

NILU : OR 49/98
REFERANSE : O-97074
DATO : SEPTEMBER 1998
ISBN : 82-425-1005-9

**Validering og forslag til
forbedring av modellen
Fotoplume
Forstudie**

**Sverre Solberg, Arne Semb, Sam-Erik
Walker og Svein Knudsen**

Forord

Denne rapporten er laget av NILU på oppdrag fra oljeindustriens landsforening (OLF). Rapporten er del av en studie om virkningen av utslipp fra petroleumsaktiviteten i Nordsjøen på oksidantdannelse og forsuring i Sør-Norge. Erfaringer med fotokjemiske spredningsmodellberegninger som har vært gjort tidligere avdekket behov for å vurdere modellen og foreslå forbedringer på visse punkter. Denne rapporten tar utgangspunkt i konklusjonene fra det arbeidet, og gjennomgår muligheter for å forbedre og forfine modellberegningene.

Sverre Solberg

Forsker

Norsk institutt for luftforskning

Innhold

	Side
Forord	1
Sammendrag	5
1. Innledning	7
2. Sammendrag av tilgjengelig litteratur	7
3. Datagrunnlag	9
3.1 Utslippsdata	9
3.2 Meteorologiske data	9
3.3 Initialisering av plumen	11
3.4 Bakgrunnskonsentrasjoner	12
3.5 Parametriseringen av plumespredning	15
4. Modellberegninger	15
5. Tørravsetning	24
5.1 Avsetning over hav	25
5.2 Tørravsetning over land	25
6. Våtavsetning	26
7. Sammenblanding av røykfaner	27
7.1 Ny røykfane inn i gammel røykfane	28
7.2 Røykfaner som blandes inn i hverandre	28
8. Konklusjoner	29
9. Referanser	30
Vedlegg A Bakgrunnskonsentrasjoner	33
Vedlegg B Teknisk beskrivelse av Fotoplume	43

Sammendrag

På oppdrag fra oljeindustriens landsforening (OLF) har Norsk Institutt for luftforskning (NILU) arbeidet med å validere og vurdere den fotokjemiske spredningsmodellen Fotoplume som tidligere har vært benyttet til å beregne virkningen av utslipp i Nordsjøen på ozon og forsurende forbindelser i Sør-Norge. På bakgrunn av sammenlikning med målinger, sensitivitetstester og teoretiske betraktninger presenteres en del konkrete forslag til forbedringer av modellen.

Fotokjemiske spredningsmodeller for atmosfæren har tradisjonelt vært enten *eulerske*, dvs. de har benyttet et fast, geometrisk rutenett, eller *langrangeske*, dvs. man har modellert en "boks" som forflyttes med vindtransporten. Innebygget i begge disse modellformuleringene ligger en antagelse om at utslippene initialt kan fylles uniformt i en gridboks som typisk har en horisontal utstrekning på 50-150 km. Samtidig har kunnskapen fra den fotokjemiske forskningen i økende grad poengtert at de kjemiske prosessene er ikke-lineære, og at effekter på såkalt "subgrid-skala", dvs. mindre enn rutenettets oppløsning, kan ha stor betydning. Dette var bakgrunnen for utviklingen av modellen Fotoplume, som har blitt brukt til å beregne bidraget fra utslipp knyttet til petroleumsvirksomheten i Nordsjøen for ozon og forsurende forbindelser i Sør-Norge. Fotoplume er, som navnet antyder, en spredningsmodell for fotokjemiske komponenter. Utslippene i Nordsjøen er spesielt godt egnet for en slik type modell, fordi området er karakterisert av en rekke punktkilder i et relativt homogent bakgrunnsområde uten forstyrrende arealkilder (byer o.l.). En gjennomgang av resultatene av de første beregningene med Fotoplume avdekket imidlertid et behov for modellevaluering og -utvikling på flere områder. Denne rapporten belyser de delene av modellen hvor man så et særlig behov for videre utvikling.

En litteraturstudie ble først gjennomført for å få en oversikt over forskningen omkring fotokjemi i plumer. Denne viste de mest relevante studiene for en validering av Fotoplume stammet fra slutten av 1970-tallet, mens forskningen en lang periode var lite fokusert på dette temaet. Basert på publiserte målinger ble Fotoplume tilpasset en plumestudie fra august 1978 i Tennessee (Gillani et al., 1981). Resultatene av disse beregningene indikerer noen svakheter i dagens parametrisering av diffusjonsbeskrivelsen. Særlig er beskrivelsen av diffusjonen i startfasen av plumens utviling kritiske for resultatet. Basert på erfaringene fra dette skisseres et forslag til forbedring av diffusjonsbeskrivelsen som kan inkluderes i modellen.

Ulike sensitivitetsberegninger ble foretatt for å vurdere viktige parametere i dagens modell. Disse viser bl.a. at det er avgjørende å modellere konsentrasjonene i bakgrunnen på en realistisk måte. I Tennessee-studien viste det seg at isopren-utslippet i bakgrunnen er avgjørende for ozondannelsen. Selv om isopren er av liten betydning for Nordsjø-beregningene, vil fotokjemien ofte være et resultat av NO_x -rike plumer som spres ut i en bakgrunnsatmosfære, hvor VOC-konsentrasjonen da blir viktig.

Høyden av blandingslaget hadde også en viss effekt på resultatene. Imidlertid viste det seg at hverken en finere oppdeling av plumesegmentene (fra 8 til 16 skall) eller en reduksjon av initial-utstrekningen av plumen hadde merkbar effekt på resultatene.

Det teoretiske grunnlaget for tørravsetningen har blitt gjennomgått og forslag til å bedre den romlige beskrivelsen av denne foreslås. Tørravsetningen kan f.eks. knyttes til eksisterende informasjon om markslag, vegetasjon og snødekke som er tilgjengelig som ruteverdier for dagens EMEP-rutenett. Utvaskingen i nedbør har ventelig en meget "flekvis" fordeling, og er dermed vanskelig å beregne nøyaktig i en numerisk modell. Vi foreslår å forfine parametriseringen av denne prosessen ved å skalere dagens 150x150 km²-ruteverdier for nedbør med midlere nedbørsrater for en finere ruteoppløsning som allerede er tilgjengelig. Hvis dette gjøres på sesong- eller månedsbasis vil vi trolig oppnå et langt mer realistisk og finkornet utvaskingsbeskrivelse enn dagens nokså grove ruteverdier.

Det å kunne beskrive sammenblanding av ulike plumer har vært et uløst problem til nå. I denne rapporten beskriver vi et forslag til en enkel, men egnet, metode for å parametrisere denne prosessen, hvor man kun tillater diffusjon mellom plumene i blandingssonene, mens plumeutvidelsen fortsatt kan modelleres på plumenes ytterkanter som ikke tar del i blandingsprosessen.

Validering og forslag til forbedring av modellen

Fotoplume

Forstudie

1. Innledning

Oljeindustriens landsforbund (OLF) har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) om å verifisere og forbedre den fotokjemiske spredningsmodellen Fotoplume. Hensikten er å beregne virkningene av utslippene fra petroleumsindustrien i Nordsjøen på en bedre og sikrere måte. Arbeidet er delt i flere faser:

1. Verifisere og validere modellen
2. Forbedre parametriseringen av tørravsetningsmekanismer
3. Forbedre parametriseringen av våtavsetning
4. Parametrisere soner der røykfanene overlapper
5. Oppdatere beregninger for Nordsjøen med den forbedrede modellen.

Denne rapporten er inndelt etter de samme punktene. Kapittel 2, 3 og 4 tar for seg verifisering og validering av modellen. I kapittel 2 presenteres målinger og annen forskning knyttet til fotokjemiske reaksjoner i plumer som har vært publisert i vitenskapelige tidsskrifter. Under arbeidet kom det fram at det var lite nyere litteratur som var direkte anvendelig for en verifisering av Fotoplume, men at enkelte studier var relevante. I kapittel 3 forklarer vi hvordan Fotoplume ble tilrettelagt for en utvalgt plumestudie, og i kapittel 4 presenteres modellberegningene sammen med de publiserte målingene. Kapittel 4 viser også resultater fra sensitivitetstester av Fotoplume-modellen (inngangsdata og modellstruktur) som ble brukt til å belyse hvilke parametriseringer som er kritiske for resultatene og på hvilken måte beregningene påvirkes. Kapittel 5 og 6 gjennomgår det teoretiske grunnlaget for henholdsvis tørr- og våtavsetning, og nevner hvilke områder som er egnet for modellforbedringer. I kapittel 7 diskuterer vi problemet med å behandle plumer som møtes, og vi presenterer et forslag til hvordan dette kan parametriseres i modellen. Oppdaterte beregninger for Nordsjøen er ikke inkludert i rapporten, og det var heller ikke intensjonen. På bakgrunn av denne rapporten er det meningen at man vil ta stilling til hvilke endringer som bør gjøres i Fotoplume før man foretar nye beregninger for Nordsjøen-området.

2. Sammendrag av tilgjengelig litteratur

En litteraturstudie om plumemålinger ble foretatt. Vi har funnet tre større målekampanjer som har vært gjennomført de siste 10 årene: Pacific Exploratory Mission (Buhr et al., 1991), Southern Oxidant study (Fehsenfeld et al., 1994), og North Atlantic Regional Experiment (Kleinman et al. 1996). Det sistnevnte prosjektet er i prinsippet nærmest geografisk sett for våre formål, men diskuterer stort sett plumer som forlater det amerikanske kontinentet. Problemet med alle disse målingene er imidlertid at de tar for seg utslippsplumen fra større områder som byer, regioner o.l. Det er svært få studier omkring oksidantdannelsen fra

punktkilder. Dette skyldes nok delvis at oksidantproblemet tradisjonelt har vært sett på som et regionalt problem. Særlig for Nord-Europa har man vært opptatt av stor-skala ozonepisoder som genereres over flere døgn forårsaket av den samlede blandingen av utslipp fra et stort geografisk område. Vi konkluderte med at de mest relevante studiene for en validering av Fotoplume ble foretatt på siste del av 1970-tallet fram til begynnelsen av åttiårene, ledet av forskere ved Washington-Universitetet i St. Louis. Selv om dette er relativt lang unna både i tid og rom, må disse studiene betegnes som pionerarbeid tatt i betraktning den begrensede kunnskapsstatus på denne tiden.

Tre større forskningsprosjekter finansiert av EPA (Environmental Protection Agency) var viet utviklingen og oksidasjonen i utslippsplumer fra kullfyrte varmekraftverk, særlig fokusert på oksidasjonen av SO_2 til sulfat. To av studiene (MISTT, 1976, og STATE Tennessee Plume Study, 1978) involverte måle-kampanjer, inkludert flymålinger, i sommersesongen, mens den tredje (the Cold Weather Plume Study, 1981) var en vinterstudie.

STATE Tennessee Plume Study (1978) var mest anvendelig for vårt formål. Fra dette prosjektet valgte vi å bruke målingene rundt Cumberland-kraftverket, Tennessee, 23. august 1978 for validering og vurdering av Fotoplume. Målingene er dokumentert i tre artikler (Gillani et al., 1981; Gillani and Wilson, 1983a; Gillani et al., 1983b). Målingene er dessuten trukket fram som et godt eksempel på ozondannelse fra punktkilder i en nyere oversiktsartikkel (Gillani and Pleim, 1996). Vi kan dessuten legge til at vi har kontaktet "nestoren" for denne forskningen, Noor Gillani, som bekreftet at det var en meget aktiv forskningsinnsats på dette området fram til begynnelsen av åttitallet, da sviktende bevilgninger nærmest stoppet aktiviteten. Interessen for ozondannelse på såkalt "sub-grid"-skala har imidlertid tatt seg opp de siste årene, og Gillani nevnte at det er gjort flere omfattende studier av oksidantdannelse fra punktkilder i det siste, men at dataene ennå ikke er offentlig tilgjengelige. Det er dessuten interessant å merke seg at Gillani i oversiktsartikkelen fra 1996 legger spesiell vekt på modellutviklingen for oksidantdannelse i plumer.

Energiproduksjonen fra Cumberland-kraftverket var 2600 MW/år på slutten av 1970-tallet (Gillani, 1981). Fortsatt i 1994 var kraftverket rangert som den tredje største punktkilden for NO_x i USA, med et årlig utslipp på 97.000 metriske tonn/år (EPA, 1995), som, til sammenlikning, tilsvarer 44% av det samlede norske NO_x -utslippet i 1994. SO_2 -utslippet fra Cumberland er oppgitt til hele 314.000 metriske tonn for samme år.

Cumberland-kraftverket er en ekstrem punktkilde sammenlignet med utslipp fra plattformene i Nordsjøen, dessuten tilsier den geografiske plasseringen at den fotokjemiske aktiviteten er raskere enn i Nord-Europa. Imidlertid er det de samme transportmessige og kjemiske prosessene som foregår over Nordsjøen, men på en annen skala. Dette gjør at Cumberland-studien er godt egnet for modellvalidering. Sammenlignet med et plattformutslipp fra Nordsjøen, er det lettere å isolere målingene av både primære forbindelser (SO_2 og NO_x) og sekundære, fotokjemiske komponenter (ozon og sulfat) i Cumberland-plumen fra bakgrunnsatmosfæren.

Målingene 23. august 1978 ble valgt fordi dette var en "rendyrket" situasjon, hvor Cumberland-plumen ikke ble blandet med plumer fra omgivende utslippskilder i nevneverdig grad. Man lyktes dessuten med å gjøre tre traverser, dvs. tverrsnittsmålinger med fly gjennom plumen, med en del timers avstand, men til tidspunkter som tilsvarte omtrent samme luftmasse. Man fikk dermed et meget godt data-materiale for utviklingen av kjemien innen plumen iløpet av dagen.

3. Datagrunnlag

Den tekniske beskrivelsen av Fotoplume-modellen er ikke tatt med her siden modellen er dokumentert av Semb et al. (1996) men en kopi er gitt i vedlegg B. Alle inngangsdata og spesialbegreper knyttet til modellen refererer til denne rapporten. I det følgende går vi gjennom en del valg av verdier for disse dataene som best mulig skal representere Cumberland-utslippet.

3.1 Utslippsdata

Cumberlandkraftverket har to 305 m høye skorsteiner, mens vi i beregningene antok én utslippsplume fra denne pipehøyden. Effektiv plumehøyde (inkludert overhøyde) er oppgitt til ca. 550 m (Gillani et al., 1983). Temperatur og utslippshastighet fra skorsteinene er ikke oppgitt, men ved å anta typiske verdier på 140°C og 12 m/s ble total utslippshøyde i modellen ca. 550 m. Basert på en kraftproduksjon på 2600 MW har vi estimert utslippet av NO_x til ca. 10 tonn/time (som NO₂-ekvivalenter). Dette er basert på en virkningsgrad på 35%. Disse tallene refererer til maksimalproduksjonen. Vi antok 80% produksjon for perioden vi er interessert i, noe som gir 8 tonn NO_x/time, som tilsvarer ca. 70.000 tonn/år (NO₂-ekvivalenter). Vi antok at utslippet var fordelt som 95% NO og 5% NO₂ på vektbasis. Dette gir et utslipp på 45.000 tonn NO og 2400 tonn NO₂ pr år.

Det er vanskelig å estimere VOC-utslippet fra kraftverket. Gillanis artikler angir bare at utslippet av VOC er mye mindre enn NO_x, eksempelvis 1/100. Vi har derfor valgt å se bort fra et evt. VOC-utslipp fra kraftverket. Dette er også i overensstemmelse med Gillanis diskusjon (Gillani and Pleim, 1996) som peker på at oksidantdannelsen skjer som et resultat av NO_x-rike plumer som blandes med et VOC-rikt bakgrunnsmiljø.

Vi antok videre et SO₂-utslipp på 15 kg/sek, tilsvarende 473.000 tonn SO₂/år (eller 54 tonn/time). Dette er basert på data for et tilsvarende kraftverk, men med en energiproduksjon på 2400 MW (Labadie power plant, Gillani et al., 1981). SO₂-utslippet har liten betydning for oksidantdannelsen, men SO₂-konsentrasjonen i plumen er anvendelig som et mål for graden av diffusjon.

3.2 Meteorologiske data

Værsituasjonen denne dagen var karakterisert av et høytrykk over østlige deler av USA, med transport av fuktige luftmasser nordover fra Mexicogulften innover midtre deler av kontinentet. De marine luftmassene resulterte i dannelsen av konvektive cumulus-skyer på toppen av grenselaget, men med en meget stabil temperatursjiktning over det konvektive laget. I Tennessee-området observerte

man fuktig luft (RH opptil 90%), med skydannelse fra formiddagen, men ingen nedbør.

Følgende meteorologiske data må være tilgjengelig for å kjøre Fotoplume:

- Temperatur og vertikalt temperaturprofil (stabilitet)
- Vindretning og -styrke
- Blandingshøyde
- Skydekke
- Nedbør
- Relativ fuktighet

Relativ fuktighet har vi tabulert for hver hele time basert på radiosondedata gitt for kl. 10.20, 11.45 og 14.00 (Gillani et al., 1981). Vi har tatt utgangspunkt i disse profilene og foretatt en lineær interpolasjon mellom verdiene på de ulike tidspunktene for referansehøyden på 550 m. For tidsrommet før kl. 10.20 og etter kl. 14.00 antok vi konstante verdier for fuktigheten. Timeverdiene for relativ fuktighet, og for de øvrige meteorologiske parameterne, er gitt i tabell 1. Nedbør var det, som nevnt, ikke denne dagen. Dataene for skydekke er basert på tabulerte verdier for "horizontal fractional cloud cover of the sky in the the layer of plume cloud interaction" (Gillani et al., 1983). Blandingshøyden er oppgitt av Gillani et al. (1983) som timesverdier fra kl. 8 til kl. 18.

Tabell 1: Timeverdier for meteorologiske data for Cumberland-utslippet 23. august 1978.

kl.	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
RH (%)	80	80	80	80	84	90	80	70	70	70	70	70	70
Skyer (%)	0	0	0	70	70	60	50	40	40	30	0	0	0
T (°C)	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	34	32	30
v (m/s)	5.6	5.6	5.6	5.6	5.6	9.4	9.4	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9
Hmix (m)	240	250	300	400	550	750	950	1125	1250	1300	1250	1150	1150

Vindretning har ingen betydning for våre beregninger, så vi har valgt en vindretning direkte fra vest mot øst (langs x-aksen). Vindhastighet er ikke direkte oppgitt i Gillanis artikler, men vi kan estimere effektiv vindhastighet utfra den avstand som er oppgitt nedvinds fra kilden i forbindelse med flymålingene. Det er oppgitt at plumen (tolket som fronten av plumen) befinner seg henholdsvis 80 km nedvinds kl. 11.30, 110 km nedvinds kl. 12.30 og 160 km nedvinds kl. 16.00. Utslippstidspunktet er oppgitt til kl. 7. Utfra dette har vi estimert følgende vindstyrker (i 550 m): 5.6 m/s fra kl. 7 til kl. 12, 9.4 m/s fra kl. 12 til kl. 13 og deretter 3.9 m/s inntil kl. 19.

Gillanis artikler oppgir ingen tall for temperaturen på denne dagen. Vi har antatt en døgnlig temperaturutvikling ved bakken på 18°C kl. 7 om morgenen, en økning på 2° pr time inntil kl. 16 (som da gir 36°), og deretter et fall på 2° pr. time til 30° kl. 19. Disse temperaturene inngår bare i fotokjemien, og en sannsynlig usikkerhet i

disse antagelsene på $\pm 5^\circ$ vil trolig ha liten betydning for de beregnede konsentrasjonene. Det vertikale temperaturprofilen har nok større betydning fordi dette brukes til å beregne den vertikale diffusjonskoeffisienten. Ifølge Gillanis artikler befinner plumen seg om morgenen i et stabilt sjikt over grenselaget, dominert av høytrykket i øst. Kl. 11 har grenselaget vokst opp til plumehøyden, og plumen vil da raskt fylle hele grenselaget. Vi har simulert dette ved å anta en stabil temperatursjiktning fra kl. 7 til 11, instabilt fra kl. 11–12, og deretter nøytrale forhold.

Istedenfor å benytte verdiene for blandingshøyden gjengitt i tabell 1, valgte vi å sette en fast blandingshøyde på 1400 m, som tilsvarer den maksimale grenselags-høyden. Dette ble gjort for å unngå problemer når plumen i starten befinner seg over blandingslaget. For Nordsjøen-beregningene var dette ikke noe problem, ettersom alle plumene stort sett befant seg under blandingshøyden. Siden 1400 m kan virke noe tilfeldig har vi også sett på virkningen av å bruke en blandingshøyde på 1000 m og 2000 m.

De tidligere Fotoplume-beregningene var for havområder. For Cumberland-plumen må vi ta hensyn til at vi er over land. Dette betyr en større tørravsetning enn for hav. Videre har vi endret tallene for ruhet og albedo. Vi antok et såkalt “blandet jordbrukslandskap” med mais som viktigste nyttevekst og store jorder med en del trær enkelte steder. For å representere dette valgte vi en aerodynamisk ruhet på 0.1 m og en bakkerefleksjon (albedo) på 25%.

3.3 Initialisering av plumen

Vi anvendte 8 lag i ellipsoidene, hvorav de innerste 5 lagene ble fylt med initialkonsentrasjoner (uniform fordeling), basert på utslippsrate og initialvolum, mens de 3 ytterste lagene ble satt lik bakgrunnskonsentrasjonen (se under). Vi stengte det ytterste laget for diffusjon mot bakgrunnen, slik at vi ikke mister noe masse fra plumen. For sensitivetsberegninger med 16 lag, har vi fylt de innerste 10 lagene med initialkonsentrasjoner.

Plumens bredde og høyde (σ_y og σ_z) ble definert som henholdsvis 300 m og 150 m. Disse størrelsene ble basert på erfaringer om hva som er mest hensiktsmessig for å beskrive plumens utvidelsesrate i starten. En liten initialbredde og -høyde vil resultere i en svært stor utvidelse av plumen i starten, noe som er uheldig for nøyaktigheten av plumbeskrivelsen. De valgte bredder og høyder synes å representere en passende balanse mellom ønsket om å beskrive startfasen av plumeutvidelsen, og å beskrive plumens utvikling i større avstand fra kilden. Testene viste at sluttresultatet, f.eks. i form av produksjon av ozon i plumen, på lengre avstand fra kilden ikke er spesielt avhengig av initialdimensjonen av plumen.

Som beskrevet i tidligere rapporter har modellen to geometrier som benyttes for å beskrive røykfanene: Ellipsoider og rektangler. Når røykfanen fyller hele grenselaget, skiftes beskrivelsen fra ellipsoider til vertikale rektangler med konstant konsentrasjon. I beregningene i denne rapporten har vi valgt å beholde ellipsoidene hele tiden uten overgang til rektangelform. Dette skyldes at vi oppdaget problemer med massebevarelsen og ved tolkninger av modellen i overgangsfasen mellom

ellipsoide og rektangeldelen. Ellipsoidene ble tillatt å vokse vertikalt inntil deres totale høyde ($5 \sigma_z$) ble lik blandingshøyden, deretter ble denne høyden holdt konstant.

3.4 Bakgrunnskonsentrasjoner

Cumberland-kraftverket ligger i det nordvestlige hjørnet av Tennessee, ca. 80 km nordvest for Nashville. Posisjonen til kraftverket er 36°N , 87°V . Den regionale bakgrunnsatmosfæren i dette området av USA er karakterisert ved et høyt VOC/ NO_x -forhold. Gillani (1996) angir VOC ~ 100 ppbC og $\text{NO}_x \sim 1-10$ ppb som typiske verdier for sommeren. En stor del av VOC-konsentrasjonen vil være av biogen opprinnelse sommerstid.

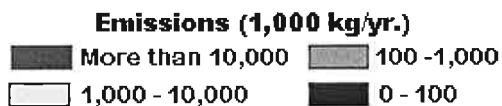
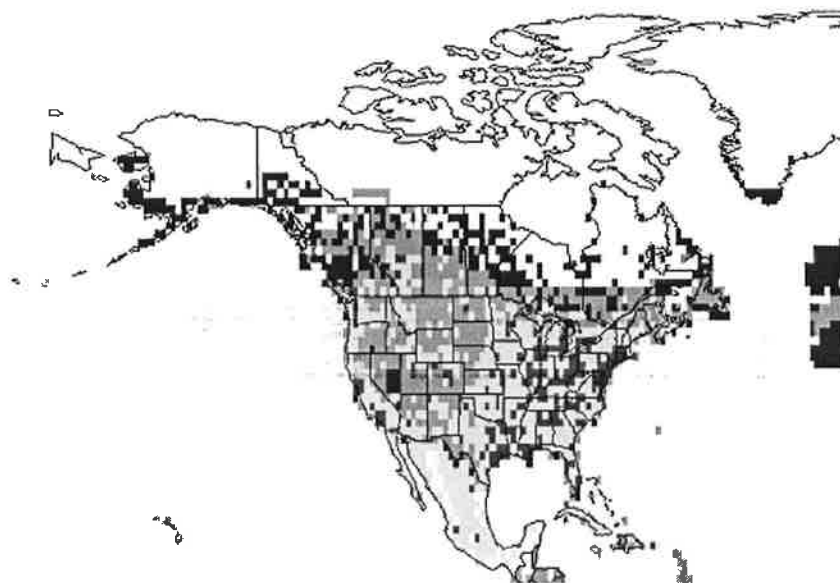
Cumberland-plumen er, som nevnt, en meget kraftig utslippskilde for NO_x (og SO_2), men med små utslipp av VOC. Nitrogen- og svoveloksidene som slippes ut vil spres ved adveksjon og diffusjon og reagere med ozon og organiske forbindelser i omgivelsene. Generelt er hastigheten av ozondannelsen proporsjonal med produktet av NO -konsentrasjonen og RO_2 -konsentrasjonen. Siden NO -konsentrasjonen øker mot plumekjernen mens RO_2 -konsentrasjonen øker mot bakgrunnsområdet, vil vi vente at den mest effektive ozondannelsen skjer i blandingssonene (ytterkantene av plumen). Antagelsene om VOC i bakgrunnslufta vil derfor være svært viktig for hvilken ozondannelse vi beregner i modellen. For å ta hensyn til variasjoner over døgnet og for å få innbyrdes konsistens mellom alle komponenter, ble bakgrunnskonsentrasjonene beregnet med en boks-modell med samme kjemi som i Fotoplume, men hvor meteorologiske parametere (T, RH, skydekke, blandingshøyde osv) og utslippsdata blir gitt. Disse dataene skal representere en generell bakgrunnsituasjon i området omkring Cumberland. Følgende verdier ble valgt for de meteorologiske parameterne i bakgrunnen:

Skydekke	= 0	
T	= $25 + 9 \cdot \sin((\text{lokal tid}-12) \cdot 2\pi/24)$	[$^\circ\text{C}$]
RH	= $70 - 20 \cdot \sin((\text{lokal tid}-12) \cdot 2\pi/24)$	[%]
Hmix	= 1000 m	

Det ble også lagt inn en uttynningsrate med en tidsskala på 5 døgn mellom boksen og omgivelsene.

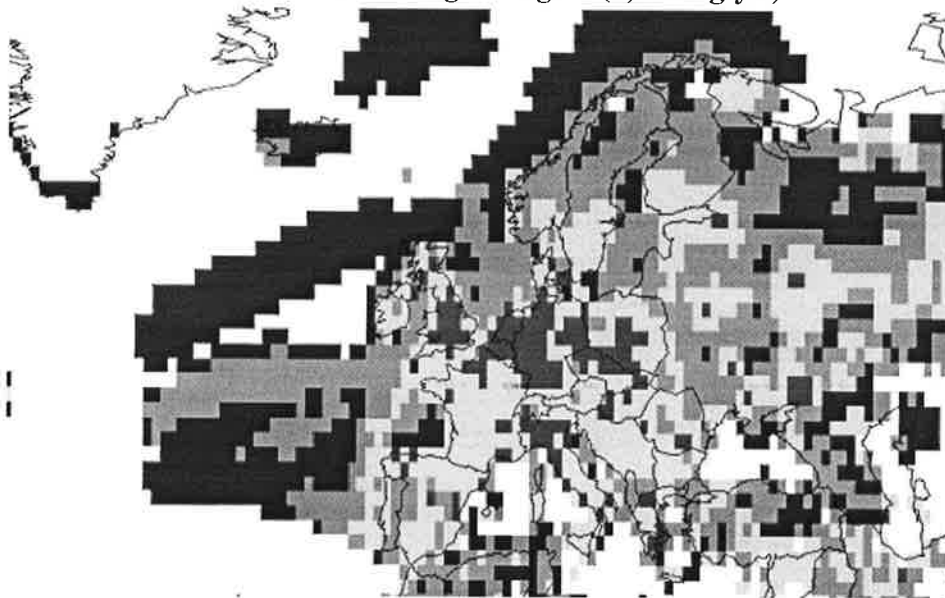
Utslippsdata for NO_x , SO_2 og isopren er tilgjengelig på $1^\circ \times 1^\circ$ rutenett for hele verden gjennom GEIA-databasen på Verdensveven (WWW). Figur 1 og 2 viser GEIA-utslippstallene for NO_2 for Nord-Amerika og Europa. Isopren (C_5H_8) slippes ut fra trær og planter og er en av de viktigste biogene forbindelsene i fotokjemisk sammenheng. Det er ingen utslipp av isopren over Nordsjøen, og de har derfor vært neglisjert i de tidligere beregningene, men over land på sommeren, og særlig over det amerikanske kontinentet, er det viktig å ta med realistiske isoprenutslipp.

Annual Nitrogen Oxide Emission as Nitrogen - North America
 1° x 1° latitude/longitude grid (1,000 kg/yr.)



Figur 1: Årlige NO_x -utslipp, Nord-Amerika.

Annual Nitrogen Oxide Emission as Nitrogen - Europe
 1° x 1° latitude/longitude grid (1,000 kg/yr.)



Figur 2: Årlige NO_x -utslipp, Europa.

Utslippstallene for ruta rett sør for ruta hvor Cumberland ligger ble benyttet for bakgrunnsberegningene for å unngå å få med utslippene fra Cumberland og Nashville. Utslippstall for CO og antropogene VOC var ikke tilgjengelig via GEIA. Vi antok isteden et forholdstall 4:1 for CO:NO_x (gram (C):gram (N)) og et forholdstall 2:1 for antropogene VOC:NO_x (g (VOC): g (N)). Disse relasjonene er basert på EPA-publiserte middeltall for totalutslippet på hver av statene i USA (EPA, 1995). Utslippsforholdet antropogent VOC:NO_x er basert på en antagelse om et forhold 1:1 g (NO_x): g (VOC), bekreftet av EPAs data samt at den midlere molekylvekten av NO_x i utslippet er 2*molekylvekten av atomært N. Dette ga følgende utslippsrater for bakgrunnen:

NO _x :	$1,5 \cdot 10^{-8}$ g(N)/m ² sec
SO ₂ :	$3,8 \cdot 10^{-9}$ g(S)/m ² sec
SUM(VOC):	$3,0 \cdot 10^{-8}$ g(VOC)/m ² sec
CO:	$6,0 \cdot 10^{-8}$ g(C)/m ² sec
C ₅ H ₈ ¹⁾ :	$4,6 \cdot 10^{-7}$ g(C)/m ² sec

¹⁾Utslippstallene for isopren er gitt som månedsmiddeltall i GEIA-basen. For å ta hensyn til at utslippet av isopren har en sterk døgnvariasjon (styrt bl.a. av stråling og temperatur) ble dette utslippet gitt samme døgnsyklus som fotodissosiasjonsratene, dvs av typen $rate = A \cdot e^{(-B \sec \theta)}$, hvor θ er zenitvinkel og A og B ble tilpasset for å gi et riktig totalutslipp integrert over døgnet.

Med disse valg av parametere ble boksmodellen kjørt i 5 døgn, som antas å være tilstrekkelig for å få de viktigste komponentene i likevekt. Figurene i Appendix A viser timeverdier av alle komponentene for det siste av de 5 døgnene. Døgnlige maksimalverdier er ca. 84 ppb O₃, 0,8 ppb NO₂, 70 ppt NO, 0,7 ppb PAN, 10 ppb HCHO, 2,5 ppb isopren og $2 \cdot 10^6$ molec/cm³ OH. Generelt kan man si at kjemien er karakterisert ved moderate utslipp av NO_x og antropogent VOC, men høye isoprenutslipp. Samtidig med den effektive strålingen så langt sør, fører dette til en høy konsentrasjon av ozon og formaldehyd, men relativt lave NO_x-konsentrasjoner. Det er verdt å merke seg at de høye isoprenutslippene ikke bare gir dannelse av ozon og karbonyler, men også binder opp en betydelig andel NO_x i form av organiske nitrater.

At isopren er avgjørende for kjemien reflekteres også gjennom konsentrasjonen av peroksyradikaler (RO₂) som i modellresultatene er dominert av 'ISRO₂', mens det "normale", f.eks. i Nord-Europa, vil være en stor overvekt av antropogene RO₂, dvs. CH₃O₂ osv. Konsentrasjonene av isopren som beregnes samsvarer med målinger i sørøst-USA, som viser typiske verdier på 2-5 ppb som døgnmaksimum. Boksmodellen for bakgrunnen gir 84 ppb ozon som maksimum, noe som stemmer godt overens med målingene presentert i Gillanis artikler.

I Fotoplume-beregningene ble bakgrunnskonsentrasjonene oppdatert og innlest hver hele time.

3.5 Parametriseringen av plumespredning

For å spare regnetid inkluderer modellen en prosedyre hvor plumesegmentene (tverrsnittene) etter en viss tid blir slått sammen i lengderetningen (“*plume merging*”), avhengig av plumens størrelse i forhold til lengden, altså basert på et rent geometrisk kriterium. Dette kan gjøres fordi vi venter at forskjellene mellom nabosegmenter etterhvert blir tilstrekkelig små. Testberegninger for Cumberland-utslippet viste imidlertid at sammenslåingen introduserte betydelige forskjeller i beregningsresultatet. I de videre Cumberland-beregningene valgte vi derfor å skru av denne prosedyren, og isteden beholde alle de opprinnelige skivene. Trolig er forskjellene som sammenslåingen her introduserer et resultat av den svært konsentrerte og fotokjemisk aktive plumen vi ser på, mens svakere plumer vil påvirkes i mindre grad, men det gjenstår å vise dette.

Dette viser imidlertid at kriteriet for å slå sammen segmentene også bør baseres på konsentrasjonsforskjeller mellom segmentene i tillegg til dagens rent geometriske betraktninger.

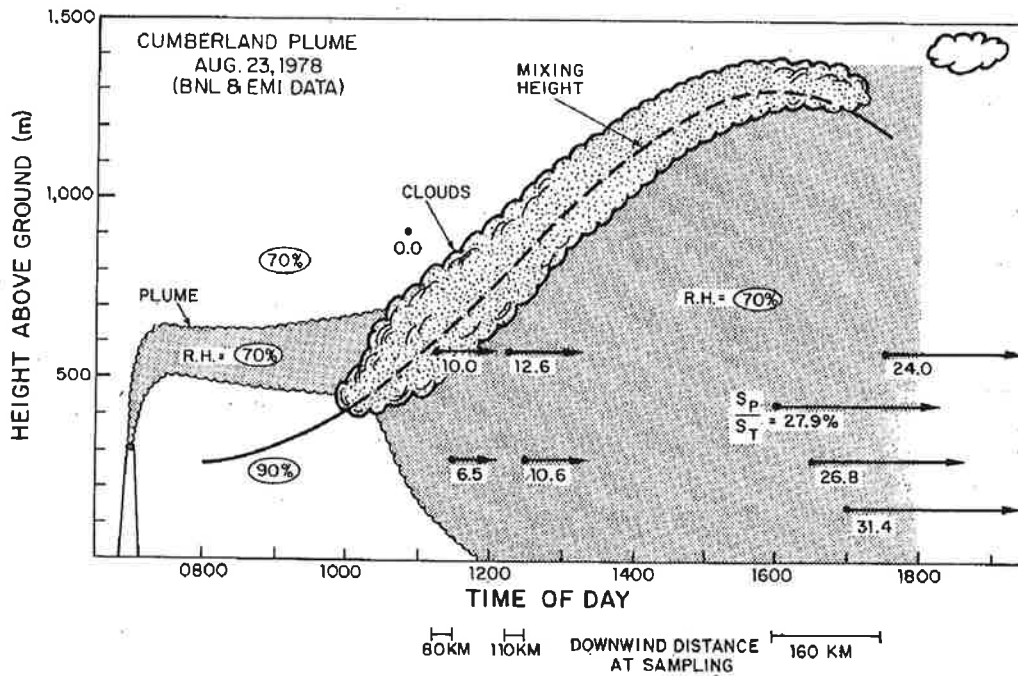
Horizontal utbredelse av plumen bestemmes av økningen av σ_y som beregnes i henhold til Irwins formel (Irwin, 1983). Her inngår kun σ_v som styrende parameter, og σ_v beregnes av modellens metprocessor (Bøhler, 1996) i henhold til den såkalte energibudsjett-metoden. I den metoden brukes vindprofilen, temperaturen i 550 m høyde, solhøyden, skydekket og albedoen. Disse parameterne bestemmer i sin tur friksjonshastigheten (u^*) og Monin-Obukhov-lengden.

Vindprofilen får vi fra plumens adveksjonshastighet i 550 m (tabell 1), og ved å anta at det er vindstille i ruhetshøyden (0,1 m).

Den vertikale utbredelsen av plumen styres av økningen av σ_z som bestemmes av Venkatrams formel (Venkatram et al., 1984). Her inngår også Lagrangesk tidsskala (T_L) og σ_w . T_L bestemmes av den vertikale temperaturgradienten, selve temperaturverdien, samt om vi er over eller under blandingshøyden. Disse parameterverdiene må bestemmes der plumen befinner seg, dvs. i 550 m høyde.

4. Modellberegninger

Figur 3, kopiert fra Gillani et al. (1983a), viser en skjematisk framstilling av Cumberland-plumen 23. august 1978. Utslipet fra kl. 7 bringes raskt opp til 550 m, og transporteres deretter med liten spredning over grenselaget fram til ca. kl. 11 da plumen blandes inn i grenselaget. Figuren angir også tidspunkter for flymålingene, både i og utenfor plumen. Målingene kl. 11 i 900 m høyde viste klart at man befant seg over plumen, og konsentrasjonene indikerte ren bakgrunnsluft.

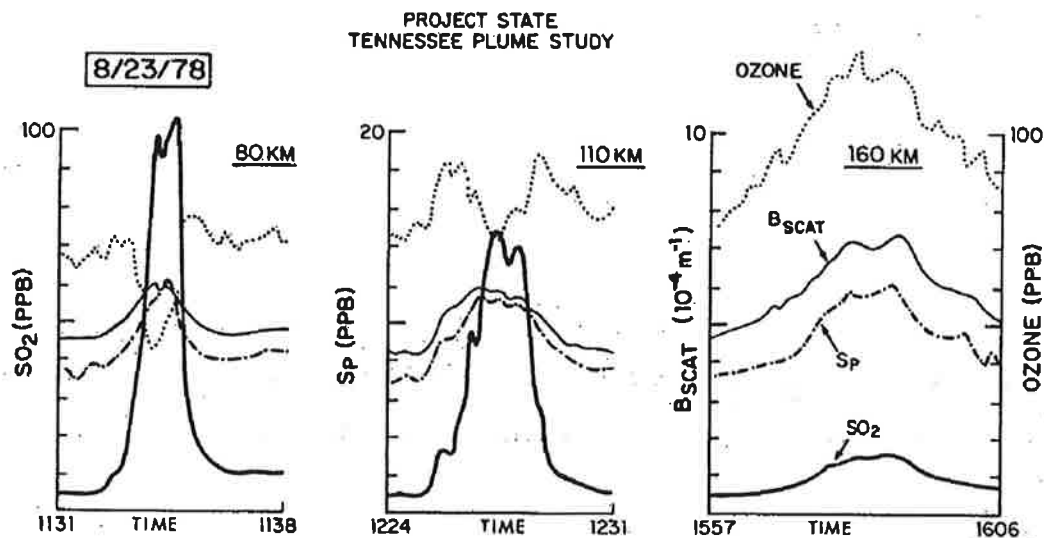


Figur 3: Skjematisk rekonstruksjon av transporten av Cumberland-plumen 23. august 1978 som en funksjon av lokal tid og høyde over bakken. Flymålinger gjennom plumen er markert som svarte sirkler i figuren. De tilhørende pilene og tallene angir forholdet mellom tverrsnittsintegralene av henholdsvis partikulært sulfat (S_P) og totalt svovel (S_T) (kopierte fra Gillani et al., 1983a).

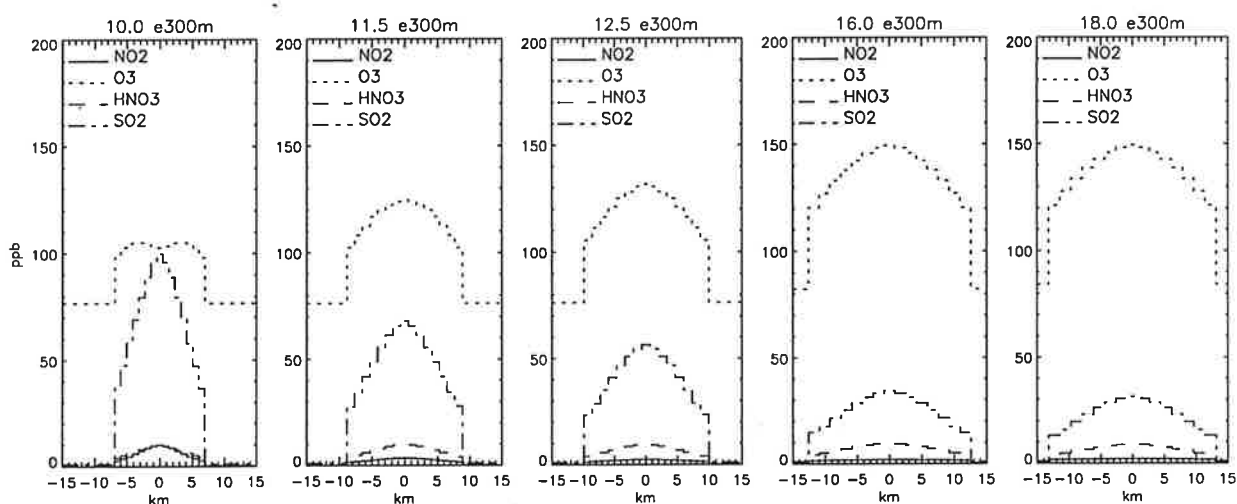
Resultater fra tverrsnittmålingene kl. 11.30, 12.30 og 16 er gjengitt i figur 4. Disse målingene ble foretatt i tilnærmet samme luftmasse, dvs utslippet fra kl. 7 om morgenen. Figuren viser at det skjer en overgang fra en plume rik på de primære utslippskomponentene med et ozonunderskudd (kl. 11.30), via en overgangsfase med indikasjoner på netto ozondannelse på flankene av plumen (kl. 12.30), til et "modnet" stadium, hvor de primære komponentene har sunket ned mot nivået i bakgrunnen, mens det er en betydelig økning i ozonnivået (kl. 16).

I Gillanis artikler er bredden av plumen angitt (grafisk og numerisk) ved de tre tverrsnittmålingene med flyet kl. 11.30, 12.30 og 16.00 til å være henholdsvis ca. 10-15 km, 20 km og 30 km. Disse verdiene kan brukes til å vurdere om Fotoplume-beregningene gir en realistisk spredning av plumen. Figur 4 angir imidlertid bare tiden for flytraversen og ikke bredden direkte, men med en flyhastighet på 3.6 km/min og en flytid på 7-9 min kan bredden (av hele x-aksen) estimeres til 25-32 km.

Figur 5 viser resultatene fra Fotoplume-beregningene for en referansesituasjon, dvs. med verdier for inngangsdataene slik som beskrevet over. Figuren viser tverrsnittet av plumen for tilnærmet de samme tidspunkter som i Figur 4, samt for kl. 10 og kl. 18, for ozon, NO_2 , SO_2 og HNO_3 . I figur 5 har vi benyttet 30 km bredde på x-aksen for hver figur, sammenlignbart med figur 4. I området utenfor plumen er bakgrunnskonsentrasjonene plottet.



Figur 4: Tverrsnittsmålinger av ozon, SO_2 , lysspredningskoeffisient (B_{SCAT}) og partikulært sulfat (S_P) gjennom Cumberland-plumen fra fly, for tre stadier av plumens utvikling. Avstanden mellom målingene tilsvareer omtrent adveksjonshastigheten slik at det er tilnærmet de samme luftmassene som er målt (kopierte fra Gillani et al., 1981).



Figur 5: Tverrsnitt av den modellerte Cumberland-plumen i referanse-beregningene til 5 tidspunkter. Enhet på x-aksen : km.

Figur 5 viser at bredden av plumen i beregningene blir ca. 16 km, 19 km og 25 km, noe som stemmer godt overens med tallverdiene for plumbredden som Gillani oppgir. Imidlertid kan figurene tyde på at Fotoplume gir en noe mer avrundet og bred plume enn målingene, men at Gillani tar med en stor del av flankene i sitt anslag for plumbredden. Målingene angir at den maksimale SO_2 -konsentrasjonen

er ca. 100 ppb, 70 ppb og 15 ppb ved de tre tidspunktene, mens Fotoplume beregner ca. 70 ppb, 60 ppb og 35 ppb.

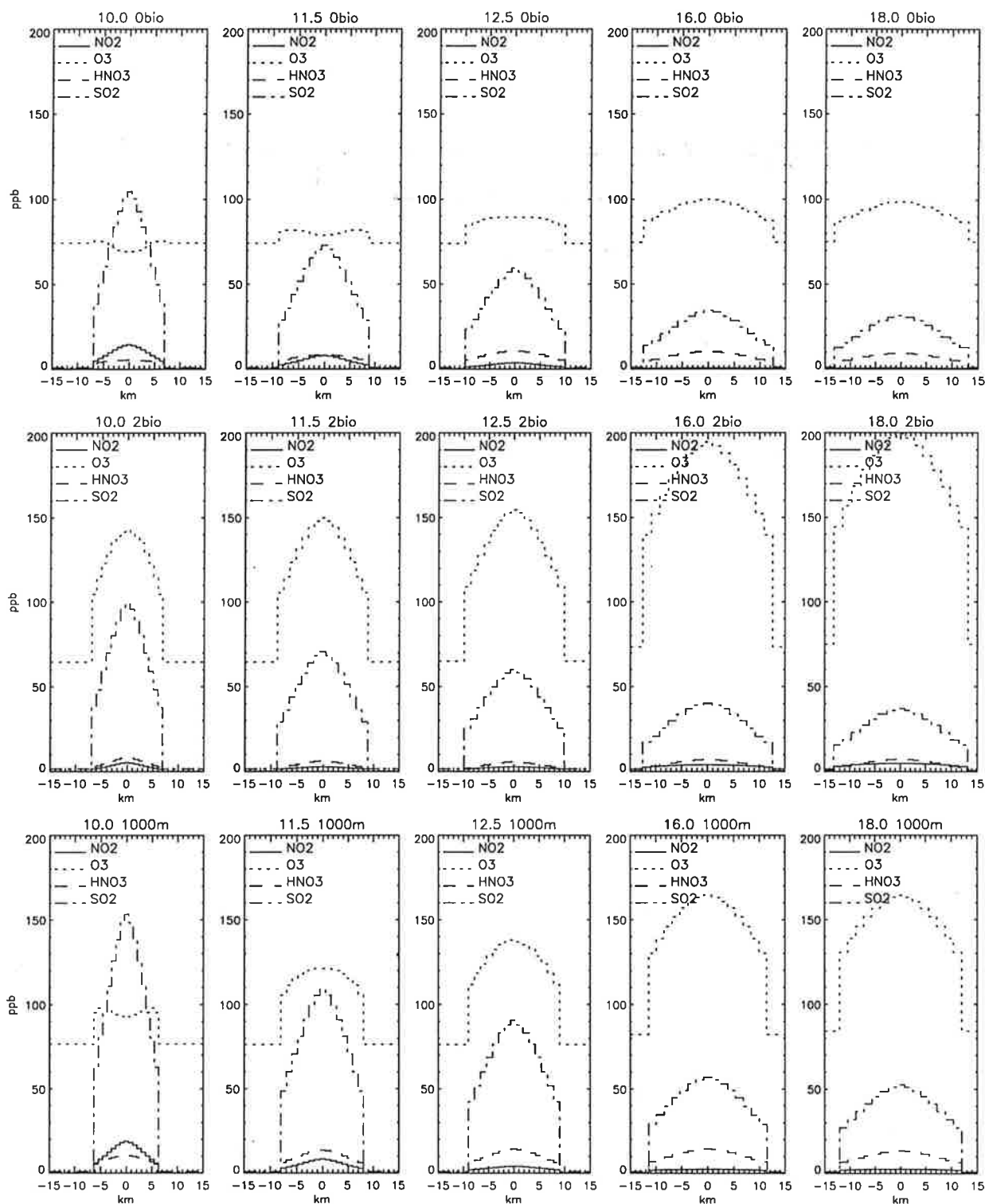
Det kan tenkes flere årsaker til denne forskjellen i beregninger og målinger. For eksempel kan det skje en mer effektiv overgang fra SO_2 til sulfat enn Fotoplume gir. Imidlertid viser målingene at det er maksimalt 10-12 ppb sulfat i plumen, slik at dette eventuelt bare vil forklare en del av forskjellene. Det er heller ikke sannsynlig at en mer effektiv tørravsetning av SO_2 til bakken kan forklare hele forskjellen mellom målte og modellerte SO_2 -konsentrasjoner. En økning av dagens avsetningsrate fra 0,8 cm/s til 1,8 cm/s (som er en svært høy verdi) vil maksimalt gi en reduksjon på omkring 20% i løpet av fem timer (fra kl. 11 til 16) i forhold til referansen. Det er derfor mest nærliggende å anta at den svakere nedgangen i SO_2 -konsentrasjonen i modellberegningene sammenlignet med målingene skyldes formuleringen av spredningen og diffusjonen i modellen. For å ha en modell som er massebevarende er de ytterste skallene lukket for diffusjon, noe som sikrer at ingenting av plumens masse lekker ut av ytterkantene. Videre er den vertikale utstrekningen av plumen begrenset av høyden på blandingslaget, og det er ingen parametrisering av utveksling på toppen av dette laget.

Sensitivitetsberegninger har vist at massetapet og uttynningen både for Cumberland-plumen og andre situasjoner kan bli betydelig hvis det åpnes for diffusjon utover kantene. Dette er imidlertid et resultat av diskretiseringen av diffusjonen i modellen, og avhenger sterkt av initialfasen av plumen. Ideelt sett skal plumegeometrien representere massen innenfor $\pm 2.5 \sigma$ av et gaussisk profil, dvs. 95% av utslippet. Vi valgte derfor å beholde formuleringen med en lukket plume i denne studien, men bemerker at det for videre utvikling kan være en fordel å forbedre initialfasen av utslippet. Resultatene kan tyde på at dagens versjon gir for sterk spredning av utslippet i starten.

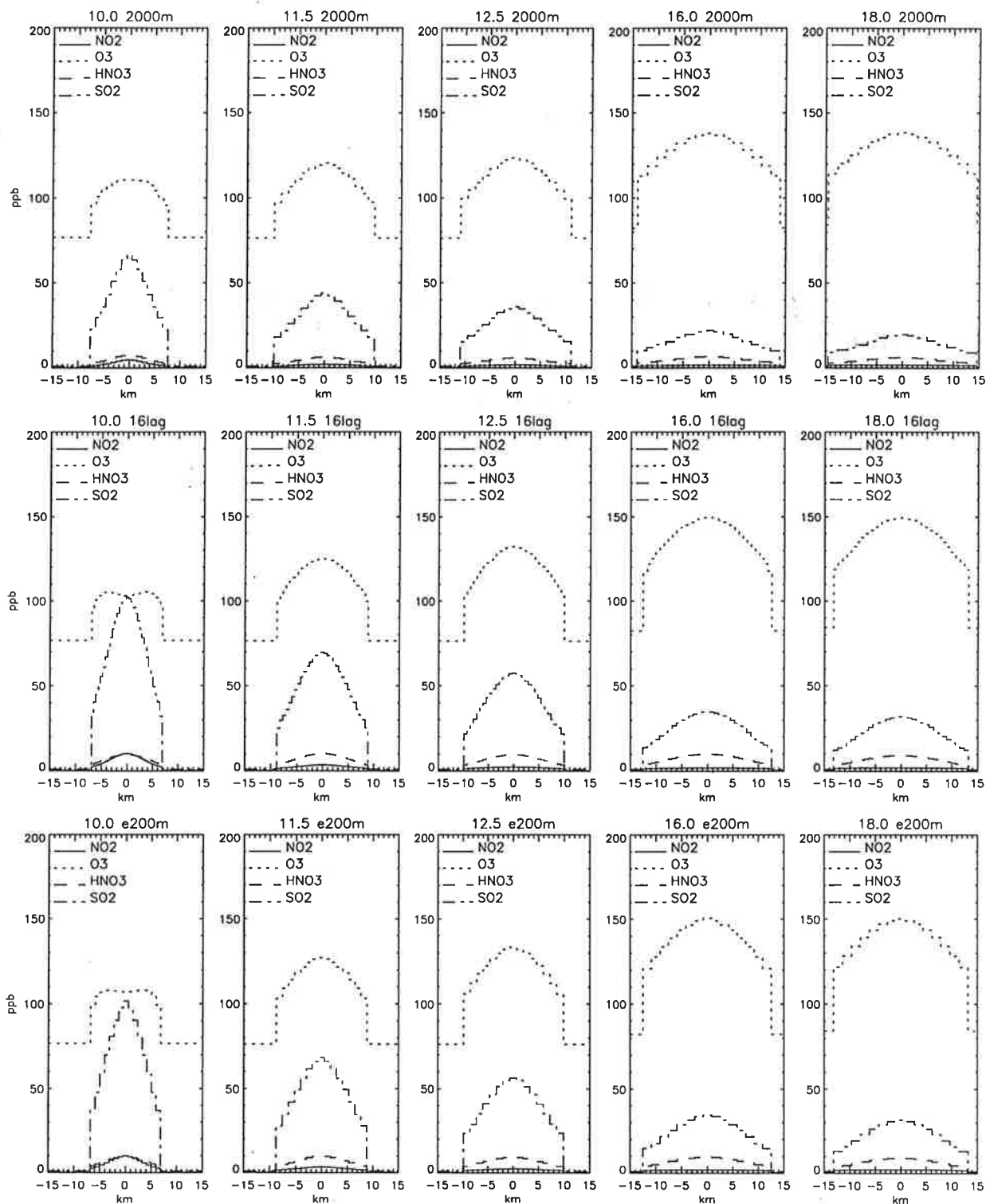
En mulig forbedring av diffusjonsbeskrivelsen i modellen kan skisseres som følger: For det første kan det være en fordel å starte med en gaussisk fordeling av utslippet, alternativt kan alt utslippet i starten legges i det innerste skallet. Deretter kan man beregne hvilken utstrekning ($\pm 2.5 \sigma$ i dette tilfellet) plumen vil få etter neste tidsskritt, $t = t_0 + \Delta t$. Området mellom plumen ved tiden $t = t_0$ og ved tiden $t = t_0 + \Delta t$ deles inn i et visst antall skall, f.eks. med samme bredde som plumeskallene og fylles med bakgrunnskonsentrasjoner. Deretter beregnes diffusjonen over hele dette området, og til slutt redefineres plumeskallene til å favne om hele området, dvs. plumens utstrekning ved tiden $t = t_0 + \Delta t$. Dette vil hindre at masse lekker ut av plumens ytterkanter, og vil samtidig gi en mer nøyaktig diffusjonsbeskrivelse enn dagens modellversjon.

Tverrsnittet av ozon i modellberegningene følger den samme generelle tidsutviklingen som i målingene, men det ser ut til at Fotoplume gir en raskere økning i ozonkonsentrasjonen enn målingene tilsier. Målingene antyder en relativt stor overgang (fra et ozonunderskudd til et overskudd av ozon) fra kl. 11.30 til 12.30, mens dette skjer allerede til kl. 10 i beregningene. Vi vil imidlertid peke på at selve overgangen fra et ozonunderskudd til et ozonoverskudd skjer raskt (slik som vist nedenfor), og er ventelig bestemt av bl.a. konsentrasjonen av NO_x og RO_2 -radikaler, som det er knyttet stor usikkerhet til. Man kan derfor ikke vente å

kunne reprodusere tidspunktet for denne overgangen nøyaktig. Imidlertid kan det se ut til at tverrsnittet for ozon også blir "bredere" enn målingene, slik som for SO_2 . Dette kan ha samme forklaring, og kan skrive seg fra formuleringen av diffusjonen.



Figur 6: Tilsvarende som figur 5 for sensitivitetsberegninger.



Figur 6, forts.

Figur 7 viser tidsutviklingen av NO, NO₂, ozon, HNO₃ og SO₂ for tre av skallene på plumefronten, skall nr 1 (ytterst), nr. 4 og nr. 8 (plumekjernen). Vi ser at utslippet av NO_x i starten fører til en momentan nedbrytning av ozon i de indre lagene (men ikke på randen), mens NO raskt overføres til NO₂. Dannelsen av

sekundære produkter (ozon og HNO_3) blir ikke effektiv før etter omkring 2-3 timer etter utslippet (kl. 9-10).

Figur 6 viser tverrsnittsploTT for en del sensitivitetstester av modellen, for de samme tidspunktene som i figur 5. Følgende testberegninger ble gjort (teksten i parentesene refererer til benevningene av plottene):

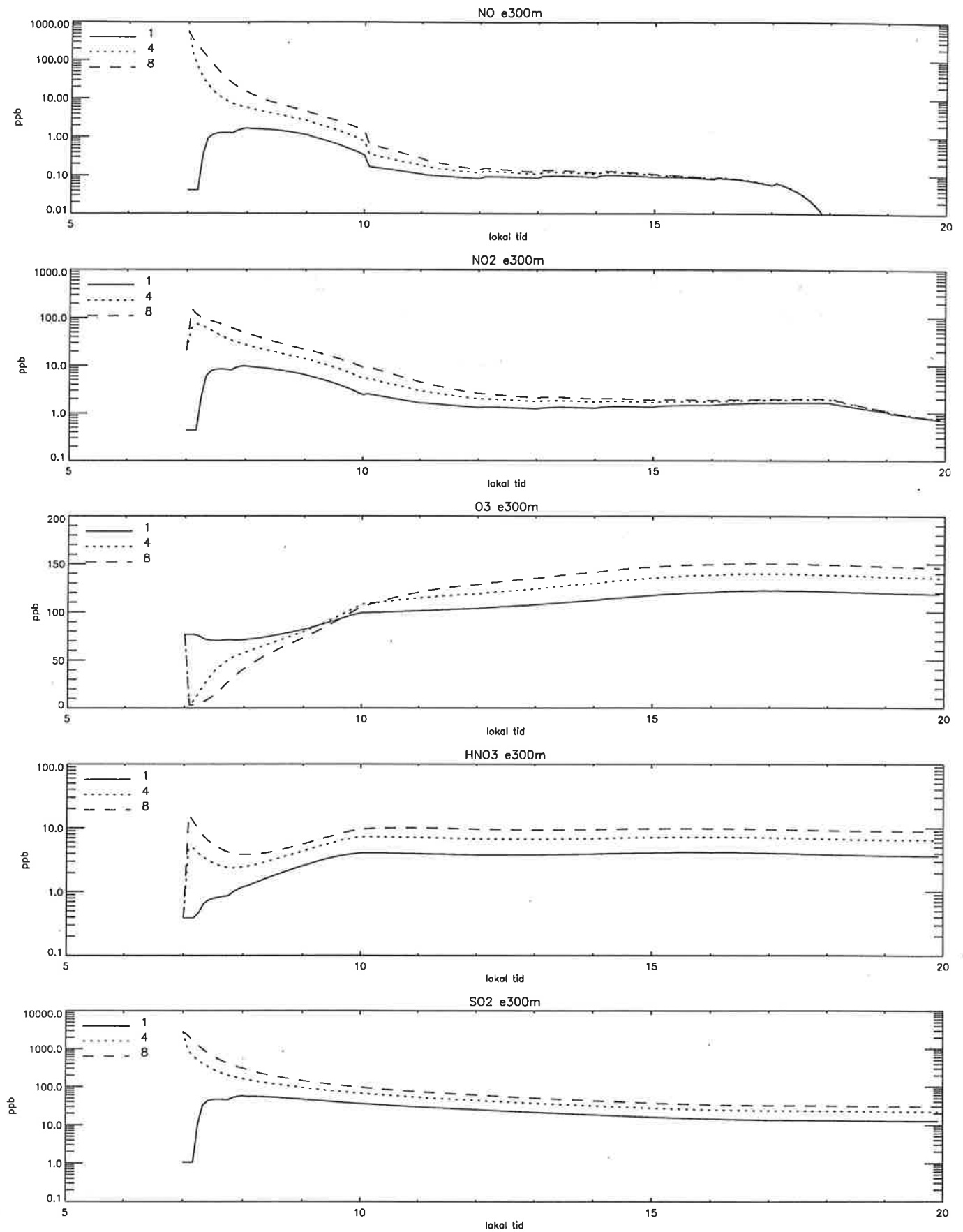
- 90% reduksjon av isoprenutslippet i bakgrunnen (0bio)
- Dobling av isoprenutslippet i bakgrunnen (2bio)
- Blandingshøyden redusert til 1000 m (1000m)
- Blandingshøyden økt til 2000 m (2000m)
- 16 skall i ellipsoidene istedenfor 8 skall (16lag)
- Størrelsen av plumen initielt redusert til 200m×100 m (e200m)

Figurer med benevnelsen 'e300m' viser referanseberegningene. Resultatene viser at de biogene utslippene i bakgrunnen har stor innflytelse på ozondannelsen i modellen. Med 90% reduksjon av isoprenutslippet, får vi bare en svak netto ozondannelse på slutten av dagen. Med en dobling av isoprenutslippet øker den maksimale ozonkonsentrasjonen til omkring 200 ppb på slutten av dagen, langt over referanseberegningene på ca. 150 ppb. Dette bekrefter antagelsene av Gillani (1996) om at ozondannelsen i Tennessee-området skjer som et resultat av NO_x -rike plumer som spres ut i en bakgrunnsatmosfære med et høyt VOC/ NO_x -forhold, hvor VOC er dominert av biogene utslipp. Betydningen av isopren var likevel større enn vi ventet, og det er også overraskende at ozondannelsen uten isopren, men tross alt med et vist antropogent VOC-utslipp i bakgrunnen, gir så lite netto ozondannelse.

Høyden av blandingslaget har en viss betydning for resultatene. En høyde på 1000 m ga omkring 165 ppb ozon som maksimum (kl. 18), mens en høyde på 2000 m ga ca. 140 ppb. Referanseberegningene, med en blandingshøyde på 1400 m, lå imellom disse resultatene.

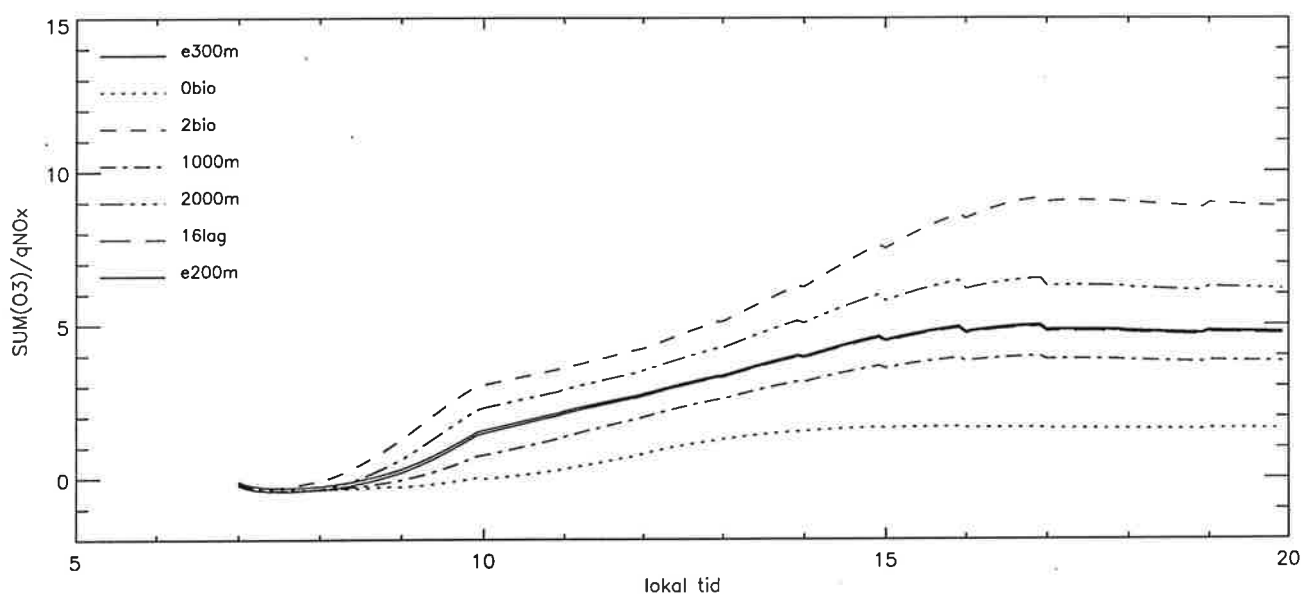
Beregningene med 16-skalls ellipsoider ga nesten identiske resultater med referanseberegningenes 8 lag. Dette betyr imidlertid ikke at antall skall er uvesentlig for beregningene. I 16-skalls-kjøringen ble den samme initialplumen inndelt i dobbelt så mange lag, og vi kan da eventuelt beregne finere strukturer innenfor denne plumen. Hvis man derimot øker antall skall utenfor plumen vil man vente en mer nøyaktig løsning. Den analytiske løsningen av Gauss-spredningen kan man jo se på som en numerisk løsning over et uendelig antall skall.

Beregningene med redusert initialstørrelse av plumen ga tilnærmet identisk løsning med referanseberegningene. En svak reduksjon av initialplumens utstrekning, som i dette tilfellet, er analogt med en svak forskyvning av beregningene i tid, men siden plumen uansett ekspanderer sterkt i startfasen, vil denne tidsforskjellen, og dermed forskjellene i resultatene, bli ubetydelige.



Figur 7: Tidsutvikling av noen komponenter for skall nr. 1, 4, og 8 i referanseberegningene.

Figur 8 viser totalt antall overskuddsmolekyler av ozon på plumefronten dividert med antall NO_x -molekyler i utslippet som en funksjon av tiden for de ulike sensitivitetsberegningene. Dette tallet indikerer nitrogenoksidenes potensial for ozondannelsen for ulike parametervalg i modellen. Fra fotokjemisk modellering vet man at dette tallet kan variere sterkt, noe som understreker den ikke-lineære siden av oksidantproblemet. Generelt antar man at effektiviteten av ozondannelsen øker med avtagende NO_x -konsentrasjoner, og man regner gjerne 4-6 ozonmolekyler pr. NO_x -molekyl som en typisk midlere verdi. Vi ser at referanseberegningene av Fotoplume her gir knapt 5 ozonmolekyler pr. NO_x -molekyl, som er innenfor dette typiske området. Imidlertid viser figur 8 at effektiviteten av ozondannelsen er sterkt avhengig også av isoprenutslippet, som diskutert over. Med doblede isoprenutslipp øker effektiviteten av ozondannelsen til hele 9 ozonmolekyler pr. NO_x -molekyl, men uten disse utslippene er produksjonen nær 2. Videre ser vi at beregningene med 2000 m blandingslag gir høyere netto ozonproduksjon i forhold til referansen og i forhold til beregningene med 1000 m høyde selv om ozonkonsentrasjonene blir lavere. Dette skyldes at volumet av plumefronten blir større med et høyere blandingslag, sammenlignet med de andre situasjonene. Figur 8 viser også at beregningene med 16-skalls ellipsoider og med en mindre utstrekning av plumen i starten gir samme ozonproduksjon som referansen.



Figur 8: Antall produserte ozonmolekyler pr. NO_x -molekyl i utslippet.

Ozon dannes i troposfæren gjennom fotokjemiske reaksjoner mellom nitrogenoksid og flyktige organiske forbindelser. I en ren NO_x -plume, uten organiske forbindelser, vil man få en såkalt fotokjemisk likevekt som er bestemt av reaksjonene:



Både (1) og (2) er raske (tidsskala på få minutter eller kortere) slik at vi får likevektsuttrykket:



Denne likevekten gir imidlertid ingen netto ozondannelse. Den eneste kjente reaksjonen som bidrar til ozondannelse i troposfæren er av typen:



etterfulgt av reaksjon (2). RO_2 betegner her peroksyradikaler som dannes gjennom nedbrytning av organiske forbindelser, VOC. Denne nedbrytningen er initiert av OH-radikalet som i sin tur dannes via fotolytisk dissosiasjon av ozon i en atmosfære med vanndamp:



Her er den primære nedbrytningen av etan vist som eksempel på produksjonen av metoxyradikalet.

Grovt sett kan man betrakte dannelsesprosessen av ozon som et resultat av VOC som "drivstoff" (som trinn for trinn brytes ned til kortere karbonkjeder og derigjennom supplerer lufta med RO_2 -radikaler), mens NO_x er en "katalysator", dvs, NO_x inngår hovedsakelig i likevektsreaksjonene mellom NO og NO_2 . Imidlertid brytes også NO_x ned gjennom OH:



I en luftmasse hvor $NO_x \gg VOC$ vil OH-konsentrasjonen bli lav både pga. 8 og også vanligvis pga. redusert dannelse gjennom (5) og (6). Dette vil redusere effektiviteten av ozondannelsen fordi VOC-nedbrytningen reduseres. Det er vel kjent at forholdstallet mellom NO_x og VOC har stor betydning for effektiviteten av ozondannelsen. Man antar gjerne at VOC er begrensende for ozondannelsen nær utslippsområder, mens NO_x er begrensende faktor i bakgrunnsområder. Beregningen for Cumberland-utslippet, som er en meget kraftig NO_x -kilde, viser, i tråd med dette, at VOC-konsentrasjonen omkring utslippet er svært avgjørende for netto ozondannelse.

5. Tørravsetning

De aktuelle forbindelsene er ozon, nitrogendioksid, HNO_3 (gass) og nitrat (store eller små partikler). Avsetningshastigheten avhenger av overflatetype, sesong, tid på døgnet og meteorologiske forhold. NILU har en oversikt over skogdekning og snødekke som er laget i forbindelse med kartleggingen av svovel- og nitrogen-fallet i Norge (Tørseth og Pedersen, 1994). Utgangspunktet for denne arealklassifiseringen har vært opplysninger til jordbruksstillingen på kommunenivå, som så er fordelt skjønnsmessig ved hjelp av kommune kart. Snødekkets varighet er tatt fra DNMI's nedbørstasjoner.

5.1 Avsetning over hav

Opptaket av ozon og nitrogenoksider over hav er ubetydelig. Sjøen er et perfekt absorpsjonsmedium for gassformig HNO_3 , slik at avsetningshastigheten bare er begrenset av den aerodynamiske motstanden. Denne er igjen en funksjon av vindhastighet, aerodynamisk ruhet (z_0), og stabilitet. Barrett (1994) har vurdert ulike modeller for beskrivelse av avsetningen av HNO_3 over hav, og finner at den typiske avsetningshastigheten ved $z = 1$ m er omkring 0.6 cm/s. Avsetningshastigheten varierer med endringer i vindhastighet og temperaturforskjellen mellom luft og sjø.

5.2 Tørravsetning over land

Avsetningshastigheten for ozon og nitrogendioksid vil i hovedsak være styrt av diffusjonsmotstanden gjennom plantenes spalteåpninger. Avsetningshastigheten vil derfor variere i forhold til arealklassifisering og årstid. Avsetningen på snødekt mark vil være ubetydelig.

For HNO_3 vil avsetningshastigheten i hovedsak være begrenset av den aerodynamiske motstanden, som gir avsetningshastigheter i forhold til konsentrasjonen i 2-10 m høyde av størrelsesorden 2-5 cm/s, i noen tilfeller enda høyere (Dollard et al., 1987; Meixner et al., 1987). Unntaket er snødekte flater, hvor avsetningen er vist å være ubetydelig ved temperaturer under -2°C (Johansson og Granat, 1982).

Et interessant spørsmål i forbindelse med beregningen av avsetningen av HNO_3 er hvordan store endringer i underlagets aerodynamiske ruhet påvirker avsetningshastigheten. Hvis vi tar for oss en situasjon med relativt sterk vind og nøytral sjiktning er den aerodynamiske motstanden:

$$r_a = \frac{u}{u_*^2} = \frac{\left(\ln \frac{z}{z_0}\right)^2}{k^2 \cdot u}$$

Ruhetshøyden (z_0) over sjø er typisk bare noen få millimeter, over jordbruksmark av størrelsesorden 0.1 m og over barskog typisk i underkant av 1 m. For en gitt vindhastighet, for eksempel 5 m/s, i en høyde av 100 m, gir dette verdier for den aerodynamiske motstanden på fra 146 til 27 s/m, tilsvarende avsetningshastigheter på fra 0.7 til 4 cm/s (tabell 2).

Bruk av disse avsetningshastighetene forutsetter at vind- og konsentrasjonsprofilene har nådd en stasjonær tilstand i forhold til referansehøyden. Ved en drastisk økning av ruheten, som når luft fra sjøen kommer inn over land, vil det bygge seg opp et nytt grenselag som følge av den økte friksjonen mellom luften og overflaten. Høyden på dette laget, l_z , er gitt ved (Hunt og Simpson, 1982):

$$l_z \cong 0,37 x / \ln \left(0,24 \frac{l_z}{z_0} \right)$$

Tabell 2: Beregnet aerodynamisk motstand for ulike ruhetsklasser ved nøytral sjikning og vindhastighet 5 m/s i 100 m høyde over bakken.

z_0	m	0.002	0.02	0.1	1
$r_a, z=100\text{m}$	s/m	146	90	59	26
$r_a, z=10\text{m}$	s/m	129	66	39	13
$v_d, z=100\text{ m}$	m/s	0,0068	0,011	0,017	0,037
$v_d, z=10\text{m}$	m/s	0,0077	0,015	0,025	0,075

Etter denne formelen er $l_z = 130$ m allerede etter 2 km for $z_0 = 0,1$ m. Grenselaget vokser enda raskere ved større markslagsruhet, og ved instabile forhold på grunn av soloppvarmingen. Slik forholdene er i Norge, vil det bli ganske store forskjeller i avsetningen innefor relativt små områder der det veksler mellom skog, snauflater, myr og hei, og dyrket mark. På litt større skala, og i forhold til en målt eller beregnet konsentrasjon mer enn 100 m over bakken, vil imidlertid avsetningshastigheten for HNO_3 ligge i området 2-5 cm/s, avhengig av vindhastighet og markslagsfordeling. Unntaket er snødekte flater, der avsetningshastigheten er betydelig lavere.

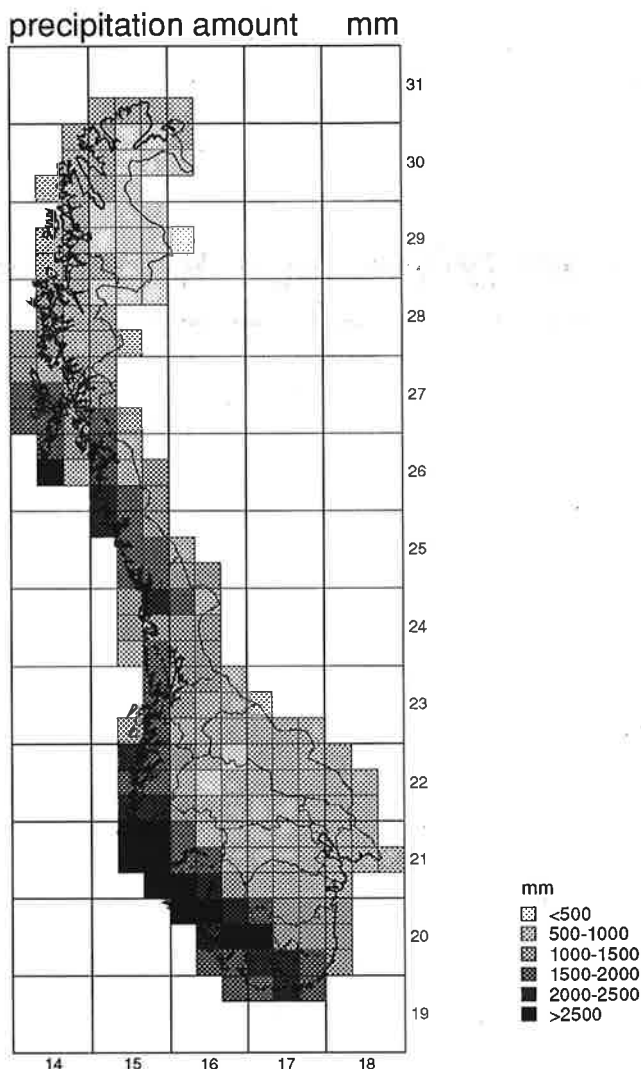
En varierende del av nitrogenoksidmengden i utslippene vil gå over til nitrat i partikkelform, enten i form av ammoniumnitrat, eller ved reaksjon mellom HNO_3 og sjøsaltpartikler. Over Nordsjøen vil konsentrasjonen av gassformig ammoniakk som hovedregel ikke være tilstrekkelig for dannelse av ammoniumnitrat ved tilskudd av salpetersyre. Eventuelt partikkelbundet nitrat vil derfor hovedsakelig være knyttet til sjøsaltpartikler, i størrelsesfraksjonen 2-8 μm . Slike partikler vil også ha relativt høye avsetningshastigheter, spesielt i forhold til områder med stor aerodynamisk ruhet. Omfattende målinger og studier i England og Nederland (Erisman et al., 1997) viser at avsetningshastigheten for slike partikler også i stor grad er begrenset av den aerodynamiske motstanden, slik at avsetningshastigheten over land ikke vil være særlig forskjellig fra avsetningshastigheten for HNO_3 .

6. Våtavsetning

Våtavsetning blir i dag beskrevet ut fra nedbørsinformasjon som kommer fra EMEP-modellen. Dette gir akkumulert nedbør for hver 6. time i $150 \times 150 \text{ km}^2$ ruter. Nedbøren er imidlertid sterkt avhengig av topografi. Dette medfører at ved vind mot kysten av Norge vil luftmassene heves og det er større sjanser for regn. Dette kan beskrives bedre i modellen. Det er mulig å interpolere frem gjennomsnittlige nedbørsfelt for beregningsområdet, slik at våtavsetningen kan differensieres geografisk ved at nedbøren skaleres.

EMEP-dataene gir informasjon om det har vært nedbør i 6 timers perioden eller ikke. Det vil også gi en beskrivelse av hvordan nedbøren varierer over beregningsperioden. Det finnes rutiner for interpolasjon av nedbør for Norge i et rutenett på f.eks. $50 \times 50 \text{ km}^2$ som vist i figur 9. Dette gir middelveier i ruter med større oppløsning geografisk. Disse rutene kan sammenlignes med middelveier for

EMEP-ruten. For å differensiere nedbøren i rutene kan så nedbøren for 6-timers-perioden skaleres med forholdstallet mellom middelverdiene for nedbøren i det finere griddet.



Figur 9: Midlere nedbørsmengde for Norge i 50 x 50 km² ruter.

Forholdstallene mellom nedbørsmiddelverdiene vil variere over året. Dette må beskrives. Det er tenkt tatt ut sesongmiddelverdier for EMEP-ruter og det interpolerte nedbørskartet. Ut fra dette skal forholdstall for nedbør mellom sesongmiddelverdiene fra EMEP og interpolasjonen av nedbør i Norge brukes til å skalere nedbøren langs norskekysten med større oppløsning.

7. Sammenblanding av røykfaner

For å kunne beskrive påvirkningen av mange røykfaner som slippes ut i et begrenset område der røykfanene vil påvirke hverandre er det nødvendig å beskrive spredning og kjemisk aktivitet i områder der det er overlapping. Dette kan deles inn i to hovedgrupper. En ny røykfaner slippes inn i en gammel, og to røykfaner

med tilnærmet lik størrelse diffunderer inn i hverandre. Disse tilfellene må behandles hver for seg.

7.1 Ny røykfane inn i gammel røykfane

Dimensjonen på den nye røykfanen er i dette tilfellet mye mindre enn den gamle røykfanen. Dette tilsier at den nye røykfanen slippes ut i en større røykfane som kan oppfattes som bakgrunn for den nye røykfanen. På grunn av den relativt store forskjellen vil den største røykfanen ikke i vesentlig grad bli påvirket av den nye røykfanen og vil derfor kunne behandles som om den nye røykfanen ikke eksisterte. Den nye røykfanen som slippes ut inni den gamle og større røykfanen vil imidlertid bli vesentlig påvirket av den gamle røykfanen ved at forurenset luft fra den større røykfanen blandes inn fra den mindre røykfanen og ikke fra bakgrunnen. Dette vil føre til at den fotokjemiske aktiviteten og sammensetningen av kjemiske komponenter vil bli forskjellig. Dette er tenkt løst ved at modellen bruker konsentrasjoner fra den større røykfanen som bakgrunnskonsentrasjoner. Bakgrunnskonsentrasjonen hentes fra det skallet i den store røykfanen som senter av den lille nye røykfanen befinner seg i.

Spredningsmessig vil ikke røykfanene påvirke hverandre, slik at spredningsbeskrivelsen i modellen ville være den samme. Det er bare randbetingelsen, ved at røykfanen henter bakgrunnskonsentrasjonen fra den større plumen, som blir forskjellig i denne beskrivelsen.

Det vil imidlertid være nødvendig å forandre på rutinen som henter ut konsentrasjonene i reseptorpunktene. Hvis reseptorpunktene ligger innenfor den store, gamle røykfanen vil konsentrasjonen i punktet hentes fra denne røykfanen. Hvis reseptorpunktet i tillegg ligger innenfor den nye og mindre røykfanen, må konsentrasjonen hentes fra denne røykfanen og ikke den store, gamle røykfanen. Dette vil hindre at det blir et dobbeltbidrag. Med denne beskrivelsen vil de to røykfanene være uavhengige av hverandre og kunne beskrives hver for seg.

7.2 Røykfaner som blandes inn i hverandre

Dette tilfellet karakteriseres ved at røykfaner som i utgangspunktet ikke overlapper, øker i størrelse og på denne måten blir overlappende. Det er her nødvendig å behandle disse under ett. Den vanlige måten å beskrive slike røykfaner når det ikke er kjemiske reaksjoner, er å beskrive disse hver for seg. Når konsentrasjonen i et reseptorpunkt skal regnes ut, adderes bidraget fra hver enkelt røykfane. Dette kan ikke gjøres for komponentene i Fotoplume, fordi bakgrunnskonsentrasjonene da vil bidra til konsentrasjonen flere ganger. Røykfanene må med andre ord ses på i sammenheng. Det er flere måter å gjøre dette på, men de fleste av disse metodene medfører at modellen blir uoversiktlig. Metodene er gjennomgått og vi er kommet frem til en metode som griper lite inn modellbeskrivelsen, og som løser problemet med bakgrunnskonsentrasjonene. Bakgrunnskonsentrasjonene er viktig for å beskrive fotokjemiske reaksjoner og dermed bidraget fra utslippene i Nordsjøen.

Som beskrevet tidligere er det to geometriske beskrivelser av røykfanene i modellen. Utslippene blir først beskrevet ved hjelp av ellipsoider, for så å gå over til rektangler når røykfanen fyller hele grenselaget. Ellipsoidene beskriver en

vertikal og horisontal gradient gjennom en skallstruktur der hvert skall har homogen konsentrasjon. Det vil si at når røykfanene spres inn mot hverandre vil høydeforskjellene ha betydning, og det er vanskelig å finne en god tilnærming ved at det ikke beskrives radielle konsentrasjonsfordelinger. Det er derfor nødvendig å gjøre om ellipsebeskrivelsen til rektangelbeskrivelse når røykfanene begynner å påvirke hverandre.

På det tidspunktet røykfanene begynner å ekspandere inn i hverandre, får modellen slik den er i dag problemer. Dette foreslås løst på følgende måte: Røykfanene omdannes til rektangler. Hver røykfane er beskrevet gjennom et odde antall rektangler der det er ett senterrektangel med rektangler på hver side (figur 10). Rektanglene som befinner seg mellom røykfanenes sentrum vil nå ikke utvide seg horisontalt, mens diffusjonen mellom rektanglene bestemmer transporten av masse inn og ut av det enkelte rektangel. Hver av røykfanene kan da beholde sin egen identitet men vil bli asymmetriske fordi rektangler som befinner seg på yttersiden av den samlede beskrivelsen vil utvide seg, mens rektanglene som ligger mellom vil ha konstant horisontal størrelse.



Figur 10: Skjematisk framstilling av sammenblanding av to plumer.

8. Konklusjoner

Denne rapporten har tatt utgangspunkt i en fotokjemisk spredningsmodell (Fotoplume) som tidligere har vært brukt til å beregne virkningen av utslipp i Nordsjøen på oksidantkonsentrasjonen og forsuren i Sør-Norge. Hensikten med rapporten har vært å vurdere status av dagens versjon av modellen, samt å foreslå forbedringer for en del spesifiserte områder. Gjennom en litteraturstudie fant vi at det var stor forskning omkring plumer fra store punktkilder på sytti- og tidlig på åttitallet, men at aktiviteten deretter lå nede i mange år. De mest relevante studiene for en validering av Fotoplume var fra slutten av 1970-tallet. Basert på de publiserte målingene har vi forsøkt å modellere en plumeutvikling fra august 1978 i Tennessee. Sammenlignet med målinger tyder resultatene på at diffusjonsbeskrivelsen er avgjørende for modellberegningene, og at dagens versjon av modellen muligens gir for sterk diffusjon i starten av plumen og for langsom diffusjon når plumen har vokst seg stor. En årsak til dette kan være at vi pga.

kravet om massebevarelse har stengt ytterkantene av plumen for diffusjon. Et forslag til forbedring av diffusjonsbeskrivelsen blir skissert.

Sensitivitetsberegninger viser at for den utvalgte studien er antagelsene om isoprenutslippet i bakgrunnen avgjørende for ozondannelsen. En dobling av isoprenutslippet førte til betydelig høyere ozondannelse, mens uten disse utslippene ble det svært lite netto dannelse av ozon. Dette viser at det er viktig å modellere konsentrasjonene i bakgrunnen på en realistisk måte.

Endringer i antagelsene om høyden av blandingslaget hadde en viss effekt på resultatene. Men en økning fra 8 til 16-skalls ellipsoider og en reduksjon av utstrekningen av plumen i starten hadde neglisjerbar effekt på beregningene.

Videre viser vi hvordan både tørr- og våtavsetningen kan forfines utover dagens geografiske oppløsning på 150x150 km²-rutenett. Tørravsetningen kan knyttes til eksisterende informasjon om markslag, vegetasjon og snødekke som er tilgjengelig. Våtavsetningen, dvs. utvaskingen gjennom nedbør, foreslår vi å forfine ved å skalere dagens 150x150 km²-ruteverdier for nedbør med midlere nedbørsrater for en finere ruteoppløsning som er tilgjengelig i dag. Dette bør gjøres på sesong- eller månedsbasis for å ta hensyn til at sesongvariasjonen av nedbør kan være forskjellig for ulike geografiske områder.

Vi skisserer videre et forslag til løsning på problemet med sammenblanding av plumer som diffunderer inn i hverandre. Dette problemet kan løses ved å modellere bare diffusjonen i blandingssonene, mens plumeutvidelsen fortsatt kan modelleres på ytterkantene som ikke blandes.

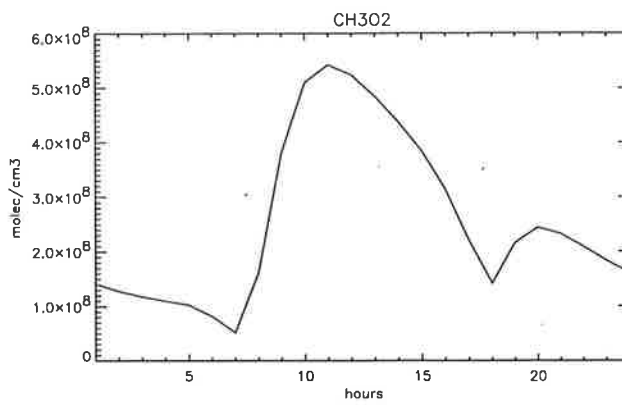
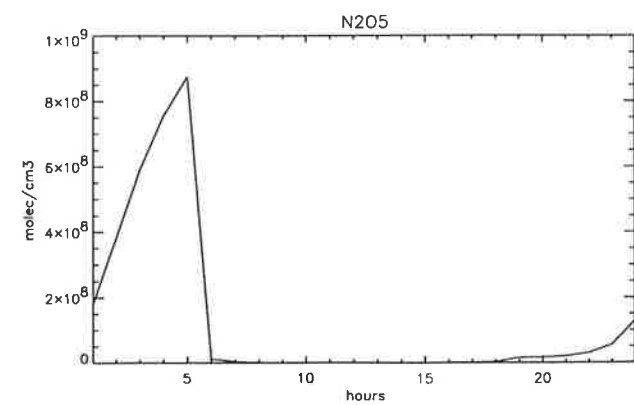
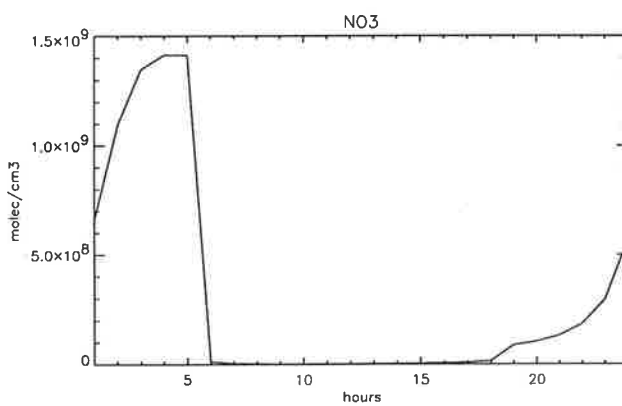
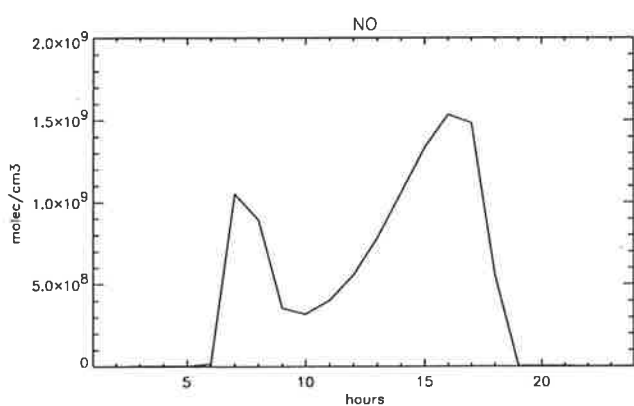
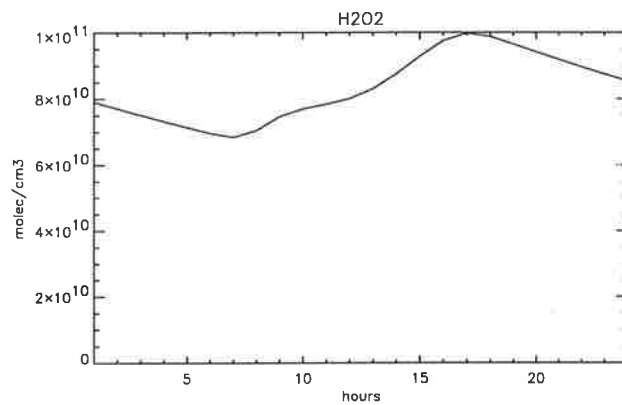
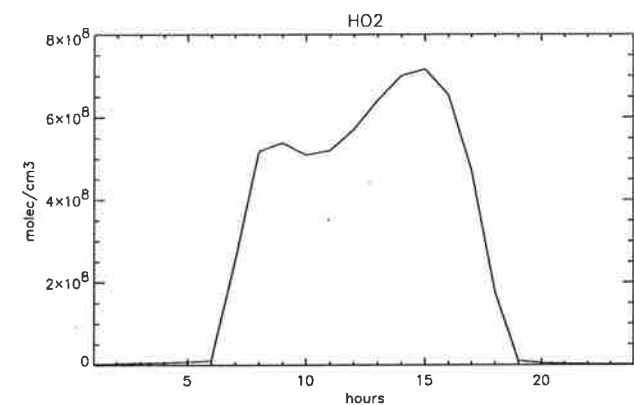
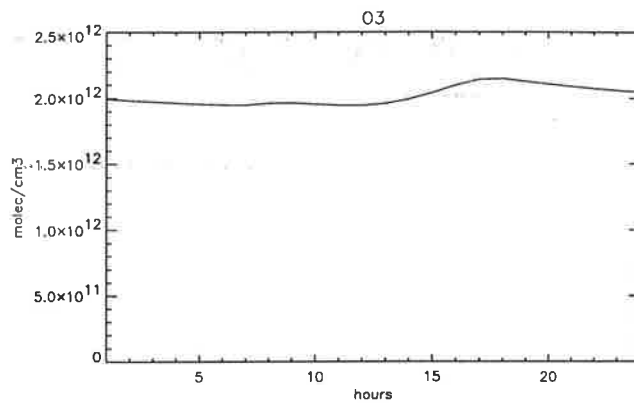
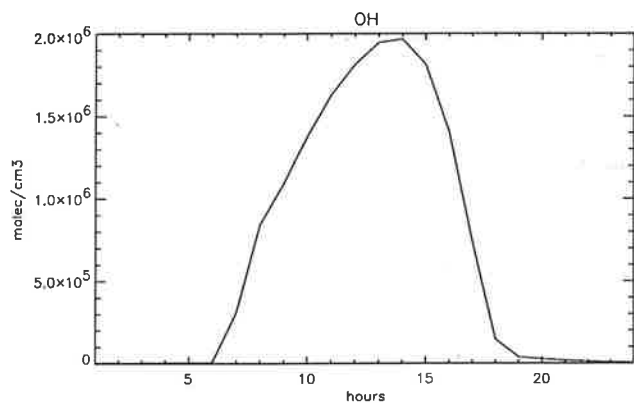
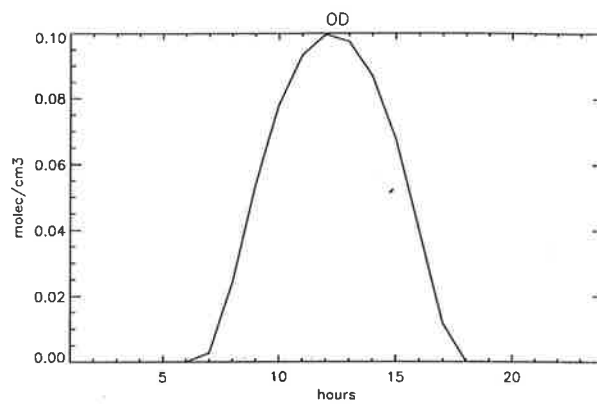
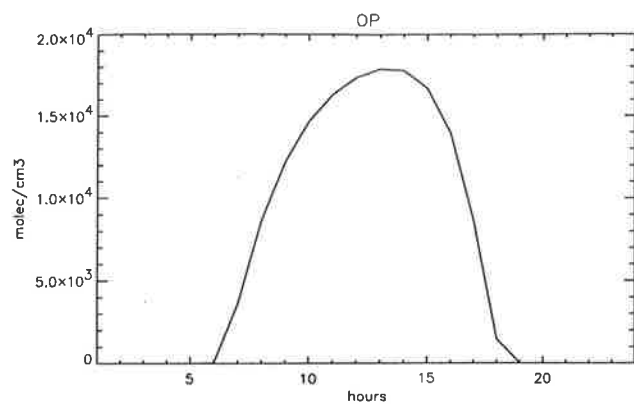
9. Referanser

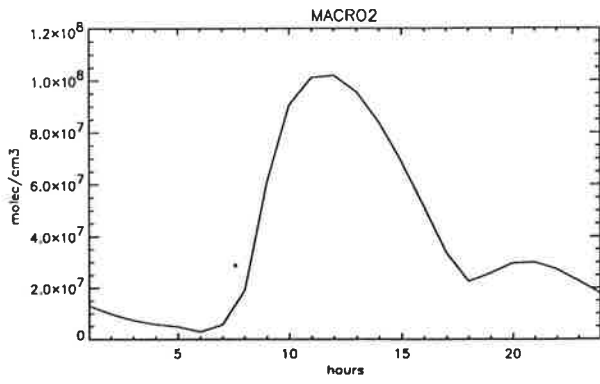
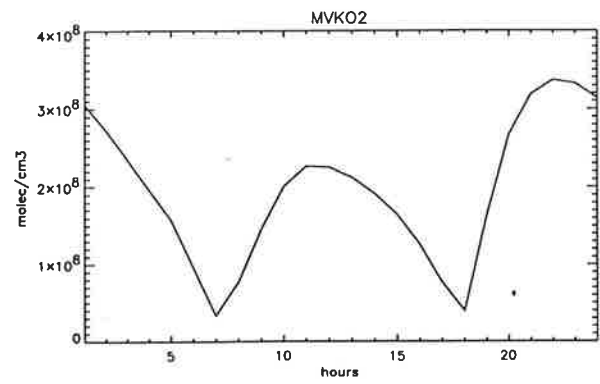
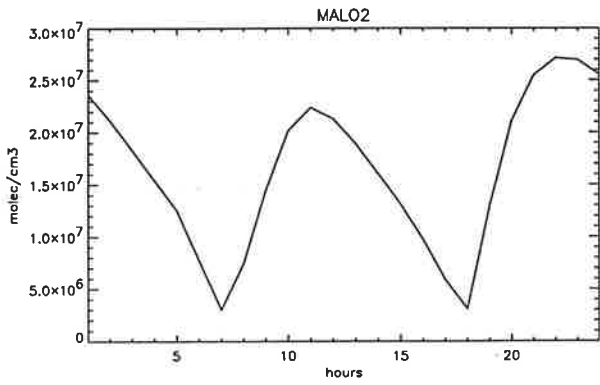
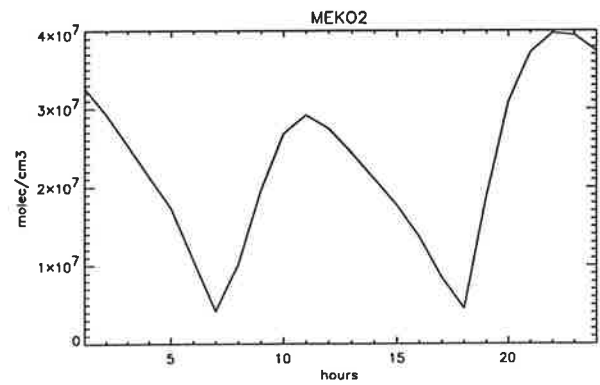
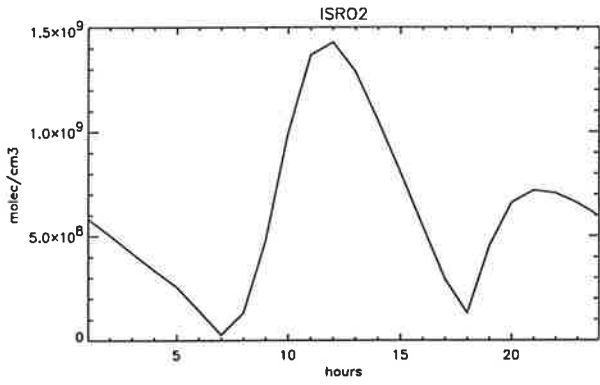
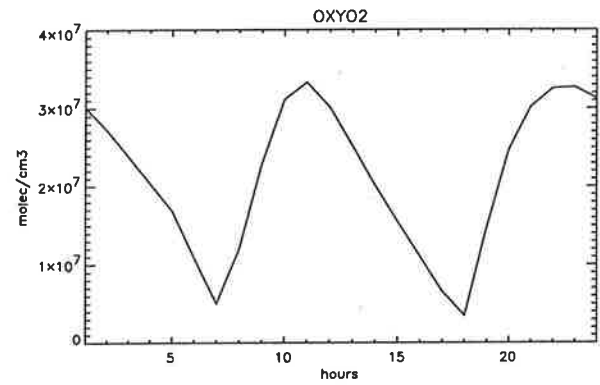
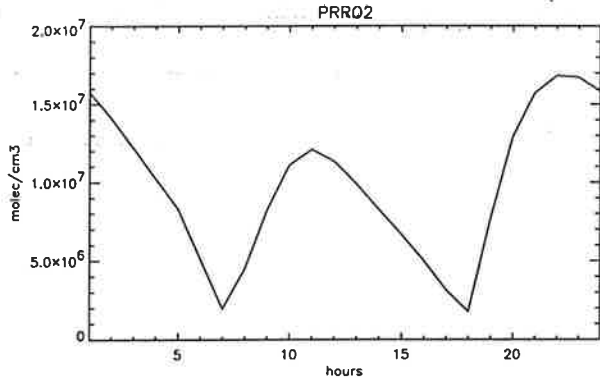
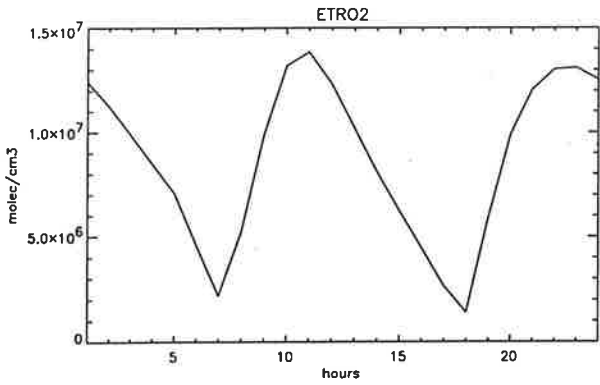
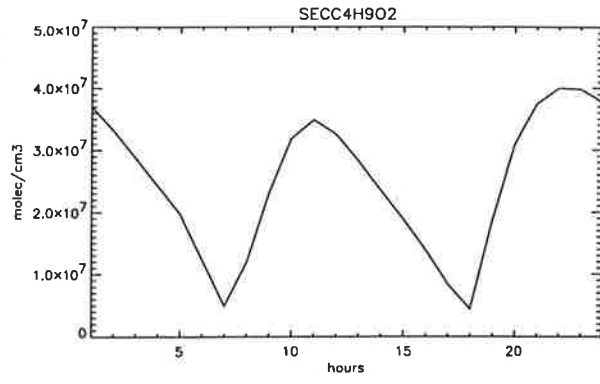
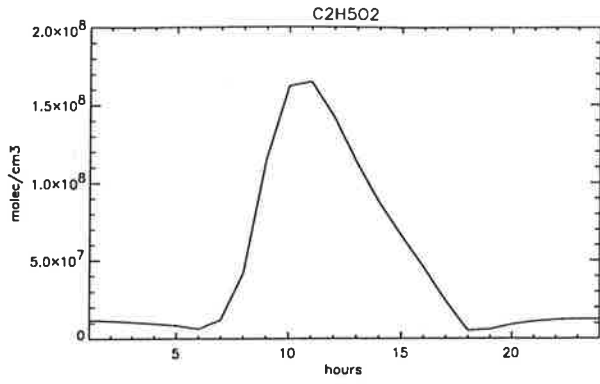
- Barrett, K. (1994). Dry deposition in the EMEP NO_x Model. The over-sea parameterization. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo (EMEP/ MSC-W Note 3/94).
- Buhr, M.P., Hsu, K.J., Liu, C.M., Wei, L., Liu, Y.C., Kuo, Y.S. (1996) Trace gas measurements and air mass classification from a ground station in Taiwan during the PEM-West A experiment (1991), *J. Geophys. Res.*, 101, 2025-2035.
- Bøhler, T. (1996) MEPDIM. The NILU Meteorological Preprocessor for Dispersion Modelling. Version 1.0. Model description. Kjeller (NILU TR 7/96).
- Dollard, G.J., Atkins, D.H.F., Davies, T.J., and Healy, C. (1987). Concentrations and dry deposition velocities of nitric acid. *Nature*, 326, 481-483.
- Hunt, J.C.R., and Simpson, J.E.(1982). Atmospheric boundary layers over non-homogeneous terrain. In: *Engineering meteorology*. Ed. by E. Plate. Elsevier, Amsterdam.

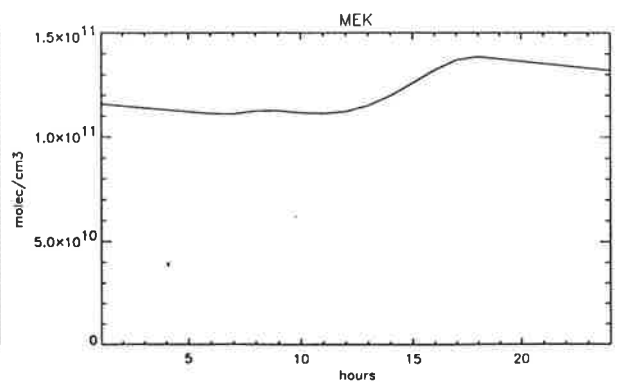
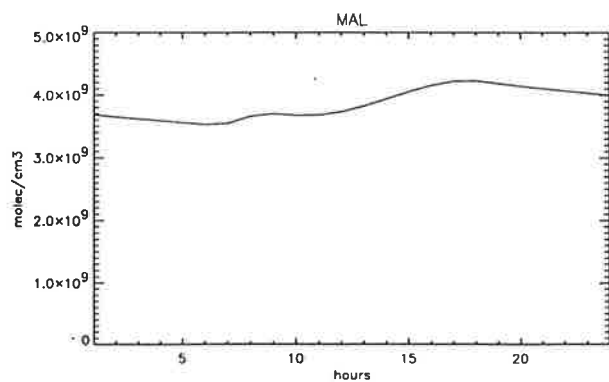
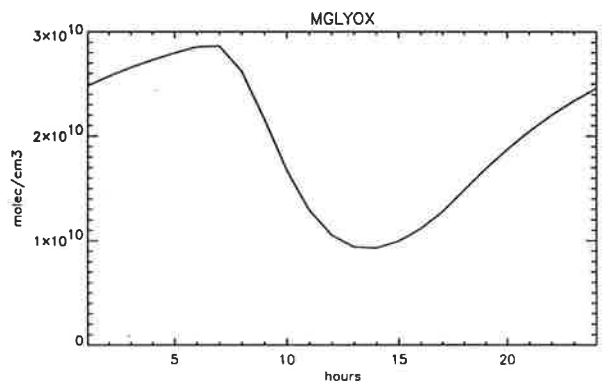
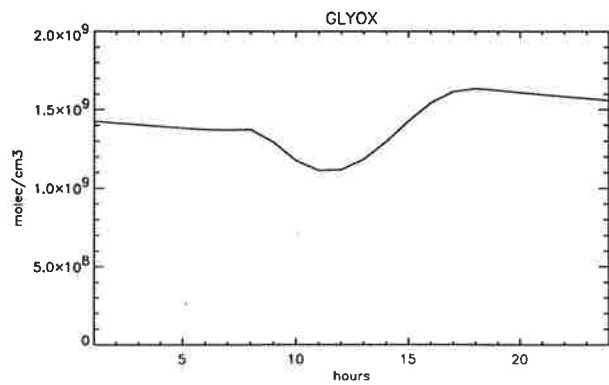
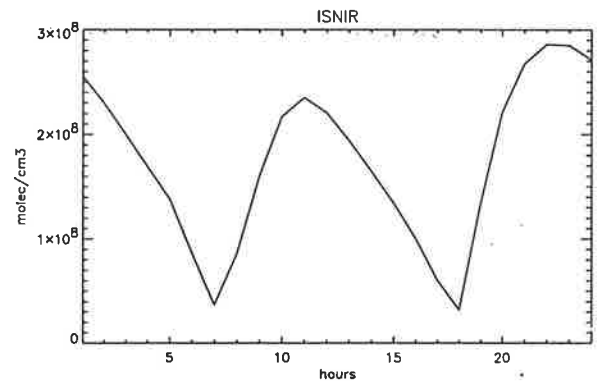
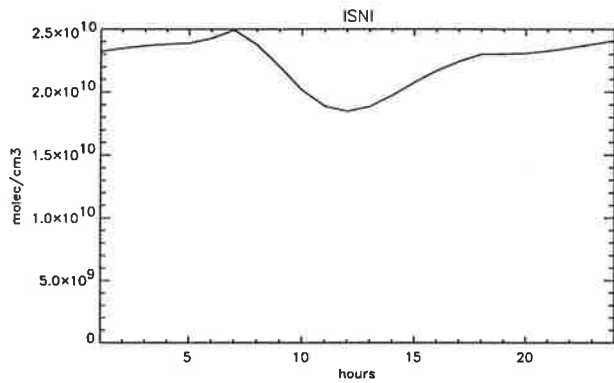
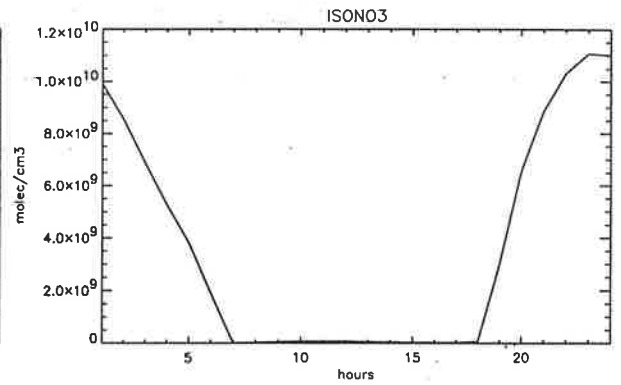
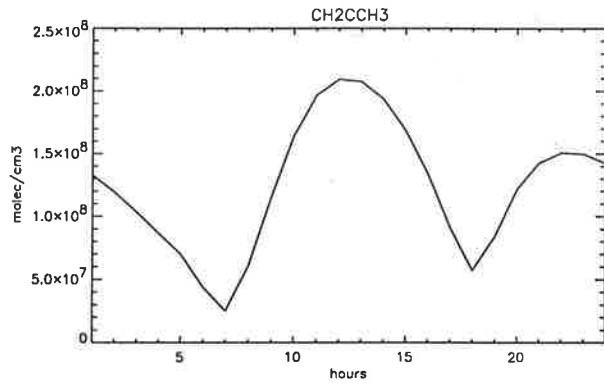
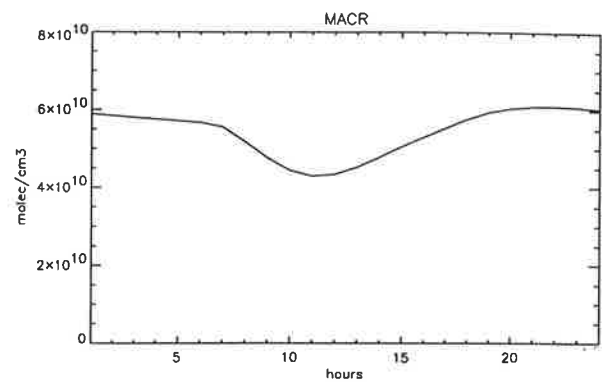
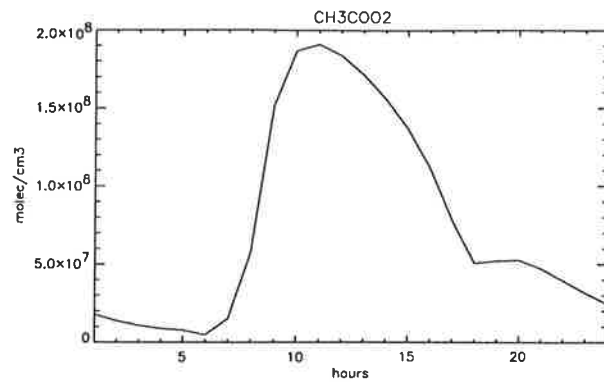
- EPA (1995) National air pollutant emission trends 1900-1994. Research Triangle Park, NC, Environmental Protection Agency (EPA-454/R-95-011).
- Fehsenfeld, F., J. Meagher, E. Cowling (Eds.) (1994) Southern Oxidant Study, 1993 data analysis workshop report. North Carolina State University.
- Gillani, N.V., Kohli S., Wilson, W.E. (1981) Gas-to-particle conversion of sulfur in power plant plumes - I. Parameterization of the conversion rate for dry, moderately polluted ambient conditions. *Atmos. Environ.*, *15*, 2293-2313.
- Gillani, N.V., and Wilson, W.E. (1983a) Gas-to-particle conversion of sulfur in power plant plumes - II. Observations of liquid-phase conversions. *Atmos. Environ.*, *17*, 1753-1763.
- Gillani, N.V., Colby J.A., and Wilson, W.E. (1983b) Gas-to-particle conversion of sulfur in power plant plumes - III. Parameterization of plume cloud interactions, *Atmos. Environ.*, *17*, 1753-1763.
- Gillani, N.V., and Pleim, J.E. (1996) Sub-grid-scale features of anthropogenic emissions of NO_x and VOC in the context of regional Eulerian models. *Atmos. Environ.*, *30*, 1352-2310.
- Irwin, J.S. (1983) Estimating plume dispersion - a comparison of several sigma-schemes. *J. Climate Appl. Meteor.*, *22*, 92-114.
- Johansson., C., and Granat, L. (1986). An experimental study of the dry deposition of nitric acid to snow. *Atmos. Environ.*, *20*, 1165-1170.
- Kleinman, L.I., Daum, P.H., Springston, Y.N., Newman, L., Leitch, W.R., Banic, C.M., Isaac, G.A., Macpherson, J.I. (1996) Measurement of O₃ and related compounds over southern Nova Scotia. 1. Vertical distributions. *J. Geophys. Res.*, *101*, 29.043-29.060.
- Meixner, F.X., Franken, H.H., Duijzer, J.H., and van Aalst, R.M. (1987). Dry deposition of gaseous HNO₃ to a pine forest. In: *16th International Technical Meeting on Air Pollution and its Applications. Proceedings*. Lindau, Germany, NATO Committee on Challenges of the Modern Society.
- Semb, A., Knudsen, S., Kraabøl, A.G., Schjoldager, J., Solberg, S., and Walker, S.E. (1996) Effects of the Norwegian oil industry's emission in the North Sea on ozone exposure levels and nitrogen deposition in Southern Norway. Kjeller (NILU OR 58/95).
- Tørseth, K. and Pedersen, U. (1994). Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Kjeller (NILU OR 16/94).
- Venkatram, A., Strimaitis, D. and Discristofaro, D. (1984) A semiempirical model to estimate vertical dispersion of elevated releases in the stable boundary layer. *Atmos. Environ.*, *18*, 923-928.

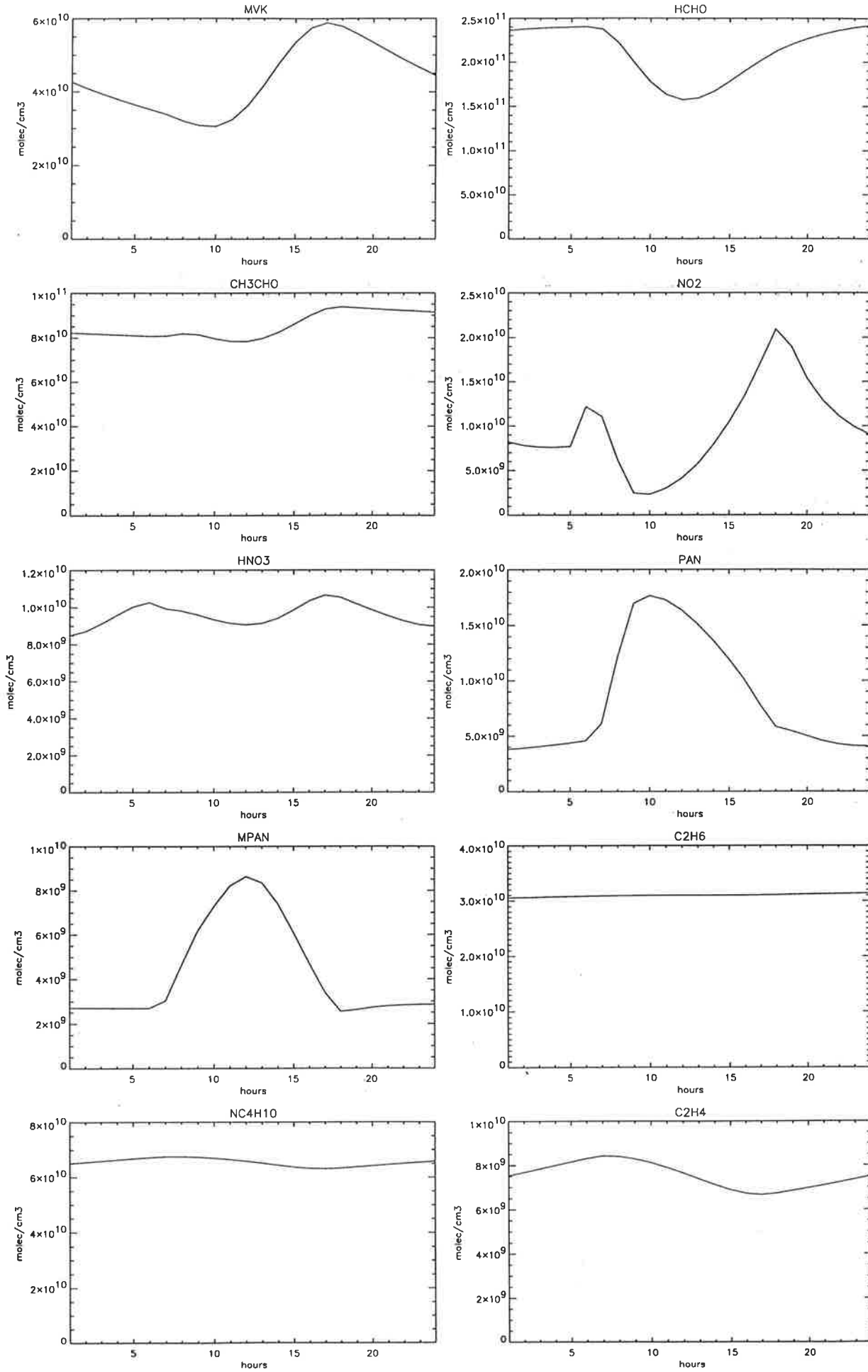
Vedlegg A

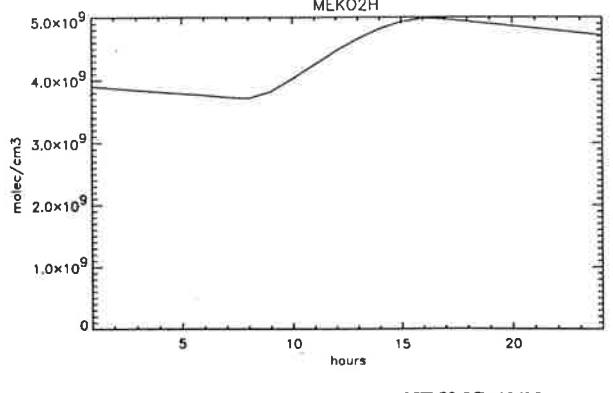
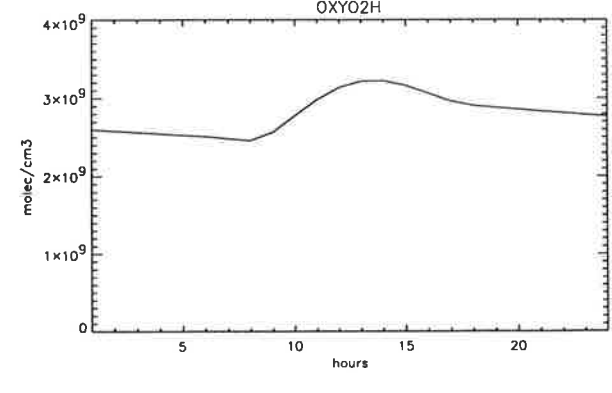
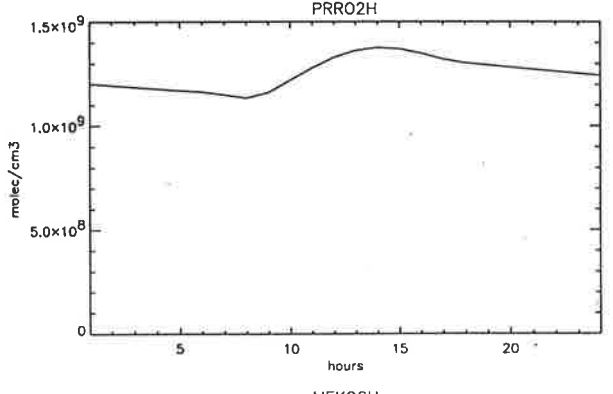
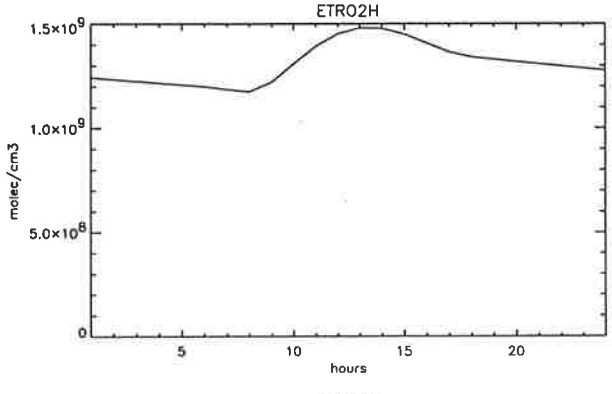
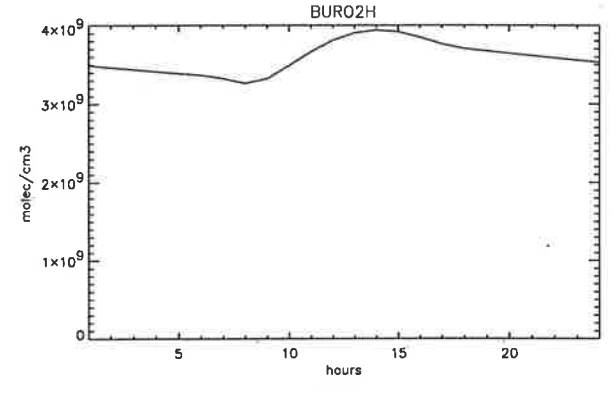
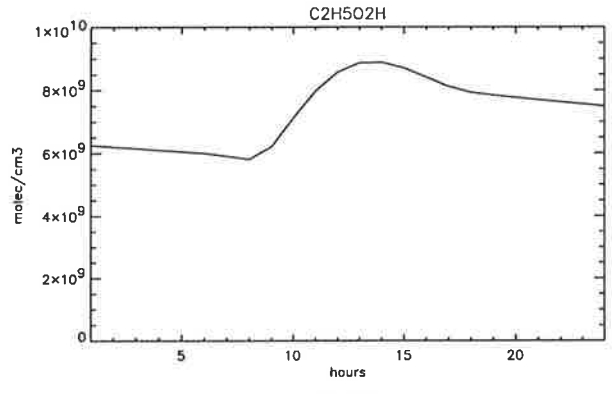
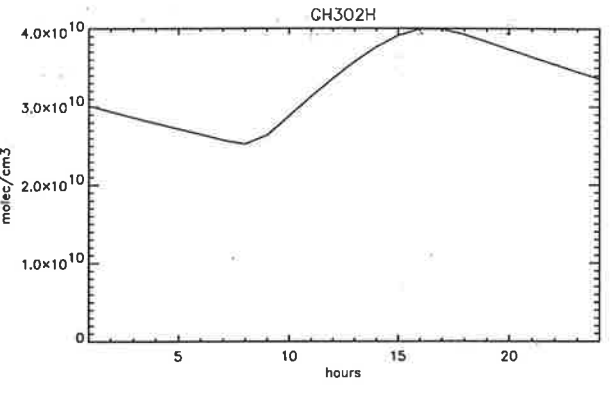
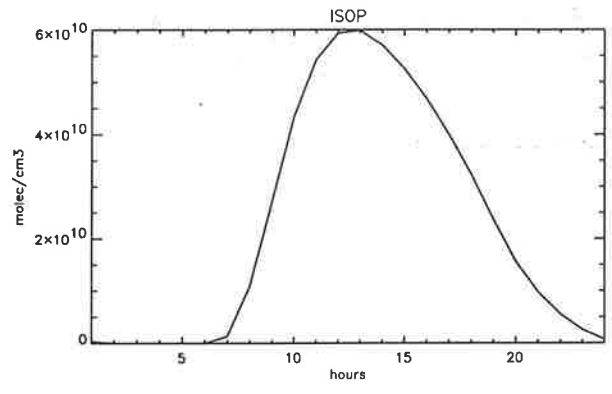
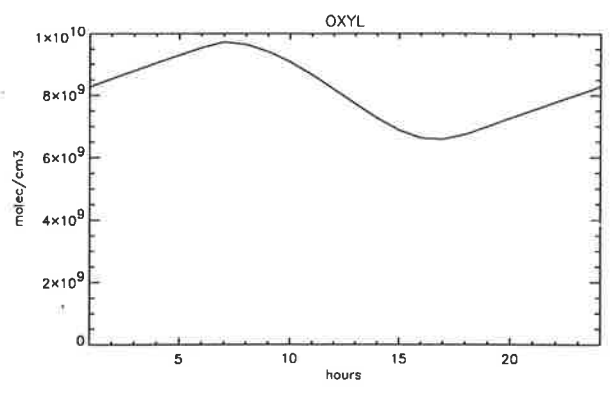
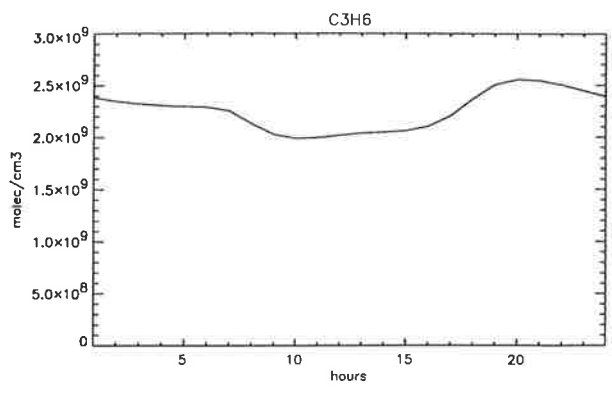
Bakgrunnskonsentrasjoner

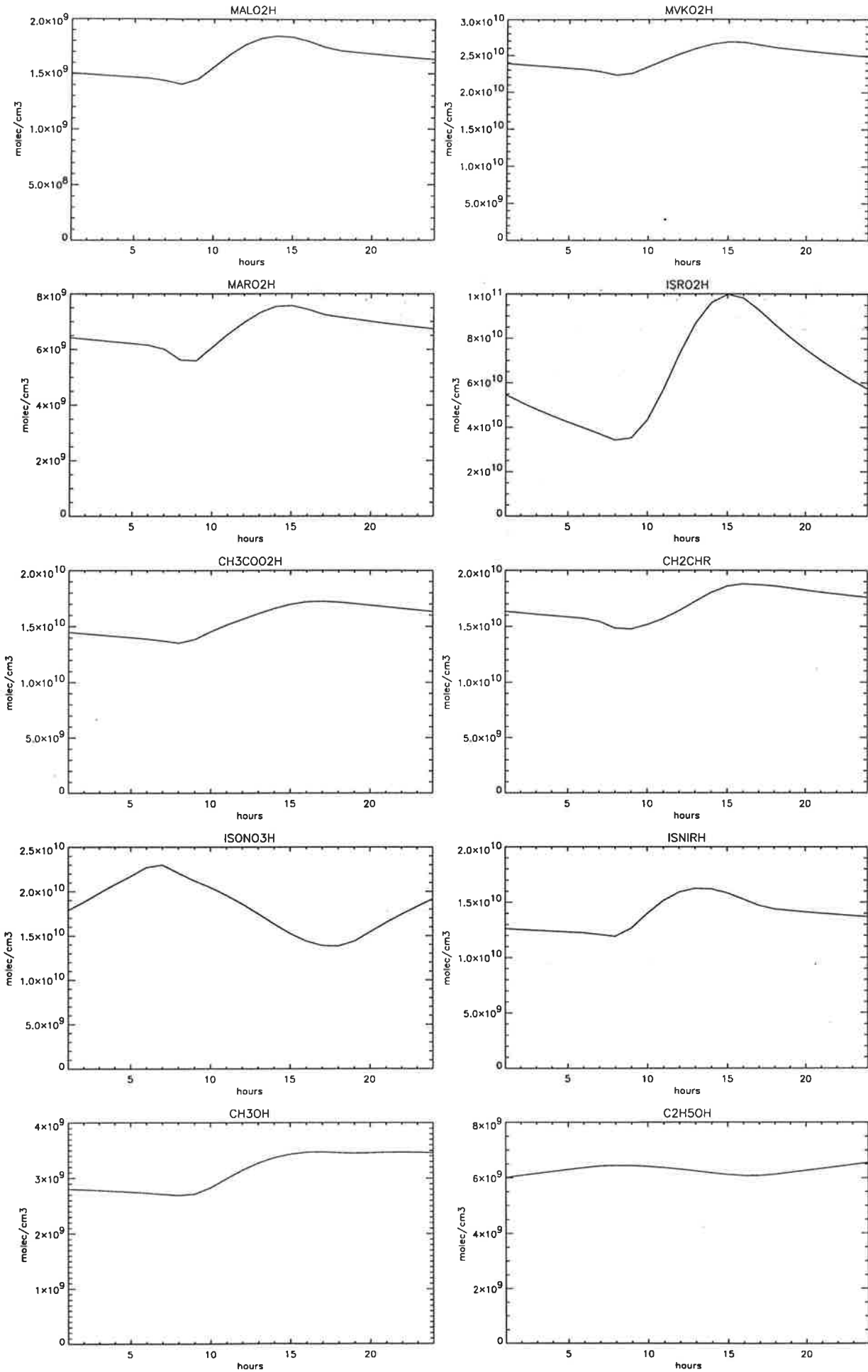


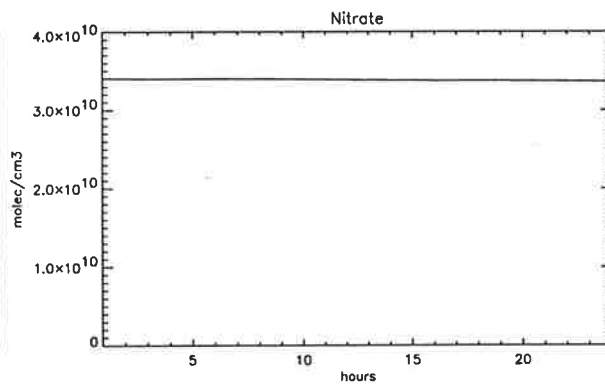
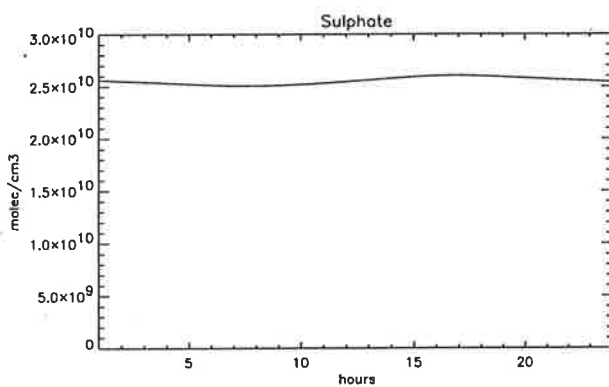
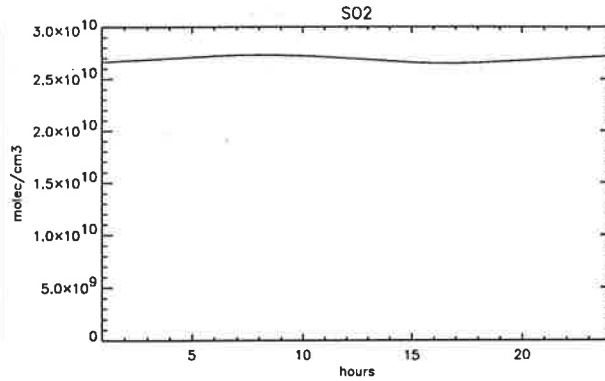
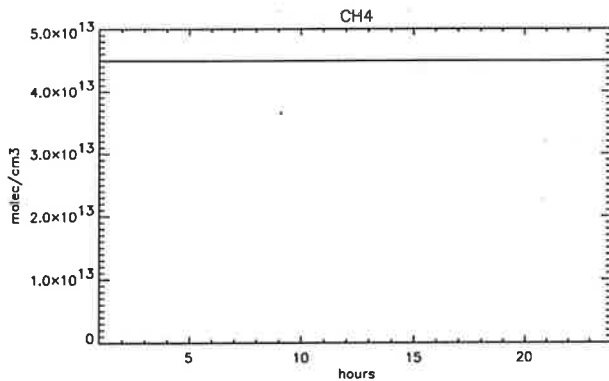
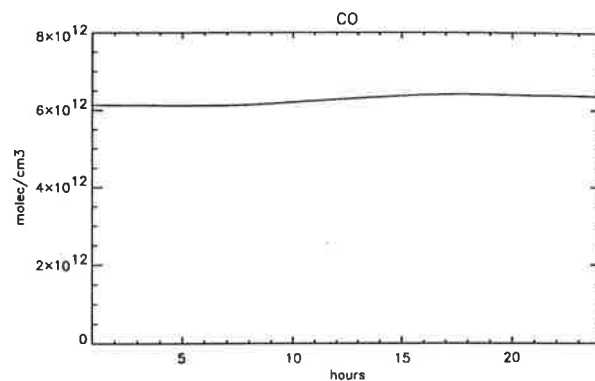
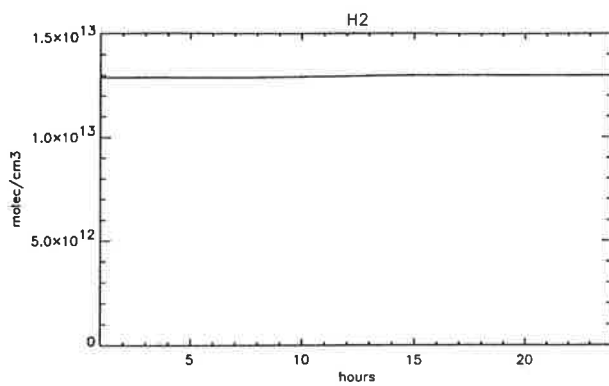












Vedlegg B

Teknisk beskrivelse av Fotoplume

B.1. The EMEP Photo-oxidant model

The EMEP model (Simpson, 1993) is a one-layer Lagrangian trajectory model which has been developed to describe regional formation and long-range transport of air pollutants in Europe.

Emissions and meteorological data are gridded in a special geographical grid with 150*150 km² squares. Annual emissions are reported by the Parties to the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. These are given as national totals, but many countries also report emissions in 150*150 km² or 50*50 km² grids. The Norwegian Meteorological Institute maintains a database of European emission data, and carries out the necessary additional work in estimating annual and diurnal variations, distribution of national total emissions in grid squares, and estimation of missing values. The status of the emission data are described in a separate report by Berge et al. (1995).

In order to conform with the model formulation, total non-methane hydrocarbons (NMHC) emissions are speciated into equivalent emissions of ethane, ethene, propene, n-butane, o-xylene and isoprene. Natural emissions of volatile organic hydrocarbons are also included (Simpson, 1994).

The meteorological information is prepared from the international meteorological observational network with the help of the Norwegian Meteorological Institute's numerical forecasting model. Of particular importance is the wind force and direction, which is given in the 925 hPa pressure level, corresponding to about 700 m a.s.l.

The chemical scheme involves about 70 different compounds, and more than 150 chemical reactions. It has been tested against more comprehensive chemical reactions systems, and has been found to simulate adequately both the chemical breakdown of hydrocarbons and the formation of ozone. More recently, the model predictions have been tested against measured concentrations of hydrocarbons, and aldehydes and ketones at several measurement sites in Europe. Good agreement has been obtained, particularly for aldehydes (Solberg et al., 1995).

The EMEP model is used to determine the background concentrations, into which the nitrogen oxides and volatile organic hydrocarbons from the activities related to oil and gas extraction are injected. Concentrations are calculated to the center of each grid in the North Sea every 6 hours, following the 96 hours back trajectories arriving at these points. The initialisation procedure has been simplified somewhat in relation to the EMEP model, in that typical measured concentrations are taken as initial concentration values.

The EMEP model is also used to calculate the background concentration values of ozone and nitrogen oxides for the selected receptor points in Norway. Emissions in the North Sea were set to zero in all the EMEP model runs.

B.2. The photochemical plume model

A special model called FOTOPLUME has been used to simulate the dispersion and the chemical reactions downwind of emission sources in the North Sea. Both nitrogen oxides and VOCs are released in relatively high concentrations, e.g. in the exhaust gases from gas turbines, where the concentration of nitrogen oxides are several hundred parts per million. Subsequent dilution with the surrounding air is determined by the atmospheric turbulence, which causes the plume to increase its width and height, until it is more or less evenly dispersed within the mixing layer within a few hours. The lateral dimensions are also increased, within the same time frame, up to a few kilometres.

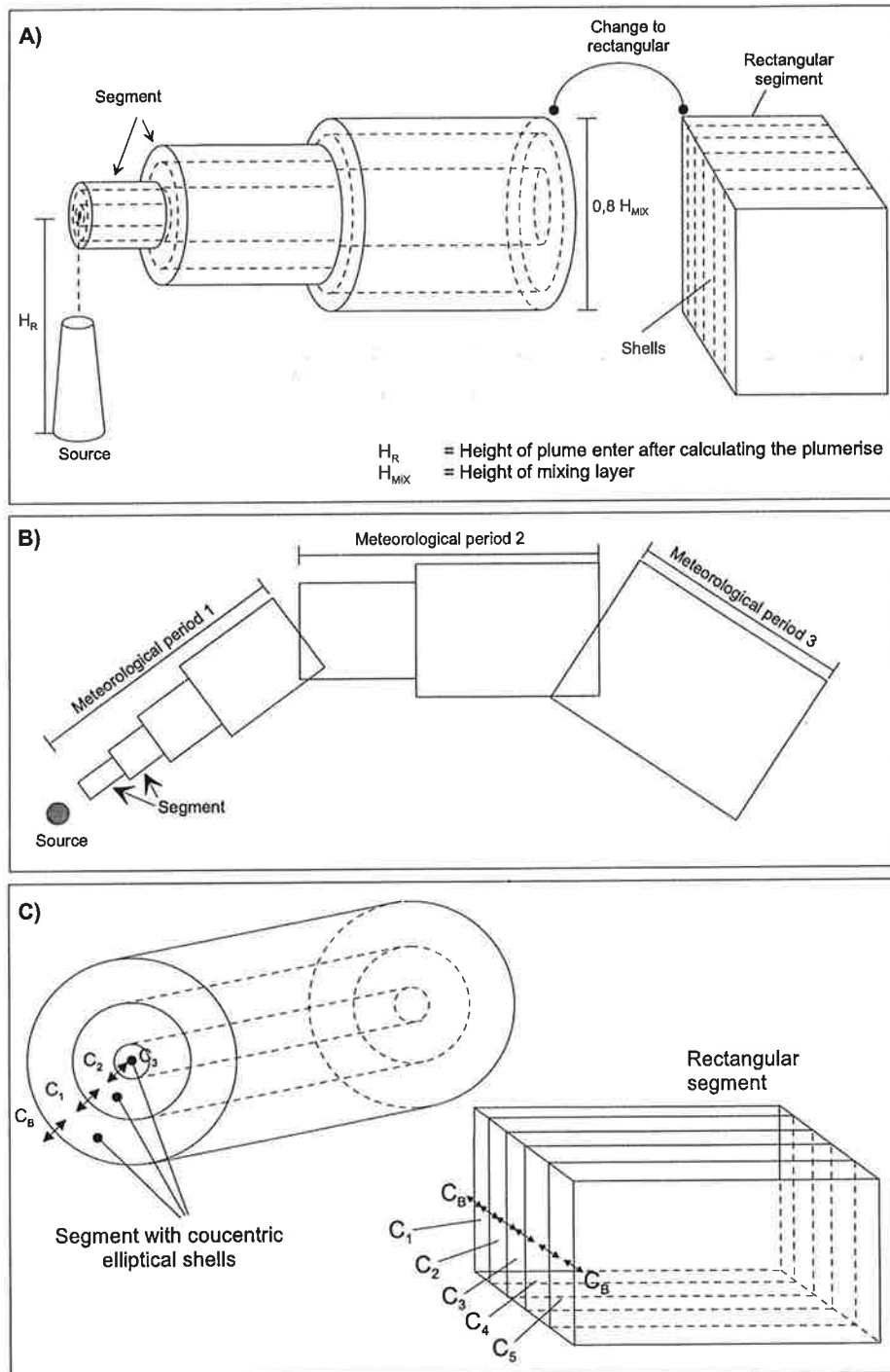
In order to describe the chemical reactions of the nitrogen oxides and the volatile organic compounds emitted from the platforms and other installations, it was considered important to describe this mixing with the external air as correctly as possible, because the formation of ozone by photochemical reactions depends critically on the concentrations of nitric oxide and nitrogen dioxide in relation to the concentrations of the other reacting species.

Figure B2 (a,b) shows how the dispersion from a point source is simulated by stepwise expanding segments. The plume is divided into segments along the mean advection axis. The length of this axis corresponds to the time resolution of the plume expansion, which is 15 minutes. The width and height of the elliptic cylinder segments are determined from plume dispersion parameters, which have been taken from the meteorological data. In order to simulate the concentration variations across the plume, each segment is divided into several shells. As the segments expand due to mixing with the air outside the plume, some simplifications and changes of the geometry are necessary. When the width of the plume equals the length of the segment, that segment will be added to the segment which was emitted in the preceding timestep. Another rearrangement occurs when the vertical extension of the plume has increased to 80% of the height of the mixing layer. The concentric shells are then replaced by rectangular blocks, with a height corresponding to the mixing layer, as shown in Figure B2 (a and c). This is in accordance with the real situation, which results in relatively homogeneous vertical distribution, when the plume has been mixed down to the surface layer, and avoids rapid changes in the chemical composition within the individual cells, which would have caused computational difficulties.

Both the shells and the rectangular blocks expand in timesteps as a function of the dispersion parameters. In addition, there is also exchange of gases and particles by diffusion between the shells, and between the outer shell and the background air. Photochemical reactions are simulated for each segment and shell, with timesteps which are chosen so that the computational solutions are stable. The photochemical reaction scheme and the reaction rates are identical with the reaction scheme in the EMEP model.

The segments are advected with the wind taken from the EMEP model, which changes every 6 hours. Because the wind field changes with the location in the

EMEP grid, the plumes will travel along curved trajectories. No interpolation of the wind strength or direction is made within the 6-h time intervals, however. The results may be listed in files for the respective shells as a function of time. This procedure has been used in the case studies, where the course of reactions and the concentration patterns were of particular interest. For the model runs covering the entire period April-September 1992, results have been listed in special files for the defined receptor points, in such a way that if one of the plumes were located at the receptor point, the concentrations in the relevant shell and the time was stored. This procedure was necessary in order to reduce the output of data from the model calculations.



*Figur B1: Graphical representation of the dispersion model.
 A) The plume segments in perspective.
 B) The plume seen from above.
 C) One segment with shells.*



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGRAPPORT	RAPPORT NR. OR 49/98	ISBN 82-425-1005-9 ISSN 0807-7207	
DATO 2.10.98	ANSV. SIGN. <i>Øystein Hov</i>	ANT. SIDER 48	PRIS NOK 75,-
TITTEL Validering og forslag til forbedring av modellen Fotoplume Forstudie		PROSJEKTLEDER S. Solberg	
		NILU PROSJEKT NR. O-97074	
FORFATTER(E) Sverre Solberg, Arne Semb, Sam-Erik Walker og Svein Knudsen		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF. Karl Henrik Bryne	
OPPDRAKSGIVER Oljeindustriens landsforening (OLF) Postboks 547 4001 STAVANGER			
STIKKORD Modellvalidering	Oksidanter	Punktutslipp	
REFERAT På oppdrag fra Oljeindustriens landsforening (OLF) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) arbeidet med å validere og vurdere den fotokjemiske spredningsmodellen Fotoplume som tidligere har vært benyttet til å beregne virkningen av utslipp i Nordsjøen på ozon og forsurende forbindelser i Sør-Norge. På bakgrunn av sammenlikning med målinger, sensitivitetstester og teoretiske betraktninger presenteres en del konkrete forslag til forbedringer av modellen.			
TITLE Validation and suggestions for development of the model Fotoplume			
ABSTRACT The report presents a validation of the photochemical plume model FOTOPLUME, developed by NILU, on behalf of OLF. Sensitivity tests based on comparison between model calculations and measurements are discussed.			

* Kategorier: A Åpen - kan bestilles fra NILU
 B Begrenset distribusjon
 C Kan ikke utleveres