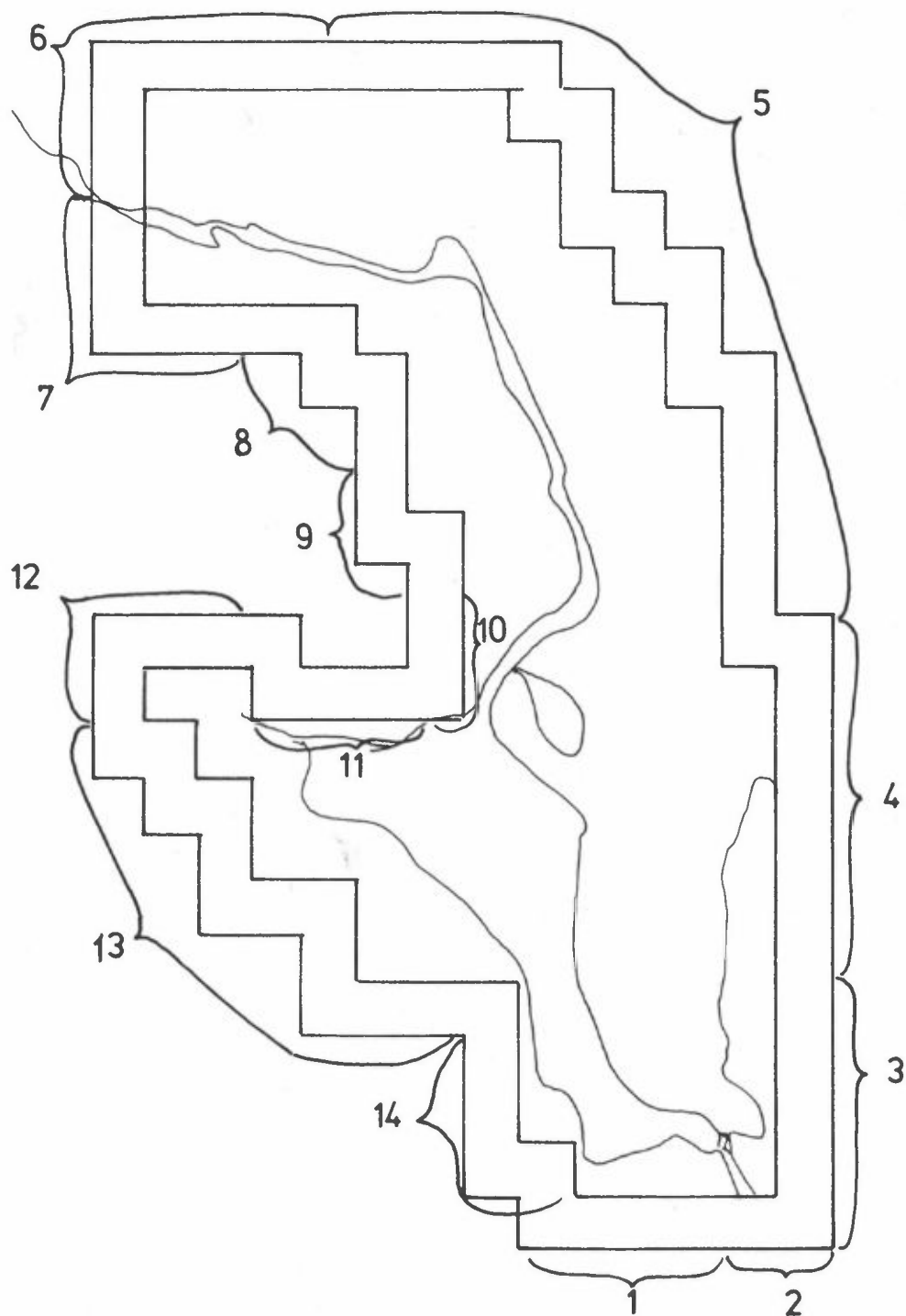
Figur 5.5: Utslipp av NO fra biltrafikken.  
 Enhet: 0.01 g/s

## SPREDNINGSFORHOLD

Detaljerte undersøkelser og målinger av vind og spredningsforhold er utført under sjø- landbrisforhold. De meteorologiske forholdene den 11. juni 1975, beskrevet av Sivertsen (10), er benyttet som grunnlag for spredningsberegningene.

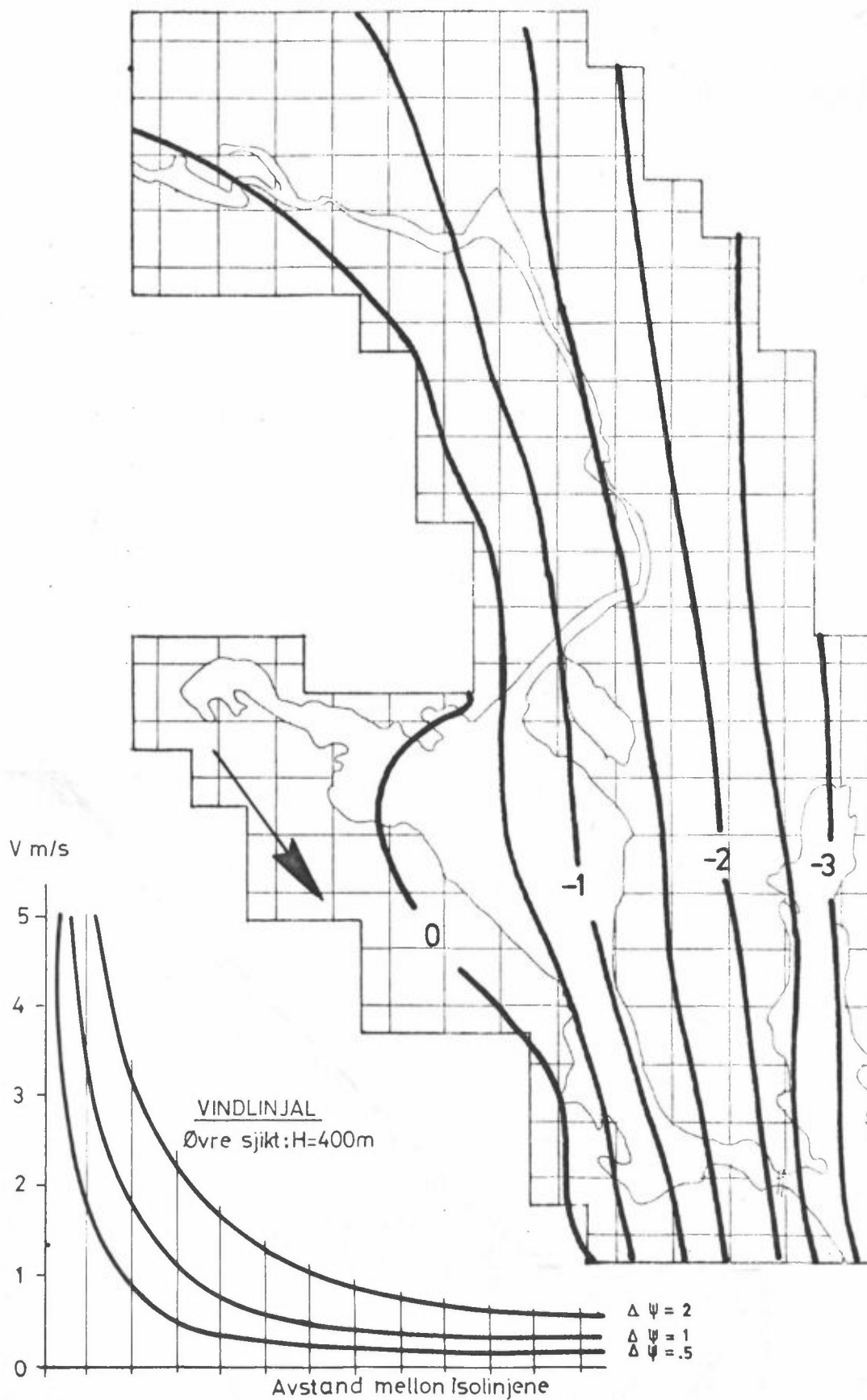
På grunnlag av vindmålinger ved åtte stasjoner i området har en estimert strømmen nær bakken i fjorten soner langs randen som vist i figur 6.1.

Strømfunksjonen ble gitt verdien null i det sørvestlige hjørne av området. På grunnlag av verdiene av vindhastigheten på tvers av randen bestemte en forskjellen i strømfunksjonen og dermed verdien av strømfunksjonen rundt hele randen. Når en kom frem til det siste randpunktet i sone 14, kunne verdien av strømfunksjonen avvike betydelig fra utgangsverdien i områdets sørvestlige hjørne. Denne uoverensstemmelsen er en indikasjon på nøyaktigheten i vindestimatene og uoverensstemmelsen ble fordelt jevnt over hele randen. Uoverensstemmelsen svarte vanligvis til en vind på 1 m/s mellom første og siste randpunkt. En har videre antatt at strømmen gjennom området foregår som en ren gjennomstrømming (uten hvirvling). Strømfunksjonene som er estimert for hver time i tidsrommet 06.00 - 12.00 den 11.6.75, er vist i figurene 6.2 - 6.7. Retning på strømlinjene angir vindretningen i hele området og avstanden mellom dem angir vindhastigheten. Sammenhengen mellom vindhastigheten og denne avstanden er angitt i venstre hjørne på hver figur.

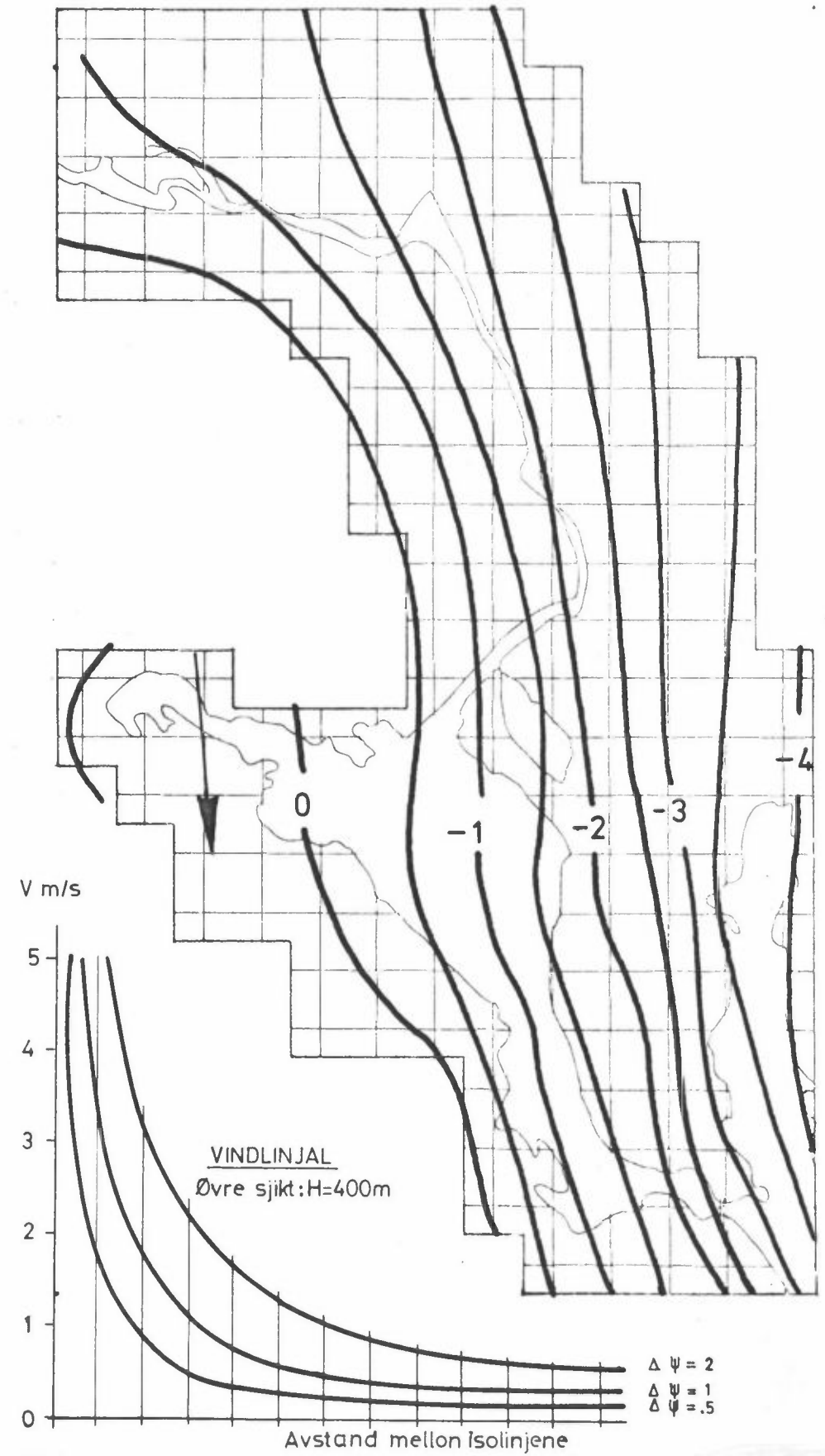


Figur 6.1: Soner (1 - 14) for bestemmelse av vindforholdene i området.

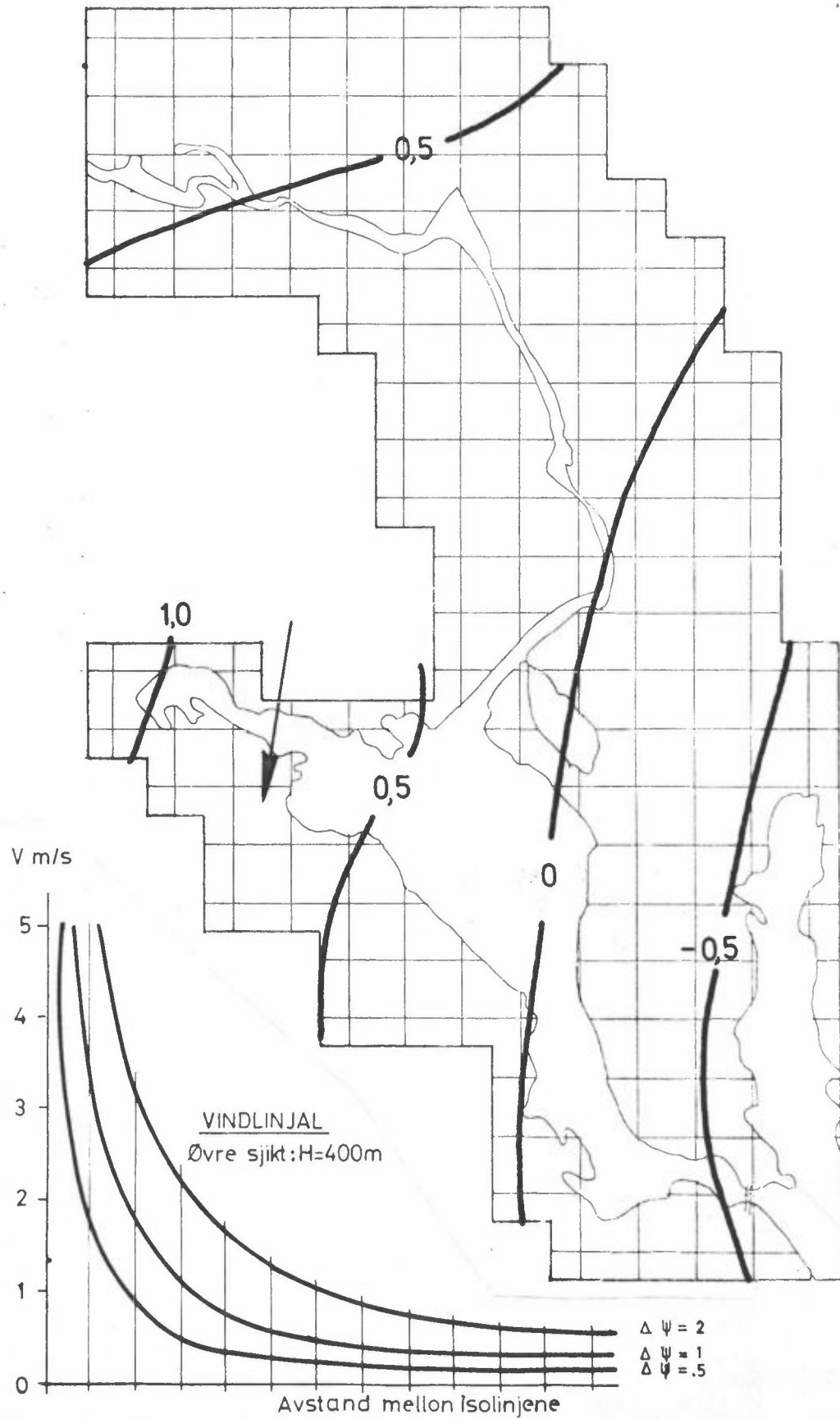




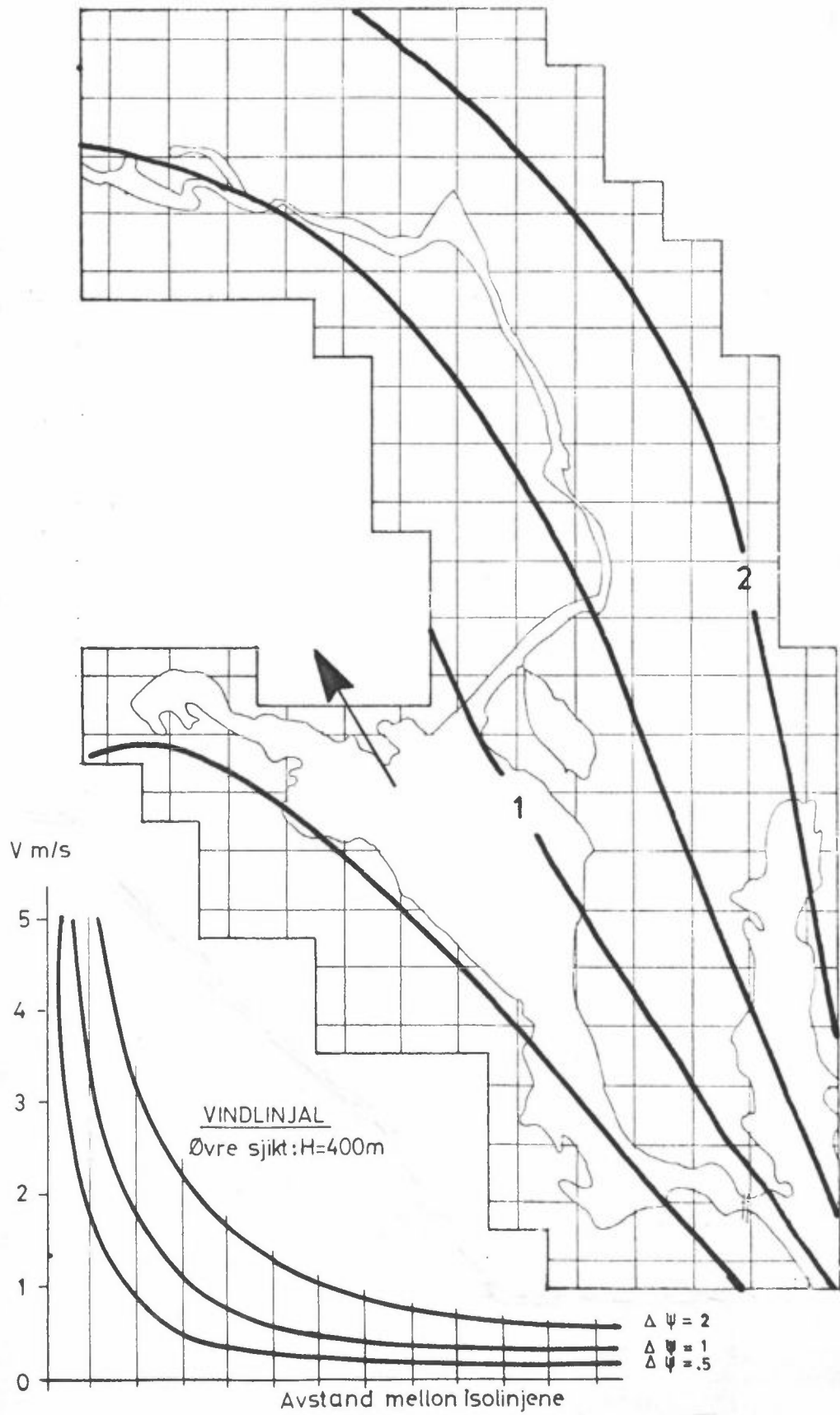
Figur 6.2: Vindforholdene 06.00 - 07.00.



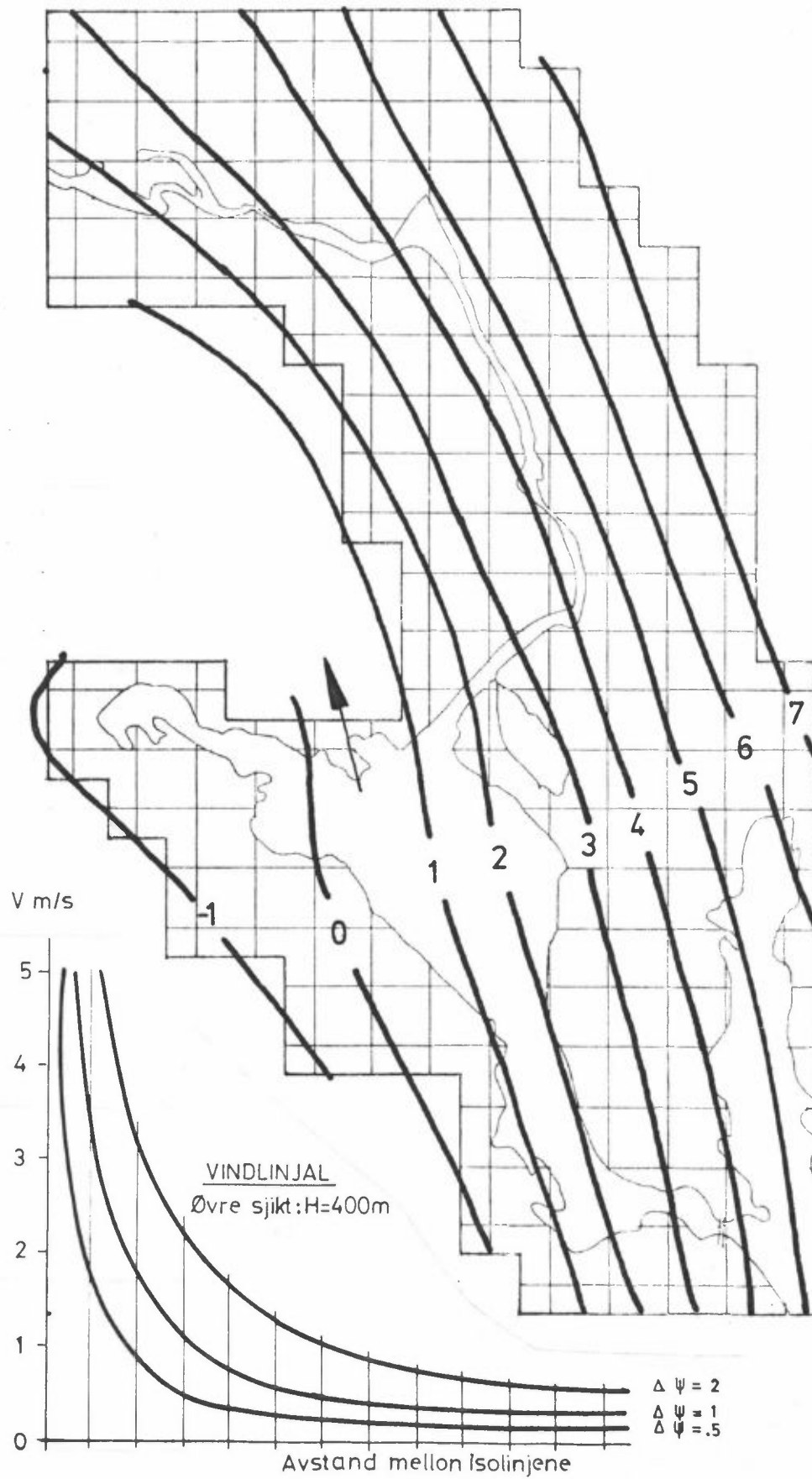
Figur 6.3: Vindforholdene 07.00 - 08.00



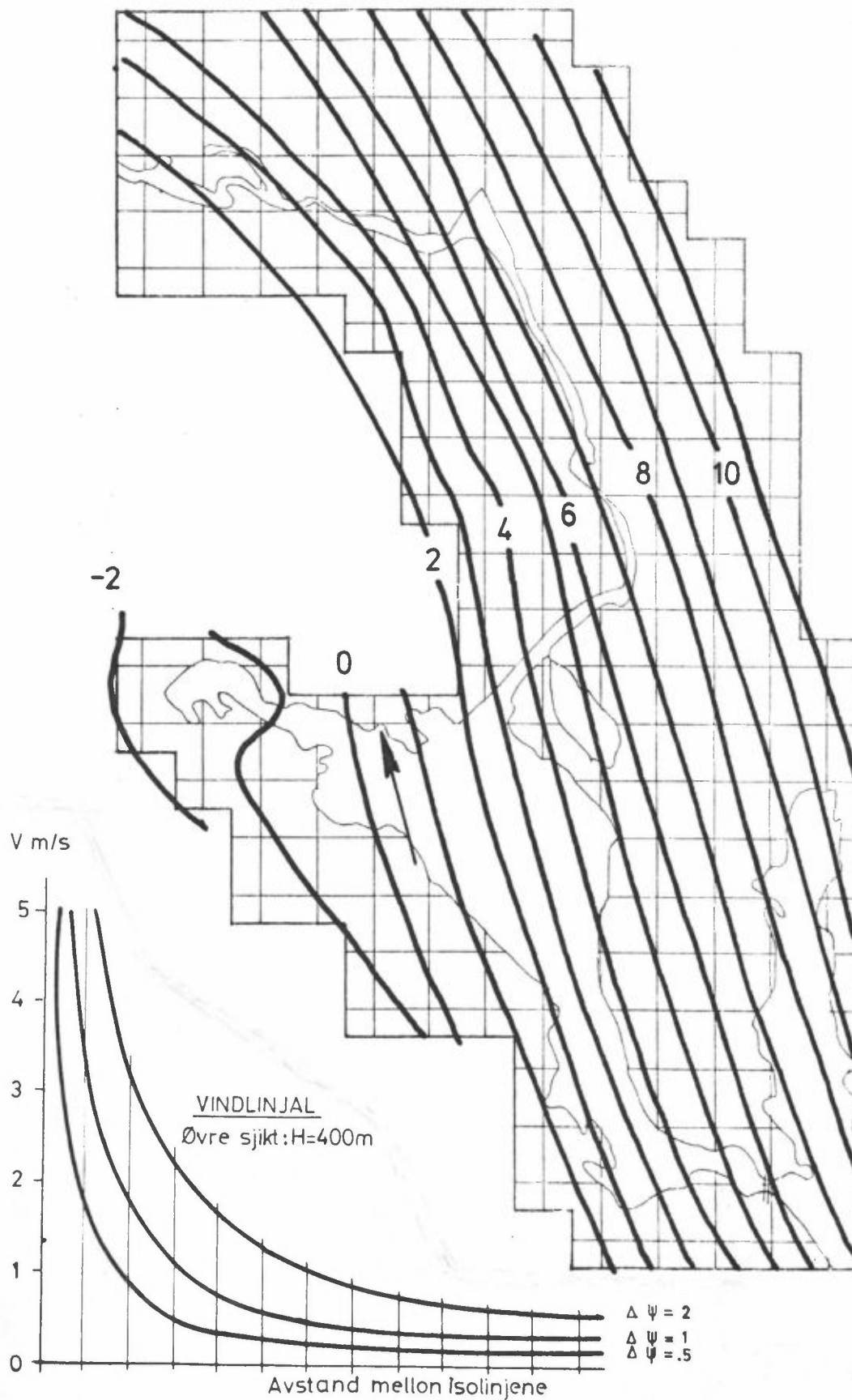
Figur 6.4: Vindforholdene 08.00 - 09.00.



Figur 6.5: Vindforholdene 09.00 - 10.00.



Figur 6.6: Vindforholdene 10.00 - 11.00.



Figur 6.7: Vindforholdene 11.00 - 12.00.

## 7 RESULTATER

Det gis en kort omtale av hver beregning med forutsetninger og resultater.

### 7.1 Beregning IA

#### Forutsetninger

Utslippsestimatene for arealkildene ble brukt ved utprøvinger av programmet. Utslipet av hydrokarbonene fra biltrafikken og boligoppvarming ble regnet som propylen, og som det fremgår av tabell 1, er propylenutslippet overestimert, mens utslippet av nitrogenoksyder er estimert for lavt. En har ikke regnet med utslippene fra industrien. Ved tidligere beregninger er dette bidraget beregnet ved hjelp av punktkildemodeller (15).

For å beskrive spredningsforholdene antok en homogen vind fra nord med en vindhastighet på 1 m/s og at forurensningene ble blandet jevnt i et 50 m tykt skikt.

#### Resultater

Utslippene av NO medførte først en reduksjon i bakgrunns O<sub>3</sub>-konsentrasjonene. Etter tre timer fant en maksimale O<sub>3</sub>-konsentrasjoner (54 µg O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>) som var ca. 35% høyere enn bakgrunnsverdiene (40 µg O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>). De maksimale konsentrasjonene fant en over Eidangerhalvøya sør for byområdene Skien - Porsgrunn.

### 7.2 Beregning I

#### Forutsetninger

Samtlige industrikilder for nitrogenoksyder og hydrokarboner ble tatt med som volumkilder innen sine respektive km<sup>2</sup>-ruter med 200 m blandingshøyde.

En regnet med små utslipp av etylen og propylen fra biltrafikken som under pkt. A side ..

Spredningsforholdene ble beskrevet ved en homogen og stasjonær vind fra nord med en hastighet på 1 m/s.

### Resultater

Utslipet av NO førte til en nedbrytning av bakgrunns O<sub>3</sub>-konsentrasjoner, og O<sub>3</sub>-dannelse ble ikke observert i løpet av 3 timer i noen del av området.

## 7.3 Beregning II

### Forutsetninger

De samme utslippsestimatene som ved forrige beregning ble brukt. Estimateret gjelder totalutslippet i 1973 (4).

For å beskrive spredningsforholdene benyttet en vindmålingene fra den 11.6.75 i perioden 06.00 - 12.00, og en antok at forurensningen ble blandet i et 200 m tykt skikt.

### Resultater

Bakgrunns O<sub>3</sub>-konsentrasjoner reagerer med NO-forurensningene på grunn av lokale kilder. Det ble ikke observert noen nydannelse av oson innen beregningsområdet i løpet av seks timer.

På figur 7.1 har en fremstilt det beregnede konsentrasjonsforløpet av NO, O<sub>3</sub> og C<sub>3</sub>H<sub>6</sub> på fire stasjoner i området som er avmerket på figur 3.1 (Ås, Klyve, Nennset og Skien).

Beregningsperioden kan inndeles i tre deler:

- 0 - 2 timer : Vind fra nord
- 2 - 4 timer : Stagnasjon
- 4 - 6 timer : Vind fra sør

Ved vind fra nord finner en de høyeste konsentrasjonene av NO ved Ås. (ca 150 µg/m<sup>3</sup>).



I stagnasjonsperioden avtar konsentrasjonen ved Ås mens den øker svakt ved Klyve, Nennset og Skien på grunn av lokale kilder. (biltrafikk og småindustri). I perioden med vind fra sør transporteres forurenset luft fra de dominerende kildeområdene og områdene ved Frierfjorden over stasjonene Klyve, Nennset og Skien. Ifølge beregningene passerer forurensningsskyen Klyve, Nennset og Skien med en maksimal NO-konsentrasjon på henholdsvis 531, 362 og 89  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

NO-konsentrasjonen faller så til vel 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  når vindhastigheten og utluftingen øker. Eksemplet viser hvorledes utslipp, akumulering, transport og kjemiske reaksjoner virker sammen for å beskrive konsentrasjonene ved en målestasjon.  $\text{C}_3\text{H}_6$ -konsentrasjonen er lav hele tiden på grunn av lave utslipp. Osonkonsentrasjonen reduseres i forhold til bakgrunnsverdiene ved alle stasjonene. Reduksjonen er størst når NO-konsentrasjonen er høyest.

På figur 7.2 ser en fordelingen av oson i området etter 6 timer (ved slutten av beregningen). Fordelingen av  $\text{O}_3$  i området er jevn og lavere enn bakgrunnsverdiene.

#### 7.4 Beregning III

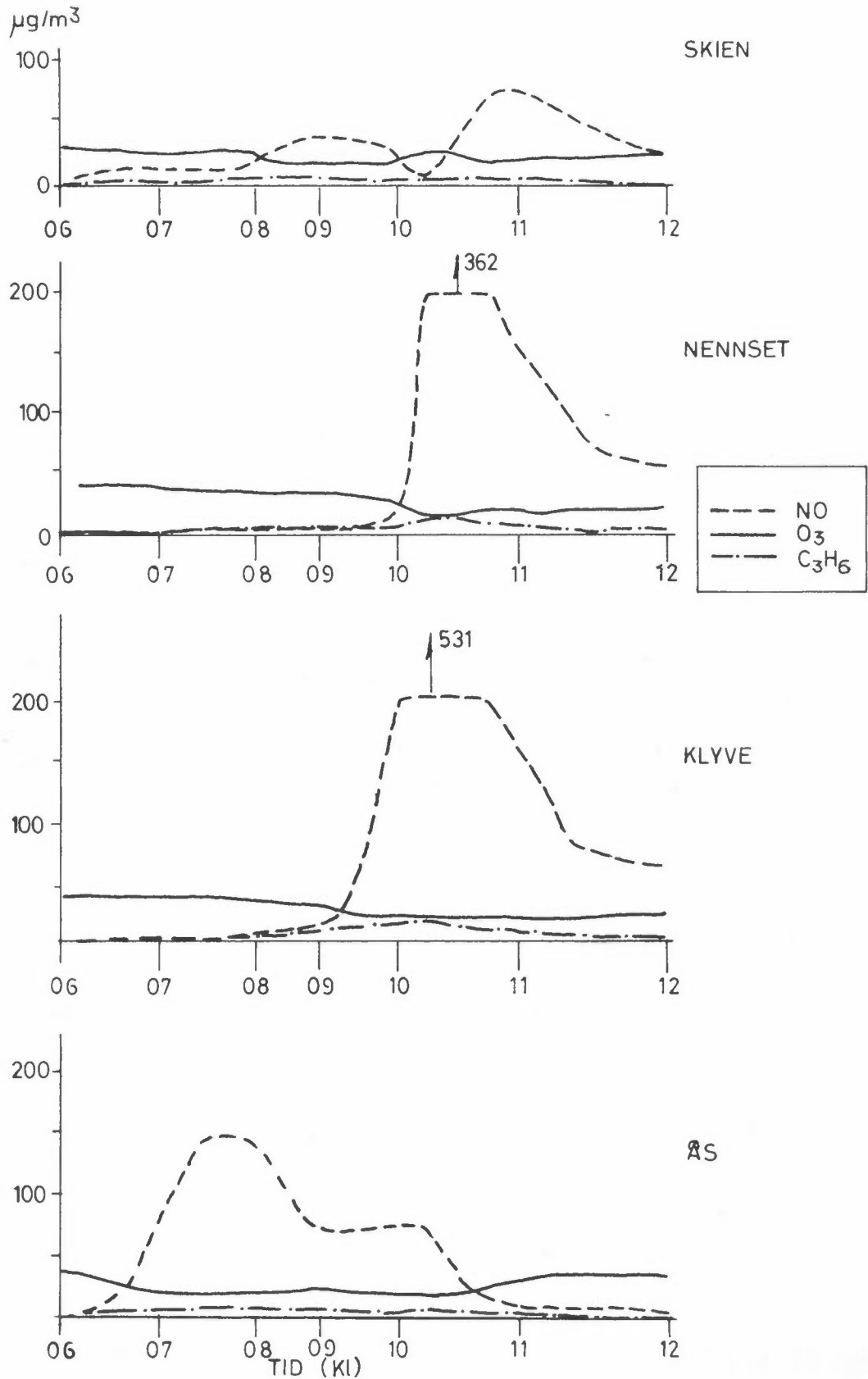
##### Forutsetninger

Rafnesanleggene forutsettes å være i drift og medføre små utslipp av etylen og propylen (se side 27) i tillegg til utslippene som en har benyttet ved beregning II.

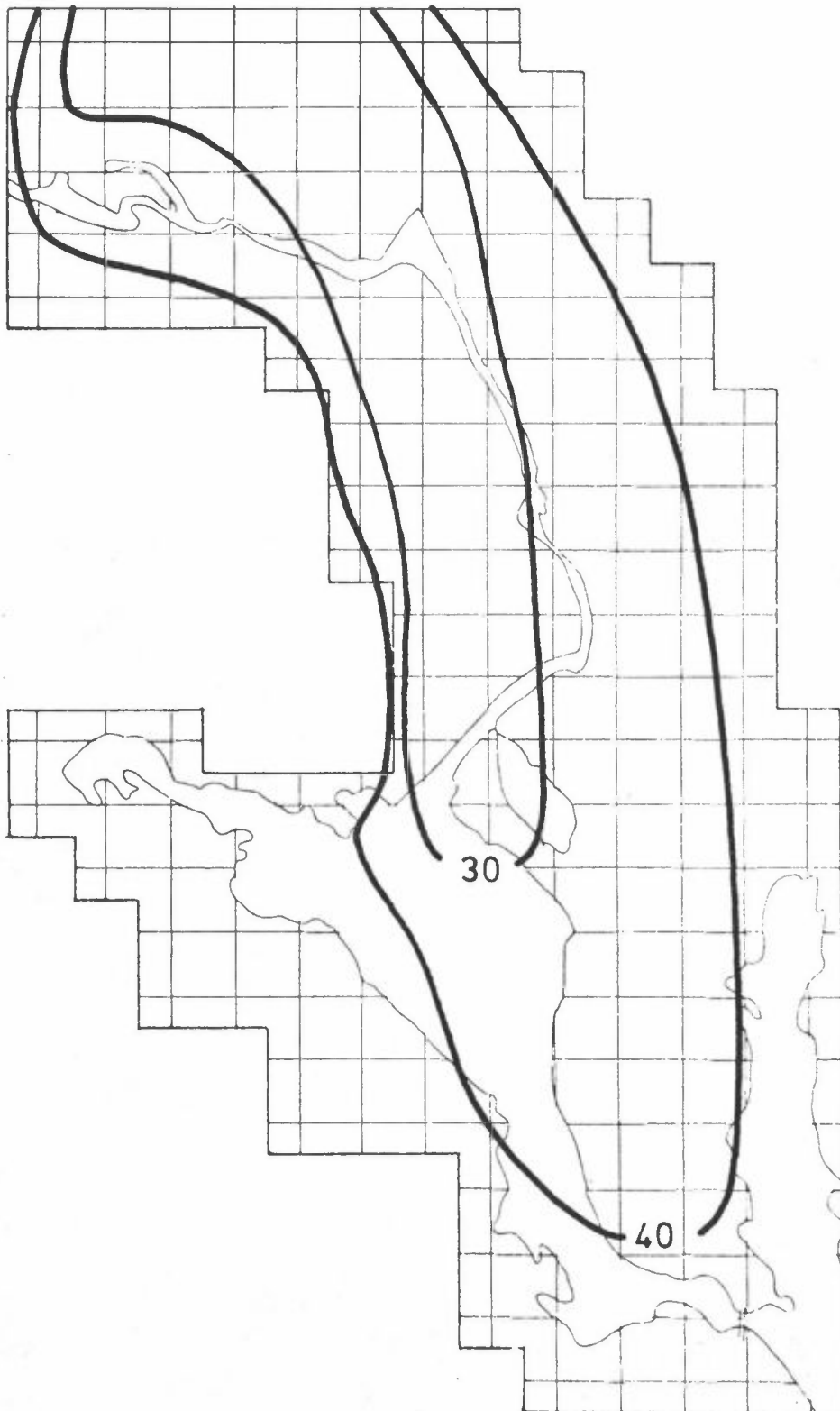
##### Resultater

En fant ingen oksydantdannelse i området i løpet av beregningstiden. Utslippene fra Rafnes som foregår nær randen av området transporteres raskt ut av beregningsområdet under de angitte meteorologiske situasjoner og beregningene er dermed ikke egnet til å vurdere virkningen av Rafnesanleggene på hele området.

### O<sub>3</sub> ESTIMAT II



Figur 7.1 Beregnede konsentrasjoner av NO, O<sub>3</sub> og C<sub>3</sub>H<sub>6</sub> ved fire målestasjoner som funksjon av tiden ved beregning II.



Figur 7.2: Beregnet O<sub>3</sub>-fordeling i området etter 6 timer ved Beregning II.

## 7.5 Beregning IV

### Forutsetninger

Rafnesanleggene forutsettes å være i drift og medføre store utslipp av etylen og propylen (se side 27) i tillegg til utslippene og spredningsforhold som ble benyttet ved beregning II.

### Resultater

En fant ingen oksydantdannelse i området i løpet av beregningstiden. Konsentrasjonen ved beregningene III og IV viste samme forløpet som ved beregning II som er vist på figurene 7.1 og 7.2.

## 7.6 Beregning V

### Forutsetninger

En antok at den vertikale blandingen i området ble begrenset til et 50 m tykt skikt og tok samtidig bort utslippene fra de høyeste pipene på Herøyaanleggene. Billedmaterialet fra sjølandbrisepisoden den 11.6.75 indikerer at utslippene fra de høyeste pipene på Herøya ikke ble blandet i det bakkenære skiktet innen området. Vindforholdene er som før.

### Resultater

Det ble ikke dannet oson i beregningsområdet i løpet av seks timer.

## 7.7 Beregning VI

### Forutsetninger

En regnet med et stort utslipp av reaktive hydrokarboner fra biltrafikken (se side 23). Forutsetningene er ellers som ved beregning V. Det slippes ved denne beregningen ut mer etylen og propylen enn nitrogenoksyder fra biltrafikken som er en nødvendig betingelse for dannelse av oksydanter.

### Resultater

Det ble ikke observert dannelse av oksydanter over bakgrunns-konsentrasjonene i noen del av området i løpet av seks timer.

På figur 7.3 har en fremstilt det beregnede konsentrasjonsforløpet av NO og O<sub>3</sub> på fire stasjoner i området (Ås, Klyve, Skien og Rafnes). Konsentrasjonsforløpet av C<sub>3</sub>H<sub>6</sub> ved stasjonene Ås, Klyve og Skien og forløpet av C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-konsentrasjonen ved Rafnes er vist på den samme figuren. Konsentrasjonene ligner på resultatene som er vist på figur 7.1 med følgende avvik:

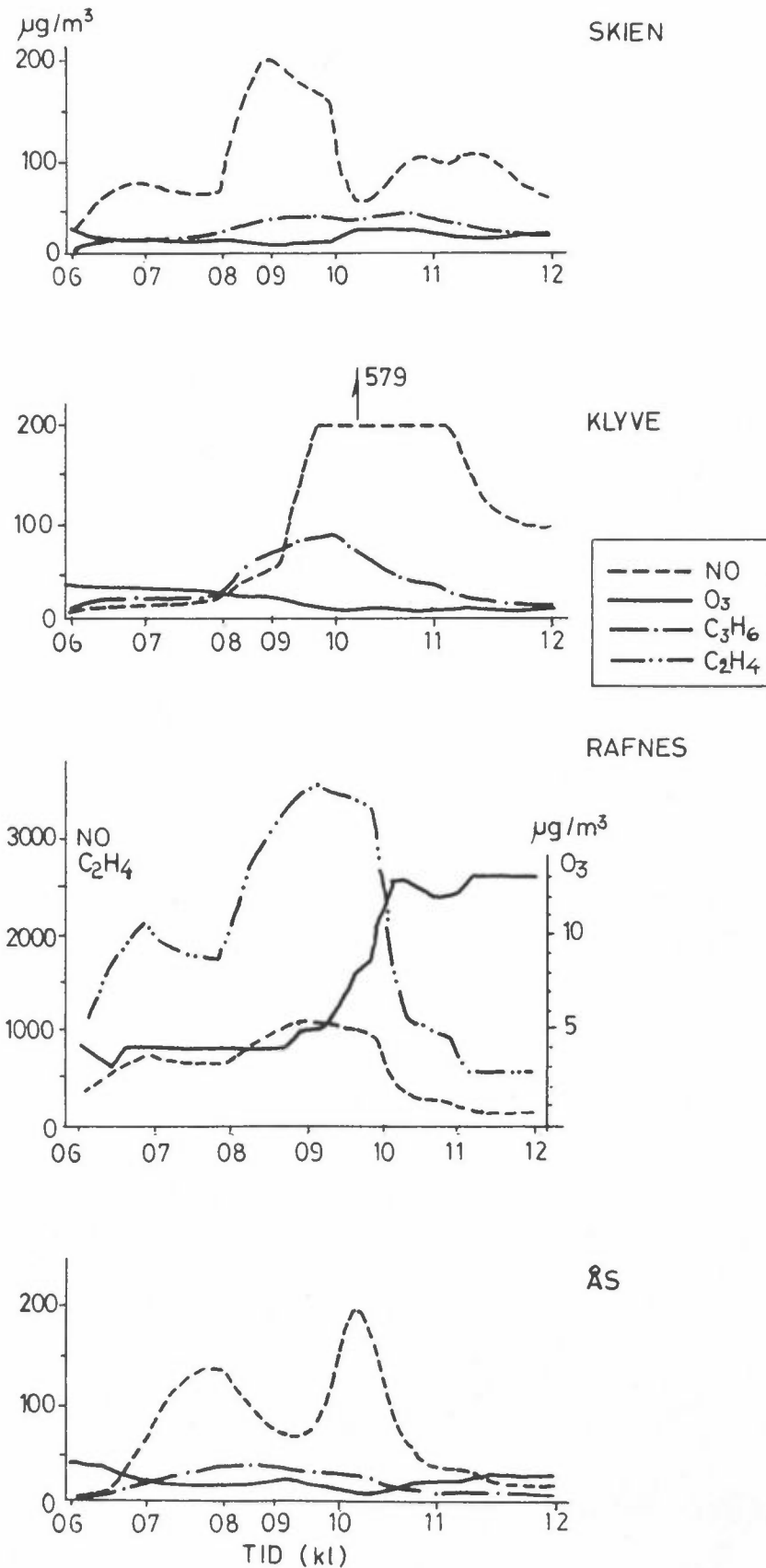
- 1) Maksimalkonsentrasjonen av NO ved stasjonen Ås observeres etter vel 4 timer når den forurensede luften etter stagnasjonsperioden transporteres over målestasjonen.
- 2) Maksimalkonsentrasjonen ved Klyve estimeres til 579 µg NO/m<sup>3</sup> etter vel 4 timer når den forurensede luften etter stagnasjonsperioden passerer stasjonen. Forholdet mellom NO og NO<sub>2</sub> på volumbasis i forurensningsskyen som passerer stasjonen er 1.32
- 3) NO-konsentrasjonene ved Skien viser en maksimalverdi på ca. 200 µg/m<sup>3</sup> midt i stagnasjonsperioden (etter ca 3 timer). Denne maksimalkonsentrasjonen skyldes utslippene i byområdet Skien. Etter vel 5 timer transporteres forurensningsskyen over Skien med en konsentrasjon på ca. 100 µg/m<sup>3</sup>.
- 4) Ved Rafnesanleggene estimeres det vel 3000 µg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> og nær 1000 µg NO/m<sup>3</sup> i stagnasjonsperioden. På grunn av varmeutslippene som skjer samtidig med forurensningsutslippene er disse konsentrasjonene sannsynligvis betydelig overestimert. Varmeutslippene vil bevirke bedre vertikalblanding enn forutsatt i beregningen (50 m blandings høyde).

På figurene 7.4, 7.5 og 7.6 viser en fordelingen av O<sub>3</sub>, NO og NO<sub>2</sub> i hele området etter 6 timer. En bør merke seg at det er vind fra sør og forurensningene brer seg nordover fra kildeområdene. Som tidligere finnes lave osonkonsentrasjoner i hele området (20-30 µg/m<sup>3</sup>). O<sub>3</sub>-konsentrasjonen er lavest i de områdene hvor NO-konsentrasjonene er høyest. Figurene 7.3 og 7.4

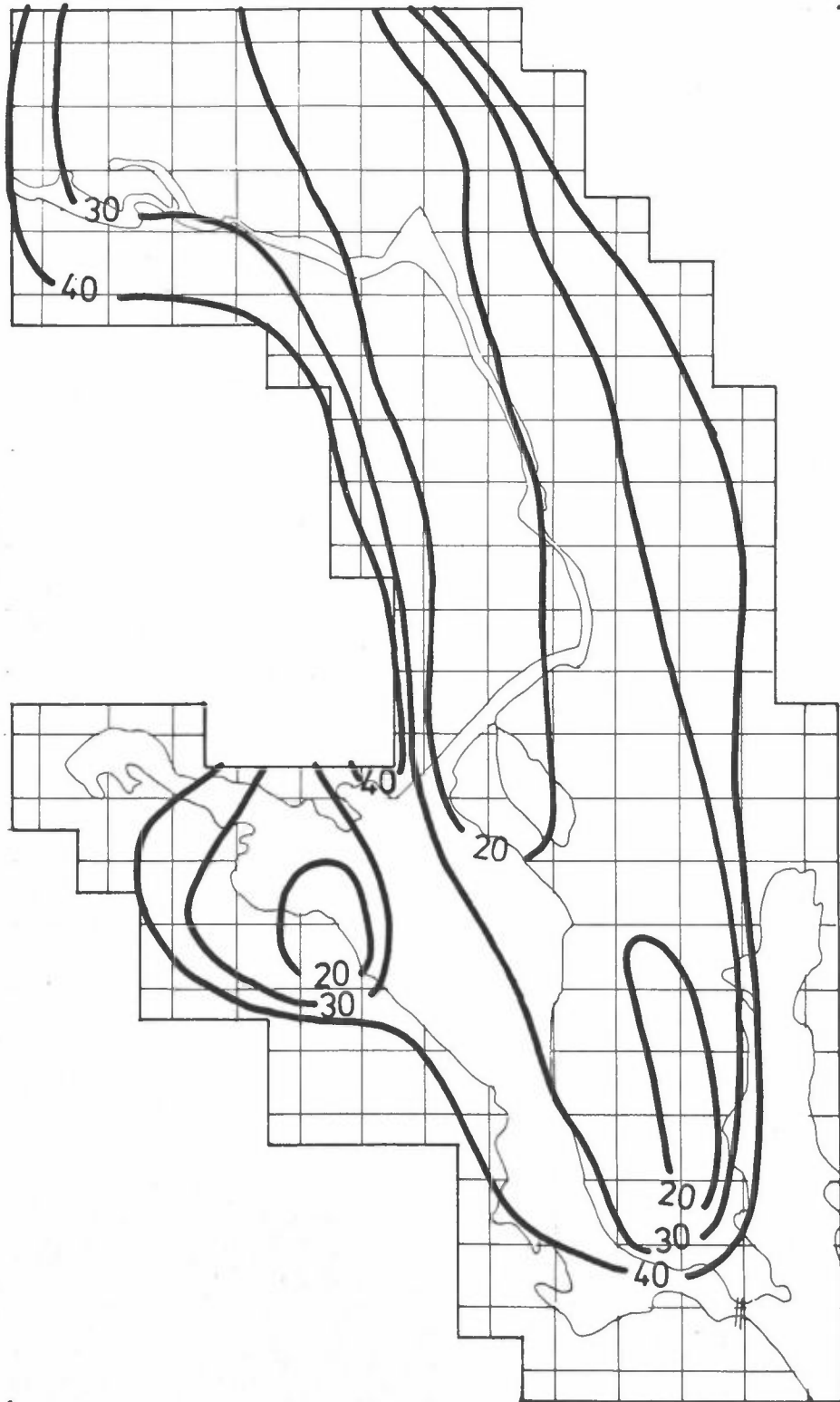
viser fordelingen av henholdsvis NO og NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen. De høyeste konsentrasjonene av NO finner en omkring og nord for de store kildeområdene (Herøya og de fremtidige Rafnesanleggene).

De høyeste NO<sub>2</sub>-konsentrasjonene finner en et par kilometer nord for de planlagte Rafnesanleggene som en følge av Rafnesutslippene av NO.

### O<sub>3</sub> ESTIMAT VI

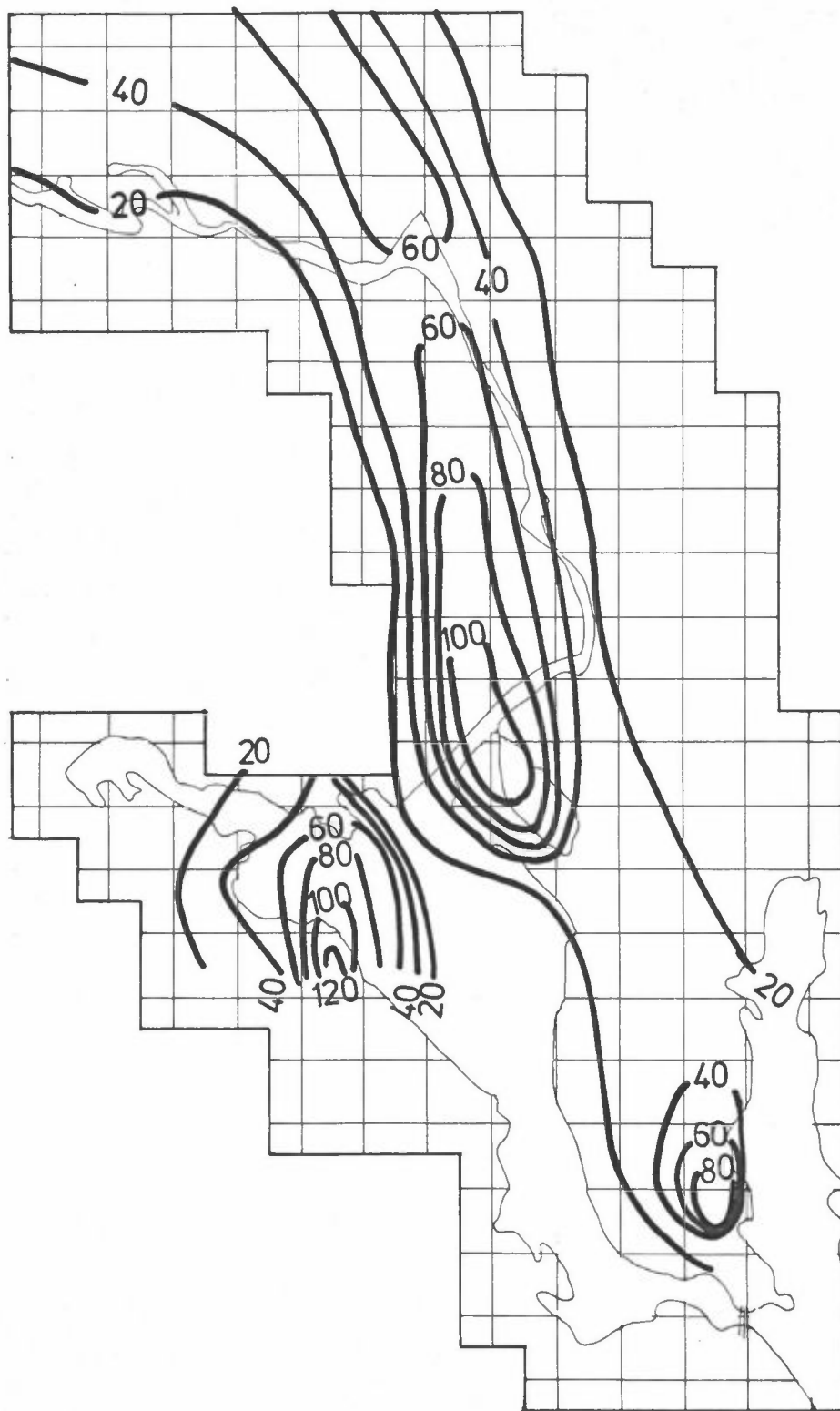


Figur 7.3: Beregnede NO, O<sub>3</sub> og HC-konsentrasjoner ved 4 målestasjoner som funksjon av tiden ved beregning VI.

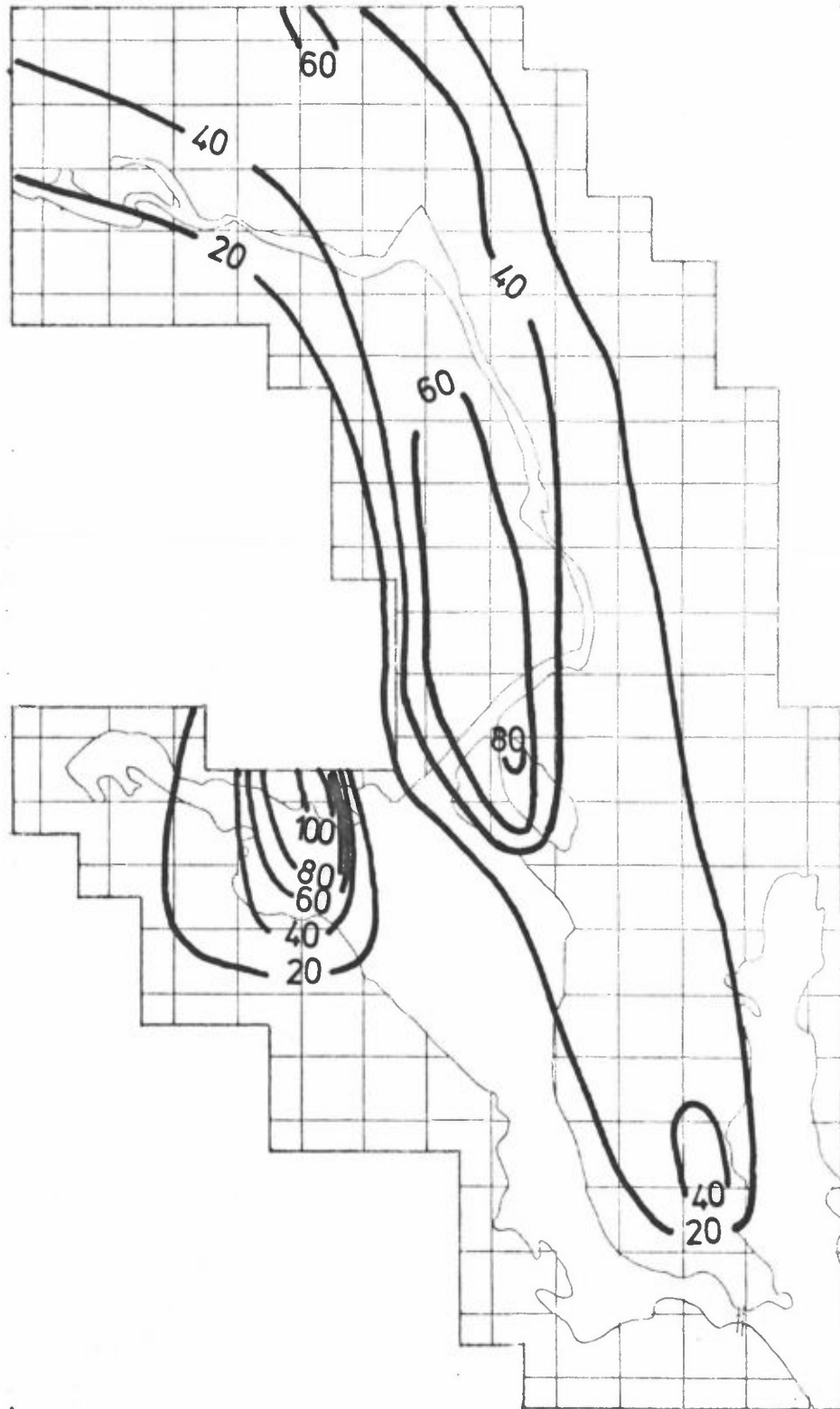


Figur 7.4: Beregnet O<sub>3</sub>-fordeling i området etter 6 timer ved beregning VI. Enhet:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .





Figur 7.5: Beregnet NO-fordeling i området etter 6 timer ved beregning VI. Enhet:  $\mu\text{g NO}/\text{m}^3$ .



Figur 7.6: Beregnet NO<sub>2</sub>-fordeling i området etter 6 timer ved beregning VI. Enhet:  $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ .

## 7.8 Beregning VII

### Forutsetninger

For å holde forurensningene fra Rafnes-anleggene innenfor beregningsområdet så lenge som mulig, beregnet en oksydantdannelse ved svak vind (1 m/s) fra sørvest (SW), og ved de samme utslipps- og spredningsforholdene som ved siste beregning. Ved disse forholdene ble forurensningsutslippene fra Rafnes-anleggene først transportert over Frierfjorden, over utslippene fra Herøyaanleggene og siden over byområdet i Porsgrunn. Muligheten for oksydantdannelse under denne situasjonen påpekes i den første vurderingen (2).

### Resultater

En observert ikke oksydantdannelse over bakgrunnskonsentrasjonen i beregningsområdet i løpet av 6 timer. Bakgrunnskonsentrasjonene ble redusert på grunn av NO-utslippene fra Rafnes. Når den forurensede luften ble transportert over Frierfjorden økte ozonkonsentrasjonen igjen på grunn av fotokjemiske reaksjoner som også involverte hydrokarboner. Ozonkonsentrasjonene nådde imidlertid ikke opp i bakgrunnsverdier når luften nådde frem til Herøyaanleggene. Her førte igjen utslippene av NO til en reduksjon i ozonkonsentrasjonen som ikke økte over byområdet Porsgrunn.

Beregningen viser at sannsynligheten for dannelse av ozon (i km-ruter) over byområdene på grunn av forurensningskildene i området er liten. Reaksjonene mellom NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> i området fører imidlertid til høye NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner.

## 7.9 Beregning VIII

### Forutsetninger

For å unngå sammenblanding av utslippene i området, og for å observere reaksjonene innenfor beregningsområdet i relativt

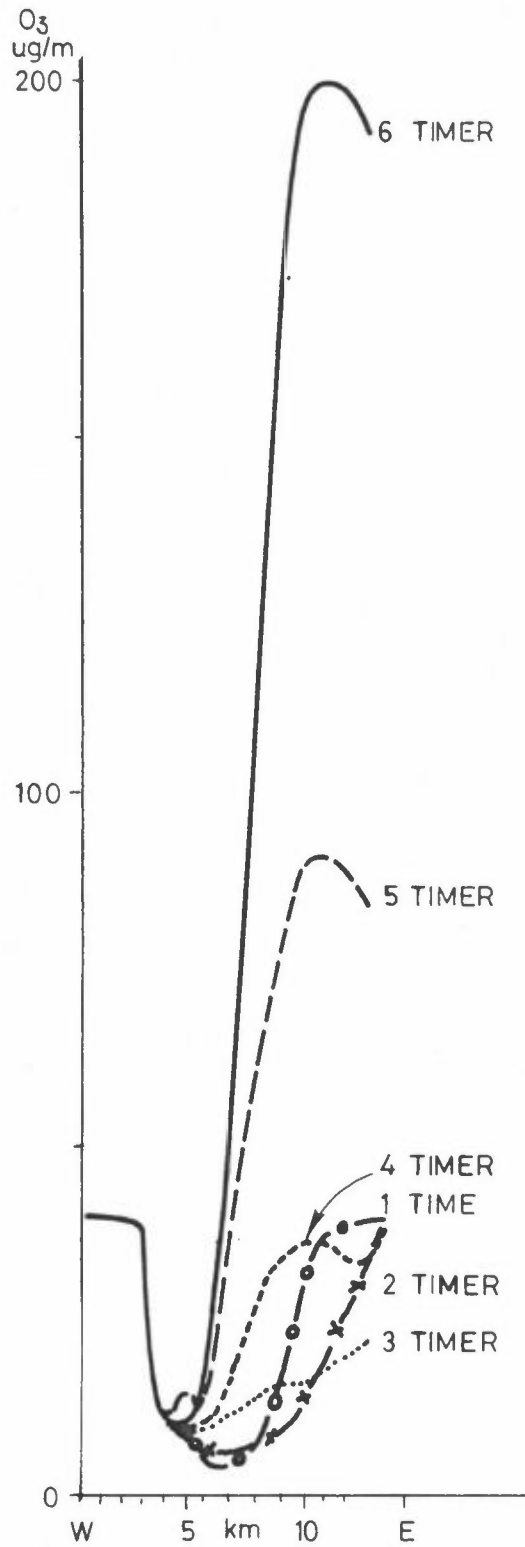
lang tid, vurderte en ved høye konsentrasjoner av primærkomponentene forholdene ved meget svak vind (0.5 m/s) rett fra vest.

### Resultater

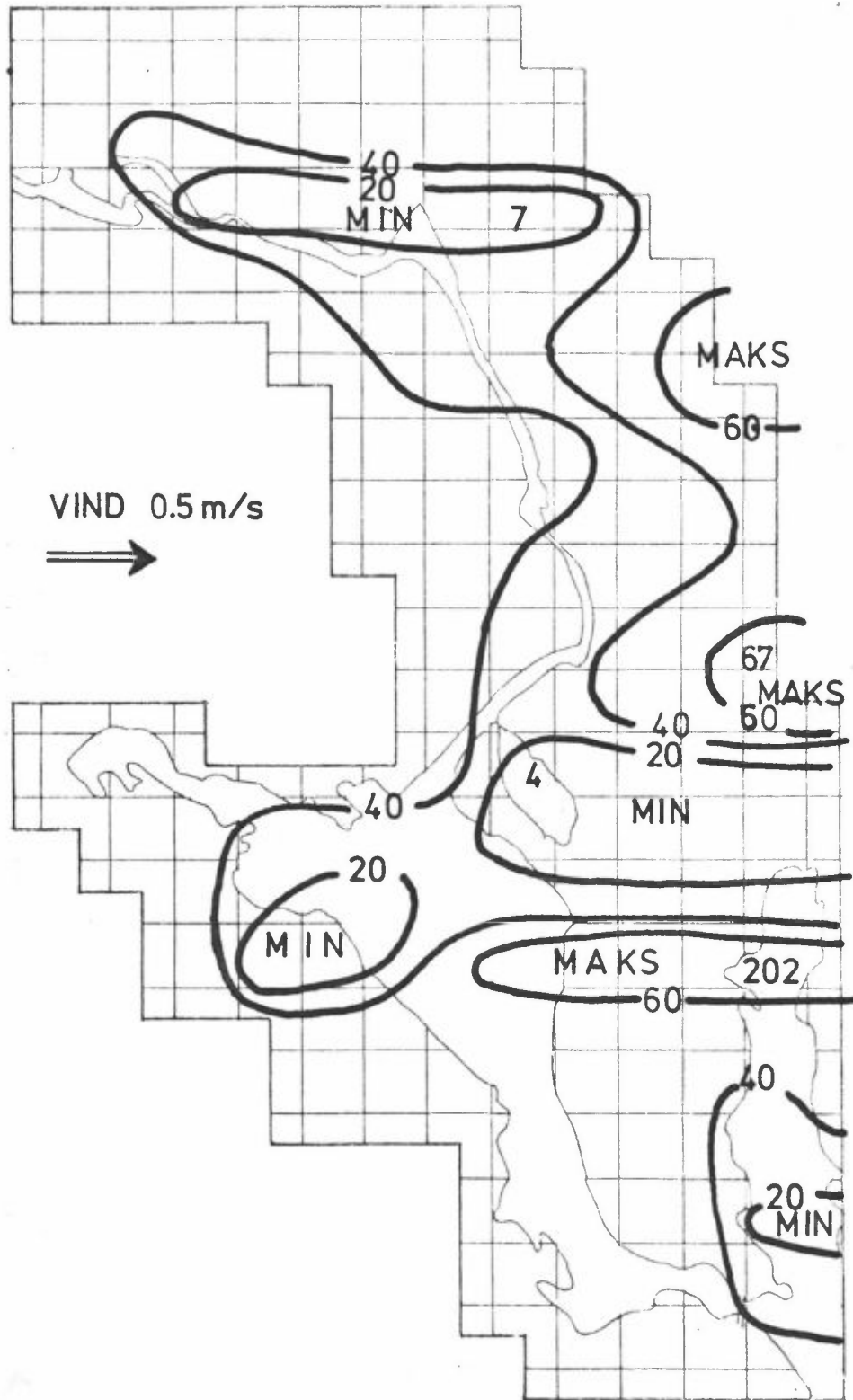
Like over Rafnes-anleggene ble bakgrunnsosonkonsentrasjonen brutt ned på grunn av utslippene av NO. Etter 4, 5 og 6 timer ble det dannet oson på lesiden av Rafnes-anleggene. I figur 7.7 fremstilles vest-øst-snittet av osonkonsentrasjonene gjennom området etter hver time. En ser at etter 4, 5 og 6 timer skjer det en betydelig osondannelse på lesiden av Rafnes-anleggene. Maksimalkonsentrasjonen av oson ( $202 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ ) finnes etter seks timer 7-8 km rett øst for Rafnes-anleggene.

I figur 7.8 ser en osonkonsentrasjonen i hele området etter 6 timer. Foruten maksimalkonsentrasjonen på  $202 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$  øst for Rafnes-anleggene, ser en også osonkonsentrasjoner over bakgrunnsverdiene øst for Skien og Porsgrunn (vel  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Over selve utslippsområdene er osonkonsentrasjonen betydelig lavere enn normale bakgrunnskonsentrasjoner. Minimumsverdien på  $4 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$  observeres over Herøya-anleggene. Beregningene viser at ved store utslipp av hydrokarboner fra Rafnes-anleggene kan det som følge av disse utslippene alene dannes betydelige osonkonsentrasjoner i begrensede deler av området i stagnasjonsperioder. Frekvensen av slike situasjoner kan anslås til 5-10% av tiden i sommerhalvåret (10).



Figur 7.7: Vest-øst snitt av osonkonsentrasjonen gjennom de planlagte Rafnes-anleggene etter 1, 2, 3, 4, 5 og 6 timer ved Beregning VIII.



Figur 7.8: O<sub>3</sub>-fordelingen i området etter 6 timer ved beregning VIII.  
Enhet:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

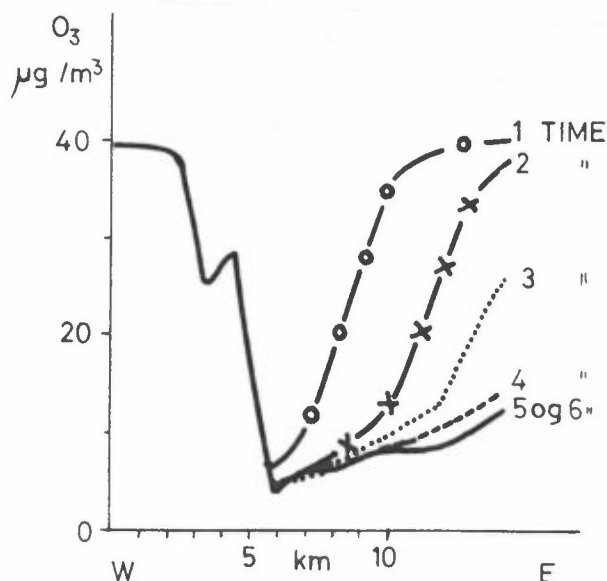
## 7.10 Beregning IX

### Forutsetninger

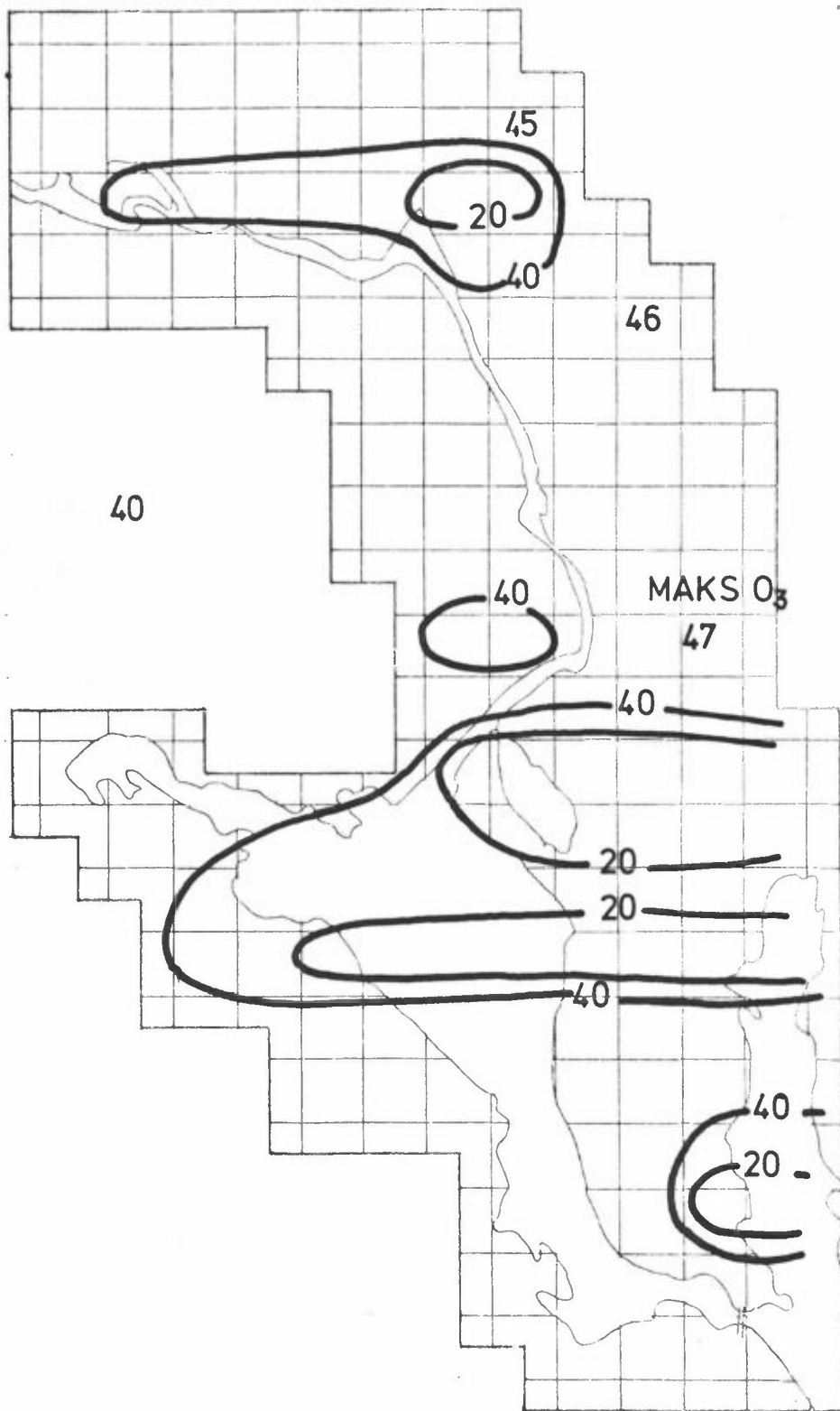
For nærmere å belyse grensene for osondannelse på grunn av de lokale kildene ble utslippet av etylen og propylen redusert til et lite utslipp fra de planlagte Rafnes-anleggene, blandingshøyden ble økt til 200 m. En så fortsatt bort fra de store utslippene av nitrogenoksyder fra Herøyaanleggene.

### Resultater

Osonsnittene gjennom området fra vest mot øst over Rafnes-anleggene er vist i figur 7.9. En ser at osonkonsentrasjonen avtar i løpet av 6 timer langs hele snittet. I figur 7.10 ser en osonkonsentrasjonen i hele området ved utslippsbetingelsene som er nevnt ovenfor. Som ved Rafnesområdet observeres redusert osonkonsentrasjon øst for Herøyaområdet og øst for industri-anleggene ved Brevik. Øst for byområdene Skien og Porsgrunn finner en imidlertid osonkonsentrasjoner litt høyere enn bakgrunnsverdiene. Disse beregningene indikerer at med et høyt utslipp av reaktive hydrokarboner fra biltrafikken vil dannes små mengder oksydanter selv ved relativt gode vertikale blandingsforhold. Dannelsen vil ikke representere noe forurensningsproblem.



Figur 7.9: Vest-øst snitt av osonkonsentrasjonen gjennom de planlagte Rafnes-anleggene etter 1, 2, 3, 4, 5 og 6 timer ved Beregning IX.



Figur 7.10: O<sub>3</sub>-fordelingen i området etter 6 timer ved Beregning IX.  
Enhet:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



## 7.11 Beregning X

### Forutsetninger

Utslippsmengden og vindforholdene var de samme som ved beregning IX. Den vertikale blandingshøyden ble redusert til 50 m, og kildestyrken til primærkomponentene dermed multiplisert med fire.

### Resultat

Det ble ikke observert oksydantdannelse på lesiden av industriområdene ved Rafnes og Herøya. Ved byområdene Skien og Porsgrunn ble det dannet oksydanter som ved Beregning VIII.

## 8 SAMMENLIGNING MELLOM MODELLBEREGNINGER OG MÅLINGER

I beregningsperioden den 11.6.76 ble det målt konsentrasjoner av nitrogenoksyder ( $\text{NO}_x$ ) og ozon ( $\text{O}_3$ ) ved Bjørnstadjordet (10). Registreringene av  $\text{O}_3$ ,  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}$ -konsentrasjonene er vist på figur 8.1.

Målingene viser en økning i osonkonsentrasjonen fra 0 ppb kl 0430 til 50 ppb kl 1000. En målte i dette tidsrommet 0 ppb  $\text{NO}_x$  og vinden var fra nordlig kant og dette forholdet endret seg ikke med høyden. Osondannelsen kan likevel skyldes utslippene fra de lokale kildene under sjøbrisforholdene dagen før (vind fra sør og sørøst). I 800 m høyde målte en i hele perioden vind fra vest som ville transportere forurensningene bort fra området. Osondannelse på større skala, døgnlig variasjon i de vertikale blandingsforholdene og mulig tap av ozon ved bakken om natten, kan forklare det observerte konsentrasjonsforløpet.

Med sjøbrisen ca. kl 1000 transporteres luft som er forurenset av nitrogenoksyder over Bjørnstadjordet. Ved bakken registrerer en maksimale  $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner på 300 ppb.  $\text{NO}_x$ -konsentrasjonen avtar når vinden øker.

Samtidig med økningen i  $\text{NO}_x$ -konsentrasjonen avtar  $\text{O}_3$ -konsentrasjonen fra ca. 50 ppb til 10-20 ppb. Når vindhastigheten øker til vel 4 m/s, øker osonkonsentrasjonen til vel 40 ppb samtidig med at  $\text{NO}_x$ -konsentrasjonen avtar.

Forløpet av de beregnede NO-konsentrasjonene (se figur 7.1) stemmer i store trekk med de observerte verdiene. En bedre beskrivelse av konsentrasjonsfordelingen vertikalt er nødvendig for å bedre overensstemmelsen. Forholdet mellom NO og  $\text{NO}_2$  observeres mellom 0.2 og 0.5, mens det ifølge beregningene er mellom 0.35 og 0.75.

En finner imidlertid vesentlige avvik mellom beregnede og observerte osonkonsentrasjoner. En beregner ingen økning i osonkonsentrasjonen i tidsrommet 0600-1000 som følge av de kjente kildene til luftforurensninger i området.

Når konsentrasjonen av nitrogenoksyder øker beregner en lavere osonkonsentrasjoner enn bakgrunnsverdiene. De beregnede osonkonsentrasjonene øker igjen når forurensningene av nitrogenoksyder fjernes fra området.

Avvikene mellom observerte og beregnede osonkonsentrasjoner må skyldes en av følgende forhold.

- 1) Feil ved utgangsdataene for modellberegningene
- 2) Feil ved selve modellen
- 3) Feil ved målingene

Forholdene bør klarlegges, og konklusjonen er viktig ved tolkningen av de målingene som nå pågår for å vurdere Rafnesanleggenes virkning på luftkvaliteten i området.

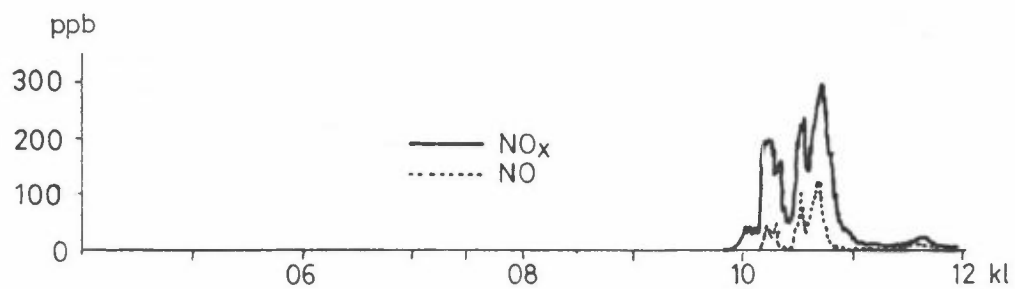
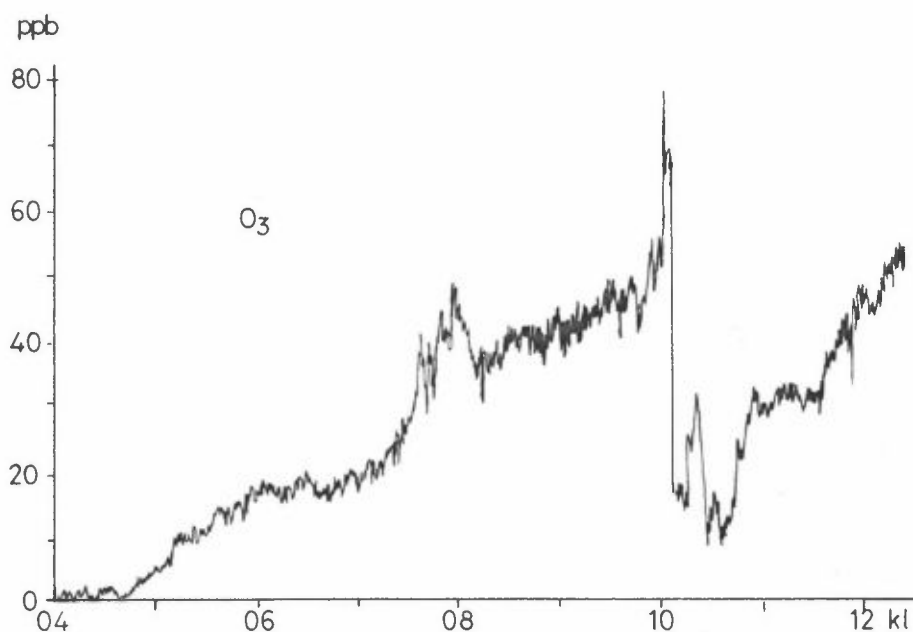
En anser feil ved selve målingene for å være lite sannsynlig, og årsaken er sannsynligvis å finne under punktene 1 og/eller 2.

Utgangsdatabene for modellberegningene omfatter:

- 1) Bakgrunnskonsentrasjonen av de enkelte forurensningskomponentene
- 2) Horisontal vind og høyden av blandings-sjiktet
- 3) Utslippsdata

Målingene av osonkonsentrasjonen indikerer at bakgrunnskonsentrasjonene nær bakken har en døgnlig gang som skyldes foto-kjemiske prosesser på større skala. Høyden av blandings-sjiktet og en ufullstendig utslippsoversikt kan medvirke til avvikene.

Mulige effekter på osondannelsen av en ujevn fordeling av forurensningene innen hver km<sup>2</sup> (se kapitlene 3 og 4) bør kunne observeres på en kontinuerlig registrering av osonkonsentrasjonene. Det jevne forløpet av kurven indikerer at osonkonsentrasjonene også har en stor romlig utstrekning. Den kortvarige toppen i osonkonsentrasjonen (80 ppb) som registreres når sjøbrisen setter inn kl 1000 kan skyldes subgridprosesser.



Figur 8.1: Registrering av O<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub> og NO-konsentrasjonene som funksjon av tiden den 11.6.75.

Den statistiske bearbeidelsen (18) av O<sub>3</sub>-målingene ved Bjørnstadjordet og Siljanbukta viser:

- 1) 4.2% av målingene ved Bjørnstadjordet er lavere enn 5 ppb. Tilsvarende tall ved Siljanbukta er 1.8%.
- 2) 4.5% av målingene ved Bjørnstadjordet er høyere enn 60 ppb. Tilsvarende tall ved Siljanbukta er 0,04%.

Målestasjonen Bjørnstadjordet ligger sentralt i området som er forurensset av de lokale kildene, mens målestasjonen Siljanbukta ligger utenfor området og registrerer ofte bakgrunnskonsentrasjonen. En finner en overvekt av både høye og lave osonregistreringer ved Bjørnstadjordet i forhold til ved Siljanbukta. Disse målingene indikerer klart at de lokale utslippene av forurensninger har en virkning på osonkonsentrasjonen i dag. Reduksjonen i osonkonsentrasjonene kan forklares ved modellen på km-skala. Dannelse av osonkonsentrasjon som er høyere enn bakgrunnsverdiene kan ikke forklares ved modellen.

Subgridprosesser kan imidlertid være viktige. Betingelsen for dannelse av oson er:

$$1 < \text{HC/NO}_x < 10^3$$

Da forholdet er større enn 1 og dersom området er generelt forurensset av nitrogenoksyder, vil plumer med hydrokarboner generere oson. Osondannelsen skjer mer effektivt ved høye NO<sub>x</sub>-konsentrasjoner. Målingene viser at osonkonsentrasjonen overskrider normer for luftens innhold av oksydanter mindre enn 1% av tiden i dag ved Bjørnstadjordet. Det er ikke observert overskridelser ved Siljanbukta. En må vente at frekvensen av overskridelser av amerikanske standarder for osonkonsentrasjonen blir høyere etter igangsettingen av Rafnesanleggene på grunn av økte utslipp av reaktive hydrokarboner.

9 AVSLUTTENDE KOMMENTARER

Konsentrasjonsforløpet av hydrokarboner, nitrogenoksyder og oksydanter er beregnet som funksjon av tid og sted i Nedre Telemark. Beregninger er utført for en land- sjøbris-situasjon (11.6.1975), samt for noen mindre hyppig forekommende vindsituasjoner. Spredningsforholdene den 11.6.1975 er registrert ved omfattende målinger. Beregningene bygger videre på estimerte utslipp av hydrokarboner og nitrogenoksyder innen hver km<sup>2</sup> i området. De valgte data for vinder og utslipp er så innpasset i en regional spredningsmodell. Med den reservasjon som ligger i denne utjevning av utslippene, antyder beregningene at en må ha spesielle meteorologiske forhold for å få dannet ozon og andre oksydanter innenfor området.

Observasjoner fra 11.6.1975 viser at det ble dannet ozon i området. Dette er ikke i overensstemmelse med modellberegningen for denne situasjonen. Det er derfor grunn til å tro at modellen i sin nåværende versjon underestimerer oksydantdannelsen. Av mulige årsaker til uoverensstemmelsen kan vi nevne:

- 1) Det området som modellen beskriver er for snevert. Området må være så vidt at den luftmassen som vi beregner den kjemiske utvikling i, ikke beveger seg utover randen av beregningsområdet.
- 2) Beregningene må strekkes ut i tid og gå over ca. 2 døgn. Andre modellberegninger (Institutt for geofysikk) har vist at oksydantdannelsen det andre døgnet skjer raskere enn i det første døgnet. Årsaken er at en del komponenter må gis utgangsverdier, som i vår modell er satt lavt. Disse komponentene trenger et døgn på å bygge seg opp til sitt naturlige nivå.
- 3) Det er på det rene at modellen som denne rapporten bygger på ikke er egnet til å studere prosesser med romlig utstrekning på mindre enn 1 km<sup>2</sup>. Modellen bør derfor modifiseres slik at den også tar hensyn til prosesser på subgridskala.

- 4) Resultatene av beregningene avhenger kritisk av valg av utslippstall for nitrogenoksyder og hydrokarboner. Vårt valg av data er basert på tilgjengelige oppgaver som ikke alltid har vært tilstrekkelig uttømmende. Eksempelvis kan virkningen av naturlige kilder for hydrokarboner på oksydantdannelsen vurderes når det foreligger estimater for størrelsen av dem.
- 5) En mulig feilkilde ligger også i den fotokjemiske modellen. Det er imidlertid gode grunner til å anta at eventuelle feil i kjemien er av liten betydning for det foreliggende problem, og må antas å være uvesentlige sammenlignet med de feilkilder som er nevnt ovenfor.

Observasjoner viser at det i visse situasjoner forekommer betydelige oksydantmengder forårsaket av lokale kilder i Nedre Telemark allerede før Rafnes-anleggene er kommet i drift. Det er derfor god grunn til å vurdere kritisk de utslippskilder man pr. i dag har i området. Rafnes-anleggene vil i sin tid bety en tilleggsbelastning som i enkelte situasjoner kan høyne oksydantnivået. Det er derfor vesentlig for luftkvaliteten at utslippene holdes på et så lavt nivå som mulig. Dette gjelder spesielt utslippene av hydrokarboner.

REFERANSER

- (1) Air Management Research Group, OECD. Air Management Problems and Related Technical Studies. Policy Report, Paris 1972.
- (2) Schjoldager, J., Sivertsen, B. Vurdering av muligheten for dannelse av fotokjemisk smog i forbindelse med Rafnes-utbyggingen. NILU Oppdragsrapport nr 73/74, januar 1974.
- (3) Hesstvedt, E., Hov, Ø., Isaksen, I. On the chemistry of mixtures of hydrocarbons and nitrogen oxides in air. Report No. 16. Institutt for Geofysikk, Universitetet i Oslo, april 1976.
- (4) Grønskei, K.E., Schjoldager, J., Stige, L. Plan for undersøkelse av luftforurensningene i Nedre Telemark i perioden 1.7.73 - 30.6.74. Rapport om arbeidet med utvikling av luftforurensningsmodeller i Nedre Telemark. NILU Oppdragsrapport nr 56/73.
- (5) Grønskei, K.E. Regnemaskinprogrammet HNTEL. En beskrivelse av programmet som beregner arealkildenes bidrag til luftforurensningene. NILU Teknisk Notat nr 15/75, september 1975.
- (6) Frøysadal, E. Forurensning fra biltrafikk. Et litteraturstudium. TØI-rapport av 5.12.1973.
- (7) Larssen, St. Luftforurensninger ved Drammensveien (E-18) i Bærum Kommune. NILU rapportutkast.
- (8) Compilation of Air Pollutant Emission Factors (Second Edition). Publication No. AP-42. U.S. Environmental Protection Agency. North Carolina 1973.



- (9) Luftverunreinigungen im Raum, Duisburg, Oberhausen, Mülheim. Herausgegeben vom Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein - Westfalen. Düsseldorf, Dezember 1975.
- (10) Sivertsen, B. Land-Sea Breeze Studies in Telemark 1974/75. NILU Teknisk Notat nr 13/75.
- (11) Gram, F., Grønskei, K.E., Joranger, E. Assessment of air quality in Oslo, Norway. Published as Appendix D to the NATO/CCMS Air Pollution Document "Guidelines to Assessment of Air Quality (Revised) SO<sub>x</sub>, TSP, CO, HG, NO<sub>x</sub> and Oxidants". February 1973.
- (12) Pedersen, L.B., Prahm, L.P. En numerisk metode til løsning af advektionsligningen
- $$\frac{\partial c}{\partial t} = - \underline{v} \cdot \underline{\nabla} c.$$
- Met. Inst., Luftforureningsgruppen, Danmark. Rapport Juni 1973.
- (13) Hesstvedt, E. Chemistry of a mixture of C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub>, and air. Studied in a simplified photochemical dispersion model. Oslo, March 1975.
- (14) Coleman, D.U., Donaldson, P., Hilst, G.R. Effect on Inhomogeneous Mixing on Atmospheric Photochemical Reactions. Environmental Sciences & Technology Vol. 6, September 1972. Pages 812-816.
- (15) Schjoldager, J. Statistisk bearbejding av forureningsdata og meteorologiske data, samt bruk av spredningsmodeller i Nedre Telemark. NILU Oppdragsrapport nr 15/75. EO-2-18.72. September 1975.
- (16) Dahlen og Toftenes A/S. Drammen trafikkanalyse 1965. Ajourføring av tellingen i 1967.

- (17) Halpern, P.,  
Simon, C.,  
Randall, L.                      Source emission and the vertically  
integrated mass flux of sulphur  
dioxide across the New York City  
area. Journal of Applied Meteorology,  
Vol. 10, No. 4, 1971, page 715.
- (18) Hanssen, J.E.,  
Sivertsen, B.                      Bamble undersøkelsen. En statistisk  
bearbeidelse av de kjemiske og  
meteorologiske data fra perioden  
1.6. - 1.10. 1975.  
NILU Oppdragsrapport nr 5/76.  
Ref.: EO-2-09.75, Juni 1976.

APPENDIKS 1

OKSYDANTDANNELSE NÆR PUNKTKILDENE  
FOR NITROGENOKSYDER OG HYDROKARBONER

APPENDIKS 1. OKSYDANTDANNELSE NÆR PUNKTKILDENE FOR NITROGEN-  
OKSYDER OG HYDROKARBONER

For å få et grunnlag for å vurdere den feil man begår ved å velge så grovt gridnett som 1 x 1 km, har en foretatt noen beregninger basert på den aller enkleste formel for spredning av gassutslipp fra en pipe:

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y \sigma_z u} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right) \cdot \left\{ \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right) + \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right) \right\} \quad (A.1)$$

Det er ikke gjort noe forsøk på å tilpasse beregningene spesielt for Rafnes-forhold. Likevel må det antas at beregningene gir et visst grunnlag for å vurdere hva som kan skje på subgrid skala, og som det ikke tas hensyn til i transport-modellen.

Beregningene går i korthet ut på følgende: Vi antar at 100 kg etylen og 60 kg (alternativt 150 kg) NO<sub>x</sub> hver time slippes ut fra hver sin 50 m høye pipe som ligger 300 m fra hverandre. Formelen er anvendt til å beregne spredningen av hvert av de to utslippene, og forholdet HC/NO<sub>x</sub> beregnes som funksjon av x, y og z. Vi velger så ut de punkter som har en "aktiv" kjemi, bestemt av følgende to kriterier:

- 1)  $1 < HC/NO_x < 10^3$
- 2) blandingsforhold for etylen < 1 ppm

Alternative beregninger er utført for vindhastigheter 0,5 og 1 m/s og for forskjellige vindretninger i forhold til forbindelseslinjen mellom pipene.

Vi baserer oss på verdiene i 50 m høyde og overestimerer mulighetene for oksydantdannelse noe.

Beregningene avslører en del karakteristiske forhold:

- 1) Oksydantdannelse som følge av utslipp fra separate kilder vil avhenge sterkt av vindstyrken. Muligheten for oksydantdannelse

må antas å være meget liten for en vindstyrke på 1 m/s. Muligheten øker imidlertid betydelig om vinden spakner til 0,5 m/s. Men også i dette tilfellet vil oksydantdannelse trolig bare kunne skje i begrensede områder.

- 2) De alternative beregninger for utslipp på 150 og 60 kg/time for  $\text{NO}_x$  (regnet som  $\text{NO}_2$ ) gir langt mindre forskjell enn man skulle tro. Et utslipp på 150 kg/time gir totalt et overskudd på  $\text{NO}_x$  i forhold til etylen. Ses disse utslippene under ett, slik man gjør i transportmodellen, hvor det midles over en boks av større utstrekning enn avstanden mellom pipene, vil resultatet bli en kjemisk inaktiv blanding i alle punkter, altså ingen oksydantdannelse. Beregninger på sub-grid skal viser imidlertid at dersom gassene slippes ut på forskjellige steder, er oksydantdannelsen overraskende lite følsom overfor forholdet mellom utslippstallene. Forklaringen er at det er i hvert enkelt punkt at oksydantdannelsen er avhengig av forholdet  $\text{HC}/\text{NO}_x$ . Moderate variasjoner i utslippstallene vil endre den romelige variasjon av  $\text{HC}/\text{NO}_x$  forholdsvis lite; utstrekningen av sonen med kjemisk aktiv blanding endres meget lite, det er vesentlig tale om en forflytning i terrenget.
- 3) Lokaliseringen av de kjemisk aktive soner viser at disse, for en vindhastighet på 0,5 m/s, starter ca 1 km fra utslippet, dvs. etter ca en 30 min. Sonen vider seg ut og blir rundt 2-300 m bred ca 3 km fra kilden, dvs. etter ca 100 min. Blandingen er således kjemisk aktiv i om lag en time, og dette er omtrent den tid som kreves for å få oksydantdannelse. Vel 4 km fra kilden blir konsentrasjonene for etylen mindre enn 1 ppm.