

NILU : OR 6/96
REFERANSE : O-95062
DATO : JANUAR 1996
ISBN : 82-425-0738-4

**Utslipp fra
petroleumsrelatert
aktivitet på Haltenbanken**

**Bidrag til fotokjemisk
oksidantdannelse og forsuring**

**Svein Knudsen, Mona Johnsrud,
Sverre Solberg, Sam Erik Walker
Brit Lisa Skjelkvåle**

NILU : OR 6/96
REFERANSE : O-95062
DATO : JANUAR 1996
ISBN : 82-425-0738-4

Utslipp fra petroleumsrelatert aktivitet på Haltenbanken

**Bidrag til fotokjemisk
oksidantdannelse og forsuring**

**Svein Knudsen*, Mona Johnsrud*,
Sverre Solberg*, Sam Erik Walker*
Brit Lisa Skjelkvåle****

* Norsk institutt for luftforskning (NILU)
** Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Innhold

	Side
Sammendrag og konklusjon	3
1. Innledning.....	9
2. Anbefalte luftkvalitetskriterier og tålegrenser	9
3. Utslippoversikt.....	13
4. Modellbeskrivelse og beregningsgrunnlag	15
4.1 Bakgrunnskonsentrasjoner	16
4.2 Spredningsmodellen.....	17
5. Modellberegninger	19
5.1 Beregninger av virkninger av utslippsreduksjoner på fotokjemisk aktivitet i røykfaner fra Haltenbanken.....	19
5.2 Beregninger av avsetning og påvirkningen av konsentrasjonsnivået av ozon og forsurende komponenter	22
5.2.1 Avsetning av nitrogenforbindelser og forsuring.....	23
5.2.2 Konsentrasjoner av nitrogenforbindelser i luft.....	31
5.2.3 Konsentrasjoner av ozon i luft.....	32
6. Behov for videre arbeid.....	34
7. Referanser.....	35
Vedlegg A Avsetningsprosesser	37
Vedlegg B Reaksjoner i atmosfæren	45
Vedlegg C Beskrivelse av EMEP-modellen	51
Vedlegg D Beregninger av reaksjonsforløpet i et segment fra utslipp på Åsgard (turbin, dieselmotorer, fakling).....	55
Vedlegg E Utslippoversikt	79

THE UNIVERSITY OF THE STATE OF NEW YORK
OFFICE OF THE STATE CLERK
STATE CAPITAL BUILDING
ALBANY, NEW YORK 12247

Sammendrag og konklusjon

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har på oppdrag fra Den norske Stats oljeselskap a.s. (Statoil) undersøkt virkningene av utslipp av nitrogenoksider og hydrokarboner til luft fra Haltenbanken (Draugen, Heidrun, Njord, Norne) og Åsgard, med utgangspunkt i meteorologiske data fra 1990. Dette arbeidet omfatter beregninger av fotokjemiske reaksjoner, resulterende luftkvalitet og avsetning til bakken. Det er beregnet konsentrasjonsfordelinger av nitrogen-forbindelser og ozon som følge av utslipp fra oljeaktiviteten på Haltenbanken og Åsgard. Det er også gjort beregninger basert på mulige reduksjoner i de planlagte utslippene fra Åsgard. Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI) har fremskaffet beregnede meteorologiske felter og bakgrunnskonsentrasjoner hver 6. time i 150×150 km² ruter for 1990. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har vurdert bidraget fra de forskjellige utslippsscenarioene til forsurening av ferskvann og en eventuell overskridelse av tålegrensene i det belastede området. SNOW a.s. har fremskaffet utslippsoversikten.

Regulære utslipp til luft

Offshore virksomheten på Haltenbanken har utslipp til luft fra følgende prosesser:

- Gassturbiner for kraftgenerering
- Dieselmotorer
- Fakling
- Bøyelasting
- Båttransport
- Helikoptertransport

Det var båtaktivitetene som hadde de største utslippene av nitrogenoksider, og utslippene fra "shuttle"-tankbåtene var her dominerende. Turbinene hadde det største NO_x-utslippet fra plattformene. For gassturbinene er det forutsatt lav NO_x teknologi for enkelte turbiner på Åsgard. Dette har redusert utslippene fra disse turbinene med opptil 80% i forhold til tradisjonell brennerteknologi. Utslippet av hydrokarboner skyldes hovedsakelig bøyelasting og var stort i nasjonal sammenheng. Tabell A oppsummerer utslippene fordelt på feltutslipp og utslipp fra bøyelasteskip for de tre utslippsalternativene: Haltenbanken uten Åsgard, Åsgard og Haltenbanken med Åsgard.

Disse utslippstallene er basis for beregningene. De reelle utslippstallene ved utbygging kan avvike fra dette pga. endringer i teknologivalg.

Tabell A: *Utslipp fra alle kilder på Haltenbanken uten Åsgard, utslipp fra Åsgard og utslipp fra Haltenbanken, totalt og fordelt på utslipp fra bøyelasteskip og fra feltene.*

Enhet: Tonn pr. år. (Kilde: SNOW as 1995 og Statoil).

		NO _x *)	CO	Metan	NMVOG	SO ₂
Haltenbanken uten Åsgard	Felt**	6978	1116	973	1551	94.6
	Bøyelasteskip	3711	231.5	1490.1	34974	148.4
	Sum	10689	1487	2463	36525	243
Åsgard	Felt**	2112	623	1910	1264	251.9
	Bøyelasteskip	1804	180	108	9722	72.2
	Sum	3916	803	2018	10986	324.1
Haltenbanken alle utslipp	Felt**	9090	1739	2883	2815	346
	Bøyelasteskip	5515	412	2570	44696	221
	Sum	14605	2291	4481	47511	567

*) NO_x regnet som NO₂.

***) Felt inkluderer plattformer, produksjonsskip, helikoptertrafikk, lagringskip og stand by skip.

Sammenligning med andre norske kilder er vist i tabell B. Tabellen viser at utslippene fra Haltenbanken (alle utslipp) er betydelige sammenlignet med det totale utslippet på norsk sokkel i 1992. For hydrokarboner skyldes dette bøyelasting og for nitrogenoksider både gassturbiner og tankbåter. Utslippene av nitrogenoksider fra Haltenbanken innebærer en økning av utslippene fra oljevirkosheten på norsk sokkel med 34 prosent, mens utslippene fra Åsgard utgjør en økning på 12.5 prosent. Utslippene av NMVOG fra Haltenbanken utgjør 39 prosent av utslippene fra oljevirkosheten offshore og 16.7 prosent av de øvrige nasjonale utslippene. De respektive tall for Åsgard er 8.9 og 3.8 prosent.

Tabell B: *Utslipp fra Haltenbanken (alle utslipp), Haltenbanken uten Åsgard og Åsgard sammenlignet med andre kilder i Norge.*

Enhet tonn/år. Andel utslipp fra norsk sokkel i 1992 (%) i parentes.

Utslippskilde	NO _x *)	CO	Metan	NMVOG
Haltenbanken med Åsgard	14 605 (47)	2 291	4 481	47 511 (39)
Haltenbanken uten Åsgard	10 689 (34)	1 487	2 463	36 525 (30)
Åsgard	3 916 (12.5)	803	2 018	10 986 (8.9)
Utslipp offshore, norsk sokkel 1992	31 300	-	114 000	122 400
Årlige utslipp fra norsk fiskeflåte nord for 62° N	2 500	1 800	-	1 000
Årlige norske utslipp	220 000	600 000	280 000	284 000

*) NO_x regnet som NO₂

Haltenbankens og Åsgards bidrag til økt forsuring av ferskvann.

Forsuring av ferskvann og jordsmonn forårsakes i Norge hovedsakelig av atmosfærisk tilførsel av svovelkomponenter, men under gitte forutsetninger kan nitrogen også bidra til forsuring på lik linje med svovel. Utslippene av svovel-forbindelser fra Haltenbanken er små og er derfor ikke tatt med i denne diskusjonen. Den direkte avsetningen av nitrogenoksider er liten, fordi disse er tungt løselig i vann. Bidraget til konsentrasjonene av nitrogendioksid på land som følge av utslipp på Haltenbanken vil være lite påvirket. Nitrogenoksidene må omdannes kjemisk for at nitrogenet skal avsettes med nedbøren. Dette skjer blant annet ved reaksjoner der ozon inngår. Det meste av nitrogenoksidene som blir sluppet ut fra Haltenbanken vil være omdannet til nitrat (HNO_3) innen luften kommer over land. Disse stoffene er lett løselige i vann og avsettes derfor med nedbøren. Den beregnede maksimale avsetningen av nitrogen var 46 mgN/m^2 for utslipp fra alle kilder på Haltenbanken (1990). Den maksimale avsetningen av nitrogen fra Haltenbanken uten utslipp fra Åsgard var 37 mg N/m^2 pr. år og avsetningen av nitrogen fra utslipp på Åsgard ble beregnet til 29 mg N/m^2 (1990). Dette utgjør 1-6 % av den normale avsetningen av nitrogen til dette området som var ca. 490 mg N/m^2 pr. år (middel 1988-92).

De små forskjellene mellom de beregnede maksimale avsetningene av nitrogen ved utslipp på Haltenbanken og bare utslipp fra Åsgard skyldes at utslippene skjer over et stort område. Avstanden nord-sør fra Norne til Njord er ca. 200 km. Dette tilsier at røykfanene vanligvis ikke er på samme sted til samme tid. Dette fører til at det maksimale bidraget ved ellers sammenlignbare utslipp vil være like. Arealet som får det maksimale bidraget vil bli større ved utslipp fra alle kildene på Haltenbanken. Der det er to overlappende røykfaner er det valgt den røykfanen som gir høyest bidrag. Dette vil føre til at det beregnete bidraget er lavt.

Spredningsmodellene beskriver deponisjon av nitrogen over 25.000 km^2 i et ca. 40 km bredt belte langs kysten fra Bergen til Lofoten. I dette området har 4.500 km^2 i dag overskredet tålegrense med 0-60 mekv/m²/år. Disse overskridelsene er små og det er ikke registrert forsuringsskader i dag som følge av disse overskridelsene. Tålegrenseberegninger viser at nitrogen-utslipp fra Haltenbanken ikke bidrar til endring av overskredet areal og at den maksimale syretilførselen som følge av utslipp fra Haltenbanken er $3 \text{ mekv/m}^2/\text{år}$. Disse tallene er så lave at syre-bidraget fra Haltenbanken ikke forventes å gi noen innvirkning på forsuringssituasjonen i de berørte områdene. Beregningene er dessuten gjort ved å anta at all tilført nitrogen bidrar til forsuring. I et naturlig system som ikke er mettet på nitrogen slik som i de berørte områder, vil imidlertid mesteparten av det tilførte nitrogenet bli tatt opp i biologisk materiale i nedbørfeltene. Vi kan derfor konkludere med stor sikkerhet at N-utslipp fra Haltenbanken ikke vil ha innvirkning på forsuringstilstanden i vann i områder som er berørte av deponisjonen.

Haltenbankens bidrag til dannelsen av bakkenært ozon.

Bakkenært ozon er skadelig for planter og mennesker. Plantene får redusert tilvekst når konsentrasjonene av ozon kommer over visse grenser, og ozon nedsetter lungefunksjonen hos mennesker. Høye ozonkonsentrasjoner kan også forårsake betennelsesreaksjoner i luftveiene hos dyr og mennesker.

Ozon i troposfæren (nær bakken) dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske stoffer og nitrogenoksider under påvirkning av sollys.

Ozon i troposfæren har et varierende bakgrunnsnivå og forekommer dessuten episodisk med høye konsentrasjoner. Bakgrunnsnivået er vanligvis lavere enn anbefalte luftkvalitetskriterier, men likevel relativt høyt i forhold til kriteriene enn for de fleste andre luftforurensninger.

Beregningene viste at det var nitrogenoksid-utslippet som var den begrensende faktor for dannelsen av ozon for utslippene på Haltenbanken. Ved en halvering av feltutslippene av NMVOC på Åsgard, vil konsentrasjonen av ozon inne i røykfanen oftest påvirkes lite (reduisert med $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ved en halvering av nitrogenutslippet, vil ozonkonsentrasjonen normalt reduseres med $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bidraget fra Åsgard til ozonkonsentrasjonen i røykfanen vil vanligvis være av størrelsesorden $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel, men kan også være opptil $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avhengig av konsentrasjonene i den luften utslippene slippes ut i. Bakgrunnskonsentrasjonen av komponentene i atmosfæren er viktig for fotokjemiske reaksjoner i røykfanene.

SFT's anbefalte luftkvalitetskriterium for ozon er $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Utslippet fra Haltenbanken, inkludert utslipp fra Åsgard, ble beregnet til å bidra til at antall timer pr. år over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ øker med 27 timer på Voss, 26 timer på Kårvatn og 26 timer på Tustervatn. Fra Åsgard alene var tallene henholdsvis 20, 21 og 20 timer.

For vegetasjon er virkningen beregnet etter konseptet akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som differansen mellom timemiddelkonsentrasjonen og $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb), for hver time der konsentrasjonen overskrider $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregningsmetoden refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb). Tålegrensen for AOT40 er satt til 10 000 ppbh basert på 10 prosents vekstreduksjon i en seksmåneders periode fra april til og med september.

Det er målt konsentrasjoner av ozon på tre stasjoner i beregningsområdet. Tabell C gir en oversikt over målte AOT40 konsentrasjoner på disse stasjonene og det beregnede bidraget til AOT40-verdien fra Haltenbanken og Åsgard.

Tabell C: Målte verdier og beregnede bidrag til AOT40 verdien på tre steder i Norge.
Enhet: ppbh.

	Målte AOT40 verdier 1990	Beregnet bidrag fra Haltenbanken uten Åsgard (0 alternativet i 1990)	Beregnet bidrag fra Åsgard i 1990	Beregnet bidrag fra Haltenbanken inkludert Åsgard i 1990
Voss i Hordaland	9138	211	108	227
Kårvatn i Møre og Romsdal	990	244	91	257
Tustervatn i Nordland	4506	264	105	277

1) Beregningene tar utgangspunkt i 1990. Utslippene fra Haltenbanken er for år 2000.

I 1990 var de målte verdiene på disse stasjonene under tålegrensen på 10 000 ppbh.

Ozonkonsentrasjonene varierer mye fra år til år og i 1992 var AOT40 verdiene målt på Voss og Kårvatn henholdsvis 10165 og 15184 ppbh, som er over tålegrensen på 10 000 ppbh. Bidraget til AOT40-verdiene vil variere med bakgrunnsnivået. Med et høyere bakgrunnsnivå vil de beregnete bidragene også bli høyere.

Beregningene viser at VOC- og nitrogenoksid-utslippene fra feltene på Haltenbanken kan forårsake en belastning på 2-3% av tålegrensen for AOT40 langs kysten fra Bergen til Lofoten. Utslippene fra Åsgard alene vil utgjøre omlag 1% av grenseverdien for AOT40 i det samme området.

De relativt små forskjellene i bidrag til AOT40-verdien mellom utslipp fra Haltenbanken med og uten utslipp fra Åsgard skyldes antakelig effekten av et spredningsmodellen ikke tar for seg sammenblanding av røykfaner. Dette vil føre til en underestimert av konsentrasjonene i de tilfeller der røykfanene overlapper og bidraget fra Åsgard vil bli mindre pga. at det i disse tilfellene er valgt å ta med bare den røykfanen som gir størst bidrag.

Ved en reduksjon av nitrogenoksid utslippene på 10% fra plattformen og 30% fra "shuttle"tankerne, og 70% reduksjon av NMVOC fra bøyelasting på Åsgard var det beregnet ca 3 prosents reduksjon i AOT40 bidraget fra Åsgard.

Utslipp fra petroleumsrelatert aktivitet på Haltenbanken

Bidrag til fotokjemisk oksidantdannelse og forsurening

1. Innledning

Norsk Institutt for luftforskning (NILU) har på oppdrag fra Det Norske stats oljeselskap (Statoil) undersøkt virkningene av utslipp til luft av nitrogenoksider og hydrokarboner fra Haltenbanken generelt og Åsgård spesielt. Dette arbeidet omfatter undersøkelser av fotokjemiske reaksjoner i utslippene, og avsetningene til bakken. Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI) har fremskaffet beregnede meteorologiske felter og bakgrunnskonsentrasjoner hver 6. time i 150×150 km² ruter for 1990. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har vurdert bidraget fra disse utslippene til forsurening av ferskvann og en eventuell overskridelse av tålegrensene i det belastede området. SNOW a.s. har fremskaffet utslippsoversikten. Utslippsoversikten bygger på standard utslippsfaktorer fra OLFs miljøprogram i 1992.

2. Anbefalte luftkvalitetskriterier og tålegrenser

Ved vurdering av luftkvaliteten i et område er det vanlig å sammenligne målte og beregnede konsentrasjoner med luftkvalitetskriterier eller grenseverdier for luftkvalitet. SFT utarbeidet i 1977 et forslag til luftkvalitetskriterier for de mest alminnelig forekommende forurensningskomponentene (svoveldioksid (SO₂), sot, nitrogendioksid (NO₂) og fluorid).

En arbeidsgruppe oppnevnt av SFT la i 1982 fram forslag til luftkvalitetskriterier for stoffene SO₂, sot, NO₂, karbonmonoksid, fotokjemiske oksidanter og fluorider, på grunnlag av litteraturstudier om sammenhengen mellom luftforurensninger og skade på helse og miljø.

I 1992 gjennomførte en ny arbeidsgruppe oppnevnt av SFT en revisjon av kriteriearbeidet fra 1982. resultatet av revisjonen er lagt fram i SFT-rapport nr. 92:16, "Virkinger av luftforurensning på helse og miljø, anbefalte luftkvalitetskriterier".

Et forkortet sammendrag fra denne rapporten er gjengitt nedenfor:

"SFT-gruppen har på grunnlag av litteraturstudier beskrevet sammenhengen mellom luftforurensninger og skadevirkninger på helse og vegetasjon (dose-effektforhold) for stoffene nitrogendioksid (NO₂), nitrogenmonoksid (NO), ozon (O₃), svoveldioksid (SO₂), svevestøv, sure aerosoler, karbonmonoksid (CO), fluorider (F), bly(Pb) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Eventuelle effekter på materialer er også kort beskrevet.

For NO₂, ozon, SO₂, svevestøv, CO og fluorider har gruppen foreslått anbefalte luftkvalitetskriterier med hensyn til helseeffekter. For NO₂, ozon, SO₂ og fluorider har gruppen foreslått anbefalte luftkriterier med hensyn til effekter på vegetasjon, og for fluorider er det i tillegg foreslått et anbefalt luftkvalitetskriterium med hensyn til virkning på dyr.

Gruppen har foreslått anbefalte luftkvalitetskriterier for eksponeringsnivå som man ut fra nåværende viten antar befolkningen og miljøet kan utsettes for uten at alvorlige skadevirkninger oppstår. Det er forsøkt å ta hensyn til sårbare grupper i befolkningen/sårbare plantegrupper, og det er tatt hensyn til eventuellesamspilleffekter mellom den aktuelle komponenten og de andre omtalte forurensningskomponentene.

For flere av komponentene innebærer revisjonen ingen vesentlige endringer med hensyn til hva som anbefales som luftkvalitetskriterier. For enkelte komponenter derimot foreslår SFT- gruppen til dels betydelig skjerpede anbefalte luftkvalitetskriterier. Dette gjelder spesielt verdien for NO, med hensyn til helseeffekter.

Hovedårsaken til at de anbefalte luftkvalitetskriteriene for en del komponenter er skjerpet, er at nyere undersøkelser viser effekter på lavere nivåer enn tidligere kjent. Dessuten har SFT-gruppen, når det gjelder de helsebaserte anbefalte luftkvalitetskriteriene, funnet det påkrevet å anvende større usikkerhetsfaktorer for enkelte av komponentene.

Ved fastsettelse av de helsebaserte luftkvalitetskriteriene er det benyttet usikkerhetsfaktorer på mellom 2 og 5. Dette betyr at eksponeringsnivåene må opp i 2-5 ganger høyere enn de angitte verdiene før det med sikkerhet er konstantert skadelige effekter. De anbefalte kriteriene kan derfor ikke tolkes slik at nivåer over disse er definitivt helseskadelig, men det kan heller ikke utelukkes effekter hos spesielt sårbare individer selv ved nivåer under anbefalte luftkvalitetskriterier.

Arbeidsgruppen gjør videre oppmerksom på at forurenset luft vanligvis også inneholder andre skadelige komponenter enn dem som her er omtalt. Overholdelse av de anbefalte luftkvalitetskriteriene er derfor ingen garanti for at forurenset luft er uten skadevirkninger."

Tabell 1 gir anbefalte luftkvalitetskriterier for stoffer som er aktuelle i undersøkelsen for Haltenbanken.

Tabell 1: Anbefalte luftkvalitetskriterier.

Komponent	Måleenhet	Virknings- område	Midlingstid								
			15 min.	1 t	8 t	24 t	30 d	6 mnd.	1 år		
NO ₂	µg/m ³	Helse Vegetasjon	500	100							
Ozon	µg/m ³	Helse Vegetasjon		100 150	80 60	75			50	30	
SO ₂	µg/m ³	Helse ⁴⁾ Helse ⁵⁾ Vegetasjon	400								
CO	mg/m ³	Helse	80	25	10						

1) Gjennomsnittlig 7-timers middel (kl 0900-1600) for vekstperioden

2) Svevestøv med diameter (<10 µm)

3) Finfraksjon svevestøv (<2,5 µm)

4) Hvor SO₂ er helt dominerende forurensning

5) I samspill med svevestøv og annen forurensning

Tålegrenser for ozon baseres på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (40ppb) for hver time der ozonkonsentrasjonen overskrider $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb) og har vist å gi gode statistiske sammenhenger for en rekke dose-respons forsøk. Tålegrensen for AOT40 er satt til 10 000 ppbh (20 000 μgh) basert på 10 prosents vekstreduksjon i "open chamber" eksperiment for 6 arter i en seksmånedersperiode fra april til og med september. For jordbruksvekster er AOT40 verdien satt til 5000 ppbh akkumulert over en tremånedersperiode.

Disse AOT40 verdiene er overskredet på de fleste stedene i sør Norge.

Tålegrensen for nitrogen for overflatevann er basert på vannets syrenøytraliserende kapasitet, ANC (Acid Neutralizing Capacity). Denne størrelsen er definert som differansen mellom konsentrasjonene av basekationer (kalsium, magnesium, natrium og kalium) og sterke syrers anioner (klorid, sulfat og nitrat). ANC er en funksjon av vannets innhold av bikarbonationer, hydrogenioner, uorganiske aluminiumioner og organiske anioner.

Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av svovel og nitrogen til et økosystem er definert slik (Nilsson og Grennfelt, 1988):

"Den høyeste konsentrasjon av sure forbindelser som ikke vil forårsake kjemiske endringer som fører til skadelige effekter på økosystemets struktur og funksjon på lang sikt".

Dersom tilførslene av nitrogen gir høyere konsentrasjoner av sterke syrers anioner enn basekationer i avrenningsvannet, blir ANC negativ. For å unngå skader på vannorganismer må vannet ha en viss ANC-verdi, og denne er definert ved ANC_l (l =limit). For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en verdi for ANC_l . Denne verdien har tidligere vært basert på informasjon om vannkjemi og fiskestatus basert på resultater fra "1000-sjøers undersøkelsen" i 1986 (Henriksen et al. 1988) og har vært satt lik $20 \mu\text{ekv}/\text{l}$. Den naturlige ANC-verdien kan i mange tilfeller med svært tynn vannkvalitet være mindre enn $20 \mu\text{ekv}/\text{l}$ og ANC_l vil være lik verdien for innsjøen, og tålegrensen blir følgelig lik null d.v.s at vannet tåler ingen tilførsler av forsurende komponenter uten å forsure. Det viser seg imidlertid at i områder med lite sur nedbør, kan ANC_l være lik null uten at det gir skader på f.eks. fisk, mens i områder med store tilførsler av sur nedbør vil man kunne se store skader på fiske-bestander ved den samme ANC-verdien. For ikke å underestimere tålegrensene ved å bruke en fast ANC verdi på $20 \mu\text{ekv}/\text{l}$ har man inført en variabel ANC som er en funksjon av svoveldeposisjonen - ANC_{ii} . ANC_{ii} er null i områder med liten deposisjon, og stiger til $50 \mu\text{ekv}/\text{l}$ i områder med høy deposisjon. Effekten av denne funksjonen er at man reduserer arealer med over-skredet tålegrense i områder som mottar lite sur nedbør. Tålegrensen er pr. 1990 overskredet i 30% av Norges areal (Henriksen et al. 1992, 1996).

3. Utslippsoversikt

Utslipp av forurensninger i atmosfæren skjer fra en lang rekke naturlige og antropogene kilder. Forbrenning av fossilt brensel er den viktigste kilden til forurensning av svovel og nitrogenforbindelser i Europa. I tidsrommet 1950-1970 var det en markert økning av utslippene av både svoveldioksid og nitrogenoksider. I følge data fra DNMI som er samlet i forbindelse med EMEP-programmet, er utslippene av svoveldioksid i Vest-Europa redusert med rundt 50% fra 1980 til 1993. I samme tidsrom er utslippene i Øst-Europa redusert med rundt 30%. Utslippene av nitrogenoksider har i samme tidsrom endret seg lite. Ammoniumtilførselen har økt siden midten av 50 tallet som følge av veksten i landbruksproduksjonen og et mer intensivt husdyrhold i Europa. Fra 1975 er imidlertid økningen liten. Den årlige totaltilførselen av svovel-S til Norge er anslått til ca 135 000 tonn og summen av nitrat-N og ammonium-N til ca 112000 tonn. Til sammenligning er avrenning av nitrogen- forbindelser fra landbruk og kloakk beregnet til ca 40000 tonn pr. år for hele Norge.

SNOW a.s. har samlet inn utslippsdata fra den eksisterende aktiviteten og den planlagte utbygningen på Haltenbanken. Det er gitt estimater for utslipp i år 2000. Utslippsoversikten inneholder utslipp fra følgende felter:

- Draugen
- Heidrun
- Njord
- Norne (Trænabanken)
- Åsgard

Utslippene i tilknytning til Haltenpipe (Heidrun til Tjeldbergodden) og gass-eksportørret fra Åsgard ligger delvis inne i utslippene fra de forskjellige plattformene. Det er også tatt med utslipp fra "shuttle tankers" og annen skipstrafikk relatert til oljevirkosomheten. Det er spesifisert 54 kilder på Haltenbanken. For en mer detaljert beskrivelse av utslippene og utslippsfaktorer henvises til rapporten "NOx spredningsstudie for Haltenbanken, Innsamling av grunnlagsdata" utgitt av SNOW a.s. Utslippstallene er basert på standard utslippsfaktorer fra Oljeindustriens Landsforening (OLF), og de reelle utslippene ved utbygging kan derfor avvike fra dette dersom annen teknologi blir tatt i bruk.

Det er utført spredningsberegninger for følgende utslipps-scenarier:

- Haltenbanken
 - Draugen
 - Heidrun
 - Njord
 - Norne
 - Åsgard
- Haltenbanken (0-alternativ)
 - Draugen
 - Heidrun
 - Njord
 - Norne
- Åsgard

Utslippene som er lagt til grunn for beregningene er summert i tabell 2. Det er i tillegg gitt en oversikt over norske nasjonale utslipp i 1992 og andre relevante utslipp. Utslippsoversikten viser at det er forholdsvis store utslipp av hydrokarboner. Dette skyldes hovedsakelig bøyelasting på feltet der det er store utslipp av hydrokarboner. Sammenlignet med utslippene av nitrogenoksider i Norge i 1992 er utslippene av nitrogenoksider også store. Dette skyldes utslippene fra "shuttle" tankbåtene som står for ca. 1/3 av utslippene av nitrogenoksider.

Utslippene av svovelkomponenter er lavt, men er tatt med i beregningen av overskridelser av tålegrensene.

Tabell 2: Årlige utslipp til luft fra felt på Haltenbanken og Åsgard sammenlignet med andre utslipp i Norge.
Enhet: tonn pr. år.

	NO _x *	CO	Metan	VOC	SO ₂
Haltenbanken og Åsgard	14605	2291	4481	47512	
Haltenbanken (0-alt.)	10689	1487	2463?	36525	567.2
Åsgard	3916	803	2018	10986	324.1
Utslipp offshore, norsk sektor 1992	31300	-	11400	122400	
Utslipp fra norsk fiskeflåte nord for 62° N	25000	1800	-	1800	
Norske totale utslipp i 1992	217 000	885000	280 000	283 000	270000**

* NO_x er regnet som NO₂

** Tilført svovel regnet som SO₂ for sammenligning.

Utslippene er fordelt på forskjellige kilder. Tabell 3 gir en oversikt over fordelingen av utslipp mellom utslipp fra feltene og bøyelasteskip.

Tabell 3: Årlige utslipp lagt til grunn for beregningne fra Haltenbanken uten Åsgard, utslipp fra Åsgard og utslipp fra Haltenbanken inkludert Åsgard, totalt og fordelt på utslipp fra bøyelasteskip og fra feltene. Enhet: Tonn pr. år. (Kilde: SNOW as 1995 og Statoil).

		NO _x *)	CO	Metan	NMVOC	SO ₂
Haltenbanken uten Åsgard	Felt**	6978	1116	973	1551	94.6
	Bøyelasteskip	3711	231.5	1490.1	34974	148.4
	Sum	10689	1487	2463	36525	243
Åsgard	Felt**	2112	623	1910	1264	251.9
	Bøyelasteskip	1804	180	108	9722	72.2
	Sum	3916	803	2018	10986	324.1
Haltenbanken inkludert Åsgard	Felt**	9090	1739	2883	2815	346
	Bøyelasteskip	5515	412	2570	44696	221
	Sum	14605	2291	4481	47511	567

*) NO_x regnet som NO₂.

***) Felt inneholder plattformer, produksjonsskip, helikoptertrafikk, forsyningskip og stand-by skip.

I tillegg til dette er det utført beregninger med reduserte utslipp fra Åsgårdfeltet. Reduksjonene var 10% reduksjon av NO_x på feltinstallasjoner (utslipp fra turbiner, diesel motorer og fakling), 30% reduksjon på shuttle tankere (ikke regnet med "standby" og "supply båter") og en 70% reduksjon av NMVOC utslippene ved bøyelasting. Disse beregningene er utført med utslipp som er forskjellige fra de andre beregningene. Det er små muligheter for å redusere utslippene av NO_x fra plattformen på Åsgard, fordi denne allerede har innført lav NO_x turbiner der dette er mulig. Reduksjonen på 10% er mulig ved energioptimering.

Kilder som har utslippspunkt nær hverandre er slått sammen til en kilde for å få et praktisk utgangspunkt for de fotokjemiske beregningene. Dette er på grunn av at modellen ikke tar for seg blanding mellom røykfaner.

4. Modellbeskrivelse og beregningsgrunnlag

Nitrogenoksidene inngår i en rekke reaksjoner som fører til nedbrytning av hydrokarboner og dannelse av ozon i atmosfærens nederste lag. Disse reaksjonene fører også til dannelse av mindre reaktive oksiderte nitrogenforbindelser som nitrat, saltpetersyre og peroksyetylnitrat (PAN). Disse reaksjonene er beskrevet i vedlegg B. For å kunne beskrive disse reaksjonene kvantitativt er det nødvendig med detaljerte beregninger, der både de kjemiske omvandlingsreaksjonene og utslippenes spredning og utblanding i bakgrunnsluften inngår. De kjemiske reaksjonene med nitrogenoksider er sterkt avhengig av konsentrasjonene av blant annet ozon og hydrokarboner i bakgrunnsluften. Disse er tatt fra en modell som

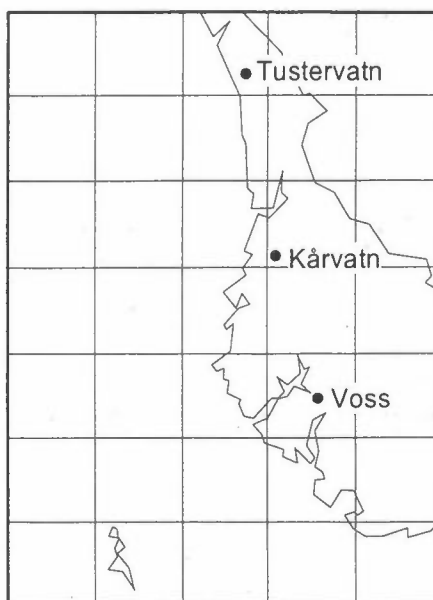
beskriver regional ozondannelse i Europa (Simpson, 1993), og gir konsentrasjonene av ozon og de viktigste reaktantene i 150×150 km² gridruter hver 6. time.

4.1 Bakgrunnskonsentrasjoner

Bakgrunnskonsentrasjonen er viktige for å beskrive de fotokjemiske reaksjonene. Konsentrasjonene utenfor røykfanene blir blandet inn i denne og inngår i konsentrasjonsfordelingen. DNMI har foretatt beregninger av fotokjemisk oksidantdannelse fra utslipp i hele Europa i forbindelse med "The European Monitoring and Evaluation Program (EMEP)", under FN's økonomiske kommisjon for Europa (ECE). DNMI har også foretatt beregninger av bakgrunnskonsentrasjonene i Haltenbankområdet.

Modellen beregner konsentrasjoner av 70 kjemiske komponenter i fritt valgte geografiske punkter ved å integrere fysiske og kjemiske prosesser langs trajektorier (luftbaner) i 4 døgn. Nødvendige meteorologiske data er gitt hver 6. time i et 150×150 km² rutenett som er spesielt for EMEP-modellen. Rutenettet er vist i figur 1. Det er valgt å utføre beregningene for 1990, fordi det allerede eksisterer utslippsoversikter for hele Europa og at det i andre sammenhenger er fremskaffet meteorologiske parametere for beregningene. Disse dataene er gjort tilgjengelige for prosjektet av DNMI. Det er ikke tatt med utslipp fra offshorevirksomheten på Haltenbanken, men annen aktivitet i området som skipsfart og fiskeri er tatt med. Disse utslippene er ikke stedfestet mer nøyaktig enn rutenettet på 150×150 km² og representerer middelutslippet i den enkelte ruten.

EMEP-modellen beskrevet i Vedlegg C ble brukt som utgangspunkt for beregningene med FOTOPLUME-modellen. Dette ble gjort ved å kjøre EMEP-modellen til alle de skraverte rutene i EMEP-rutenettet i figur 1. I disse beregningene er det regnet med utslipp som ikke er relatert til oljeindustrien. Beregnede konsentrasjoner av alle 70 komponenter for hver rute for hver 6. time ble brukt som bakgrunnsfelter for beregningene for Haltenbanken.



Figur 1: Rutenettet med beregnede bakgrunnskonsentrasjoner fra EMEP-modellen.

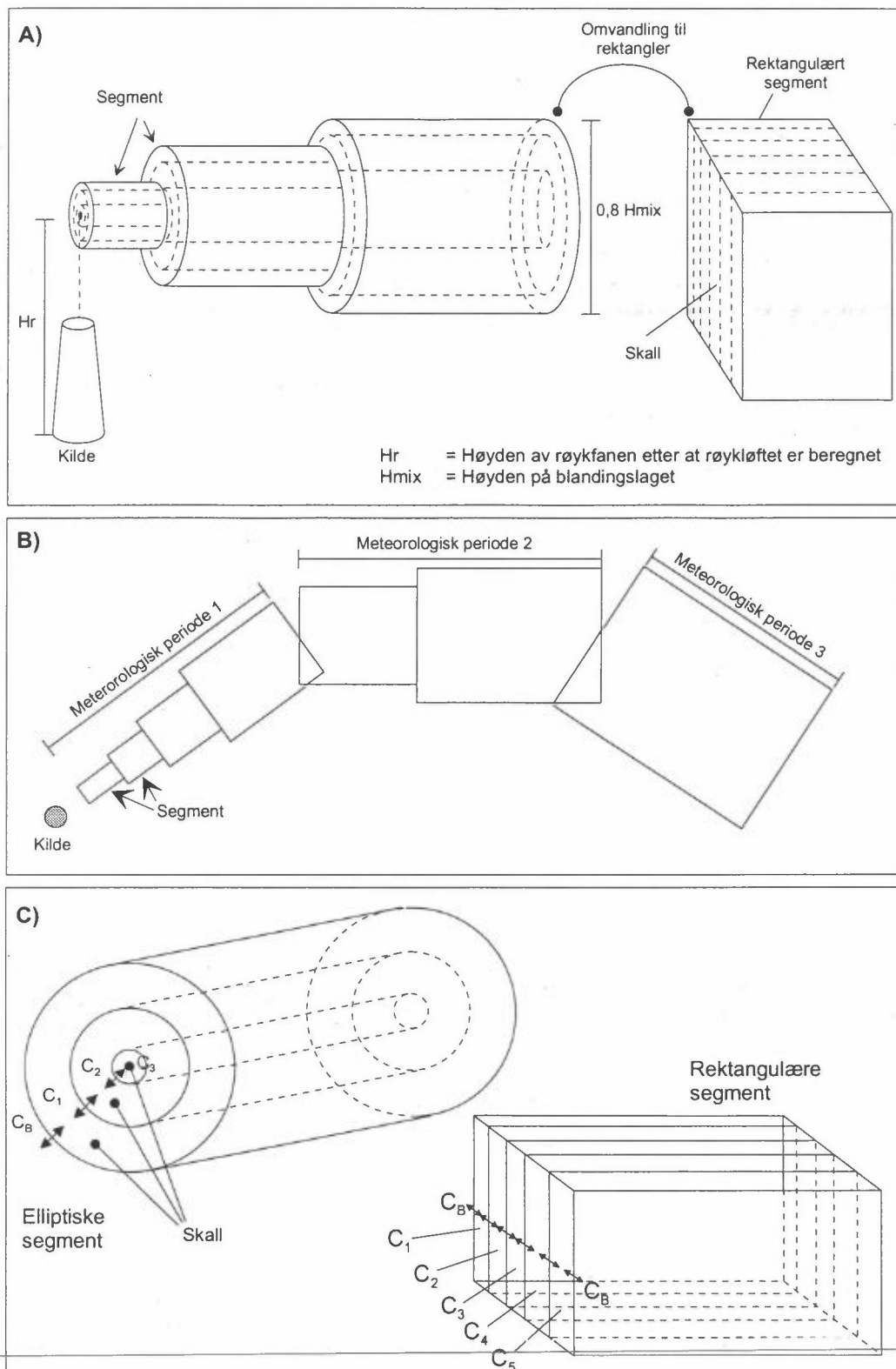
4.2 Spredningsmodellen

Modellen som er brukt til beregningene kalles FOTOPLUME og er en segmentert røykfanemodell som beregner middelkonsentrasjoner med spesifisert midlingstid i på forhånd fastlagte punkter (reseptorer). Figur 2 gir en grafisk fremstilling av modellens beskrivelse av røykfaner. I en segmentert røykfaner stykkes røykfanen opp i lengderetningen i segmenter (elliptiske sylindere) slik at det for hvert enkelt segment kan regnes konstant konsentrasjon langs segmentet (figur 2A og B). Størrelsen på de elliptiske sylindere angir røykfanens størrelse. Størrelsen av hvert segment blir bestemt ut fra spredningsparametere. På tvers av hvert segment varierer konsentrasjonen. Dette er beskrevet ved at hver elliptisk sylinder er delt opp i radielle skall. Konsentrasjonen er konstant innen hvert skall (figur 2C).

Hvert segment utvider seg med tiden. Når tverrsnittet av segmentet når en størrelse som er lik lengden av segmentet blir dette slått sammen med det segmentet som er sluppet ut i tidsskrittet før. Dette blir gjort for å spare regnetid. Hvert segment blir flyttet horisontalt ved en meteorologi som er avhengig av posisjon og varierer hver 6. time.

Når segmentets vertikale utstrekning blir 80% av høyden av blandingslaget, skiftes den elliptiske beskrivelsen ut med en rektangelbeskrivelse. Hvert skall blir da representert ved ett eller to rektangler med konstant konsentrasjon. Dette er beskrevet i figur 2A og C.

Når dimensjonen av røykfanen blir så stor at den får en vertikal utstrekning lik blandingshøyden er røykfanen gjennomblandet vertikalt og konsentrasjonene er tilnærmet konstant med høyden. Rektangelbeskrivelsen er da en mer realistisk beskrivelse av røykfanen.



Figur 2: Grafisk fremstilling av FOTOPLUMEs oppbygging.
 A) Røykfanen beskrevet i perspektiv.
 B) Røykfanen sett ovenfra.
 C) Beskrivelse av ett segment.

Skallene og rektanglene utvider seg som funksjon av spredningsparametrene. Hvis det ikke blir produsert masse kjemisk eller at konsentrasjonen i bakgrunnen er større enn i røykfanen, vil konsentrasjonene avta inne i røykfanen. Det er tatt hensyn til utvekslingen mellom skallene og mellom røykfanen og omgivelsene gjennom diffusjonsligningen.

Innen hvert skall beregnes det fotokjemiske reaksjoner. Røykfanen vekselvirker med omgivelsene gjennom diffusjonsligningen og ved innblanding av bakgrunnsluft i det ytterste skallet. Dette er viktig for resultatet av de fotokjemiske beregningene. Fotokjemirutinen bruker varierende tidsskritt. Dette varierer etter visse regler slik at de fotokjemiske reaksjonene blir stabile. En nærmere beskrivelse av de fotokjemiske reaksjonene er gitt i vedlegg B.

Beregningsresultatene kan hentes ut i spesifiserte punkter eller i et rutenett. Dette er gjort for at brukeren kan ta ut beregningspunkt av spesiell interesse og for å begrense datamengden fra modelleringen.

5. Modellberegninger

Det er foretatt to typer beregninger:

1. Beregninger for å undersøke de fotokjemiske reaksjonsforløpene inne i røykfaner med forskjellige utslipp og virkningen av utslippsreduksjoner. Typisk beregningsperiode var to døgn.
2. Beregninger for å bestemme påvirkningen av langtidsmiddelkonsentrasjoner, konsentrasjoner over visse grenser og avsetning på bakken. Disse beregningene må foretas i en komplett meteorologisk syklus på 12 måneder. Denne typen beregninger er egnet for å se på avsetning av nitrogenoksider og bidraget til ozonkonsentrasjonen.

5.1 Beregninger av virkninger av utslippsreduksjoner på fotokjemisk aktivitet i røykfaner fra Haltenbanken

For å se på det fotokjemiske reaksjonsforløpet og konsentrasjonen av de viktigste forbindelsene i utslippet fra enkeltanlegg er det tatt utgangspunkt i utslippet fra bøyelasting og utslippene fra feltinstallasjonene på Åsgard. Det er beregnet for perioden 15-16 mai 1990.

Det er beregnet konsentrasjoner i røykfanen som funksjon av tiden med forskjellige tenkte utslipp fra Åsgard. Disse er som følger:

- planlagte utslipp fra Åsgard
- reduksjon i utslippene av NMVOC fra Åsgard med 50 prosent
- en reduksjon av utslippene av nitrogenoksider fra Åsgard med 50 prosent
- bakgrunnskonsentrasjonene beregnet med EMEP modellen.

Utslippene brukt i disse beregningene er oppsummert i tabell 4. Det er kun regnet med utslipp fra bøyelastingen og plattformen og det er ikke tatt med utslipp fra skip (standby, supply og shuttle).

Tabell 4: Oversikt over utslipp fra Åsgård anvent for beregninger i perioden 15.-16. mai 1990. Enhet tonn pr. år.

NO _x	Metan	CO	VOC*
1 256	1 005	255	13 970

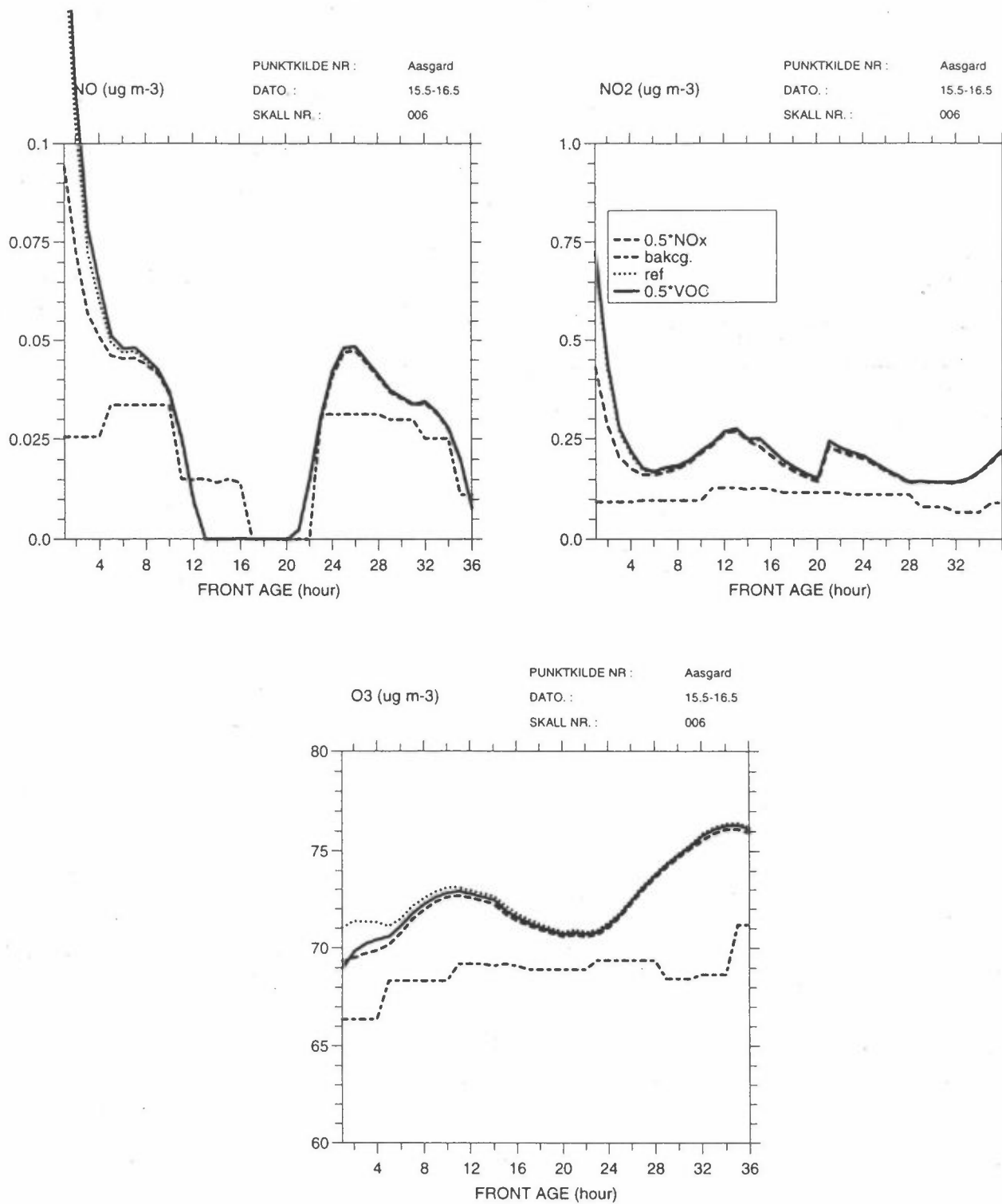
* Beregningene er utført med et høyere NMVOC utslipp enn det den endelige utslipps-oversikten viser.

Den meteorologiske situasjonen den 15 og 16 mai var preget av et lavtrykk vest for Island og en svak høytrykksrygg ved Svalbard. Dette forårsakte svake vindstyrker på Haltenbanken med transport mot sørøst. Røykfanene vil da transporteres over hav. Bakgrunnskonsentrasjonen i perioden var normal dvs. konsentrasjoner av ozon mellom 65 og 70 µg/m³.

Figur 3 viser beregnet konsentrasjonsforløp av ozon, NO og NO₂ midt i røykfanen som funksjon av tiden. Konsentrasjonsforløpet av ozon, NO, NO₂ og endel andre nitrogenkomponenter som funksjon av tiden etter utslipp er vist i Vedlegg D.

Etter ti timer er konsentrasjonen av nitrogenmonoksid redusert til bakgrunnsnivå. Konsentrasjonen av NO₂ synker også raskt de ti første timene, men stabiliserer seg på et nivå som er ca. det dobbelte av bakgrunnen. Ozonkonsentrasjonen i røykfanen er ca 2-7 µg/m³ høyere enn bakgrunnen. Figur 3 viser også at konsentrasjonen svinger med tid på døgnet, med relativt høyere konsentrasjoner om dagen og lavere konsentrasjoner om natten. Dette skyldes sollysets påvirkning på de fotokjemiske reaksjonene. Beregningene viser at det har størst virkning på ozonkonsentrasjonen å redusere utslippene av nitrogenoksider fremfor å redusere utslippene av hydrokarboner (NMVOC). Ved å redusere utslippet av NMVOC fra 13.970 til 6.985 tonn pr. år oppnås det bare små endringer i ozonkonsentrasjonen. Dette tyder på at det var tilstrekkelig NMVOC i bakgrunnen til ikke å begrense den fotokjemiske aktiviteten. De første timene er endringene størst og er på ca 1-2 µg/m³. Ved å redusere utslippet av nitrogenoksider fra 1.256 til 628 tonn pr. år ble produksjonen av ozon omtrent dobbelt så stor.

Beregningen viser at utslippene på Åsgard vurdert isolert normalt bidrar med ca 5-7 µg/m³ til ozon konsentrasjonen. Dette utgjør 5-7 prosent av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterie for ozon som blir overskredet i perioder hvert år på målestasjonene Voss, Kårvatn og Tustervatn.



Figur 3: Konsentrasjons fordelingen av ozon, NO og NO₂ som funksjon av tiden for utslipp fra Åsgard ved forskjellige tenkte utslipp scenarier. Beregningen starter 15. mai 1990 kl 0800. Enhet µg/m³.
 - - - Halvering av NO_x-utslipp.
 ... Bakgrunnskonsentrasjon.
 -.- Utslipp slik som referert i tabell 4.
 — Halvering av VOC-utslipp.

Konsentrasjonsforløpet til HNO_3 og NO_3 viser at konsentrasjonene av disse stoffene øker betydelig. I de første timene etter utslipp var konsentrasjonene økt til omkring det dobbelte. Utslippene av nitrogenoksider vil bidra vesentlig til avsetning av nitrogenforbindelser ved nedbør. Tjuefire timer etter utslippet sank konsentrasjonen av HNO_3 markant og holdt seg lavt i seks timer. Dette skyldes at det var nedbør i disse timene. Figuren viser også at en reduksjon i utslippene av nitrogenoksider har stor betydning for konsentrasjonen av HNO_3 . Reduksjonen i HNO_3 var tilsvarende reduksjonen i utslipp av nitrogenoksider på 50%. Denne reduksjonen var mindre for nitrat. Dette vil si at avsetningen av HNO_3 vil bli redusert proporsjonalt med reduksjonen i utslippene av nitrogenoksider.

5.2 Beregninger av avsetning og påvirkningen av konsentrasjonsnivået av ozon og forsurende komponenter

Ved utslipp av nitrogen- og svovelforbindelser sammen med hydrokarboner er det to problemstillinger som er sentrale. Disse er :

1. Forsuring av jordsmonn og ferskvann.
2. Bidraget til konsentrasjonen av fotokjemiske komponenter (ozon).

Det er foretatt beregninger av avsetningen av nitrogenforbindelser og dannelsen av ozon som følge av utslipp fra Haltenbanken og fra Åsgård for å belyse endringene i avsetning av nitrogenforbindelser og endring av konsentrasjonsnivå for ozon som følge av disse utslippene.

Forsuring av ferskvann og jordsmonn forårsakes i Norge hovedsakelig av atmosfærisk tilførsel av svovel komponenter, men ved overskridelser av tålegrenser for nitrogen, vil nitrogen også bidra til forsuringen på lik linje med svovel. Totalavsetningen er avhengig av tilførsel ved nedbør og opptak på overflater og av vegetasjon. Nitrogendioksid og nitrogenmonoksid er tungt løselig i vann. For å få avsatt nitrogen ved nedbør må nitrogendioksid og nitrogenmonoksid oksideres opp til vannløselige komponenter som HNO_3 eller nitrat. Dette skjer hovedsakelig ved reaksjoner der ozon inngår. HNO_3 tas lett opp av vannflater eller vegetasjon (tørravsetning), og vaskes lett ut med nedbør. En del HNO_3 vil også reagere med sjøsaltaerosoler og danne nitrat. Disse aerosolpartiklene er relativt store ($\sim 5 \mu\text{m}$) og vil også avsettes lett på overflater, og ved nedbør.

Ozonkonsentrasjonen er hemmende for plantevekst og ozon nedsetter lungefunksjonen hos mennesker. Høye ozon konsentrasjoner kan også forårsake betennelsesreaksjoner i luftveiene hos mennesker og dyr. Ozon er en meget reaktiv gass. Den dannes ved at hydrokarboner og nitrogenforbindelser inngår i kjemiske reaksjoner og danner ozon. Ozon konsentrasjonen i bakgrunnsluft i bakkenivå overskrider i perioder SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier hvert år i hele landet. Det er konsentrasjonsnivået over visse grenser som er kritisk for virkningen av ozon på vegetasjon.

5.2.1 Avsetning av nitrogenforbindelser og forsurening

Avsetningen av nitrogenforbindelser til bakken foregår ved to hovedmekanismer:

- Avsetning ved opptak i vegetasjon og avsetning på flater, heretter kalt tørravsetning.
- Avsetning ved nedbør, heretter kalt våtavsetning.

Avsetnings prosessene er nærmere beskrevet i vedlegg D.

Våtavsetningen av nitrogenforbindelser består av flere kjemiske stoffer som i prinsippet bidrar til våtavsetningen på samme måte. Det er derfor hensiktsmessig å oppgi nitrogenavsetningen i mg nitrogen pr. m² (mgN/m²), fordi det er nitrogenatomet som inngår i de forsurende komponentene og avsetningen kan sammenlignes og summeres direkte.

Det aller meste av nitrogenet som naturlig tilføres skog og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger og ved biologisk nitrogen-fiksering. Nitrogen opptrer i mange oksidasjonsformer og finnes i naturen både som positivt og negativt ladet ion, og i mer eller mindre komplekse organiske forbindelser, samt også i gassform. Nitrogenets kretsløp er komplisert og er bygget opp av et større antall prosesser: 1. våt og tørravsetning, 2. biologisk nitrogenfiksering, 3. biologisk immobilisering, 4. kjemisk immobilisering, 5. ammonifikasjon, 6. nitrifikasjon, 7. denitrifikasjon, 8. fordampning av gassformig ammoniakk og 9. utvasking. De fleste av disse prosessene krever spesielle og ofte skiftende naturlige forutsetninger (f.eks. temperatur, fuktighet og pH) for å bli dominerende i kretsløpet.

Nitrogenforbindelser er gjødsel for vegetasjonen. Normalt vil derfor det meste av nitrogenet tas opp av trær og planter. I ukultivert jord, f. eks. skogsjord, er nitrogen et vekstbegrensende stoff (minimumsstoff), og atmosfærisk tilført nitrogen kan derfor gi en øket vekst. Derfor er det sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter som landbruk og sur nedbør. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn vegetasjonen kan bruke, eller jordsmonnet binder som næringskapital, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrationet vil da virke forsurende på samme måte som sulfationet gjør.

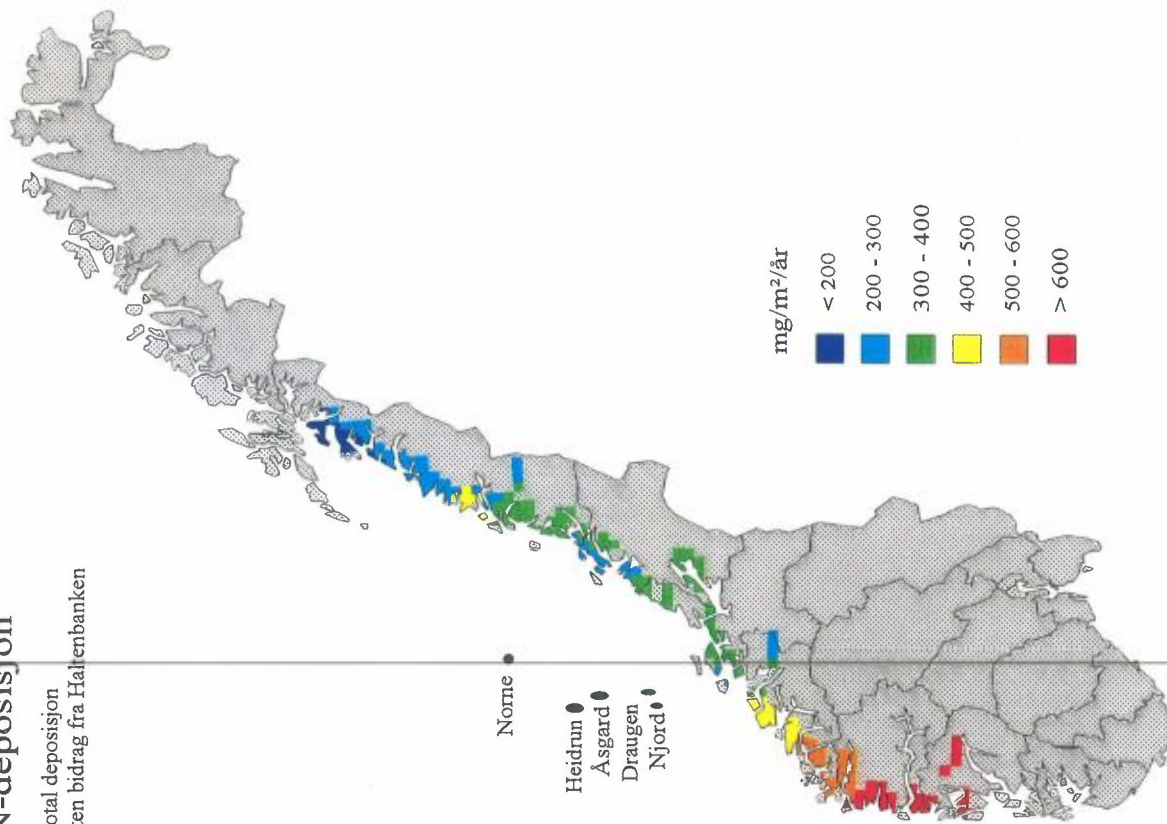
Det maksimale årlige bidraget til avsetningen av nitrogen ved utslipp fra Haltenbanken inklusiv Åsgard vil komme på Nordmøre og er beregnet til 46 mgN/m². Den totale målte avsetningen i området i 1990 varierer en del på grunn av lokale effekter, men var 400-500 mgN/m² pr. år. Utslipp på Haltenbanken inkludert Åsgard er beregnet å bidra med ca 9% av den totale avsetningen av nitrogen i området. Ved utslipp fra Haltenbanken uten utbygging av Åsgard vil den maksimale avsetningen av nitrogen bli 37 mgN/m² pr. år. Ved utslipp fra bare Åsgard vil det maksimale beregnede bidraget til avsetningen bli ca 29 mgN/m² pr. år. Dette utgjør henholdsvis 7.5 og 5.9 prosent av den totale avsetningen. Figur 4 viser dagens avsetning og bidraget til avsetningen av nitrogen i influensområdet fra utslipp fra Haltenbanken inkludert Åsgard.

For å beregne effekten av nitrogenutslipp fra Haltenbanken på overflatevann på fastlandet har vi brukt tålegrenseberegninger. I kapittel 2 er prinsippene for tålegrenseberegninger presentert. Ved beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser deler vi Norge opp i geografiske "ruter" som er definert av 0.5° lengde og 1° bredde. Denne ruten er igjen delt i 16 mindre ruter som hver er på ca. 12×12 km. Det er beregnet en tålegrense for hver slik rute i Norge (Henriksen et al. 1992, 1996) (figur 5) og tilsvarende er differansen mellom tålegrensen og tilførslene beregnet (Henriksen et al. 1992, 1996) (figur 6). Hvis differansen mellom syrebelastninger og tålegrensen er negativ er tålegrensen ikke overskredet, men hvis differansen mellom syrebelastningen og tålegrensen er positiv er tålegrensen overskredet. Denne differansen kalles overskridelse (engelsk: Exceedance/non-exceedance) k $\text{ekv}/\text{km}^2 \cdot \text{år}$ er et mål for syretilførselen.

Det er beregnet avsetning av nitrogen for 225 ruter med et samlet areal på $25\,685$ km^2 . Disse rutene dekker kyststripen fra Bergen til Lofoten. Det er også tatt med ruter med spesiell informasjon. Det har vært nødvendig å begrense antall beregningpunkter på grunn av kapasiteten på regnemaskinen. Dette området har i dag en N- og S-deposisjon som bl.a. er forårsaket av langtransportert forurensning. På figur 4 er dagens (1990) situasjon for N-deposisjon presentert. På samme figur er det beregnede bidraget til N-deposisjon fra N-utslipp fra Haltenbanken presentert. Legg merke til at det er to forskjellige skalaer på de to kartene. I tabell 5 er den prosentvise økningen i N-deposisjon presentert. Som man ser har ca. 50% av arealet mindre tillegg en 1%, mens det maksimale tillegget er mindre enn 10%. Dette betyr at områder som i dag (1990) mottar $400\text{-}500$ $\text{mg N}/\text{m}^2 \cdot \text{år}$ får et ekstra bidrag på $20\text{-}40$ $\text{mg N}/\text{m}^2 \cdot \text{år}$. Disse områdene er lokalisert på Nordmøre.

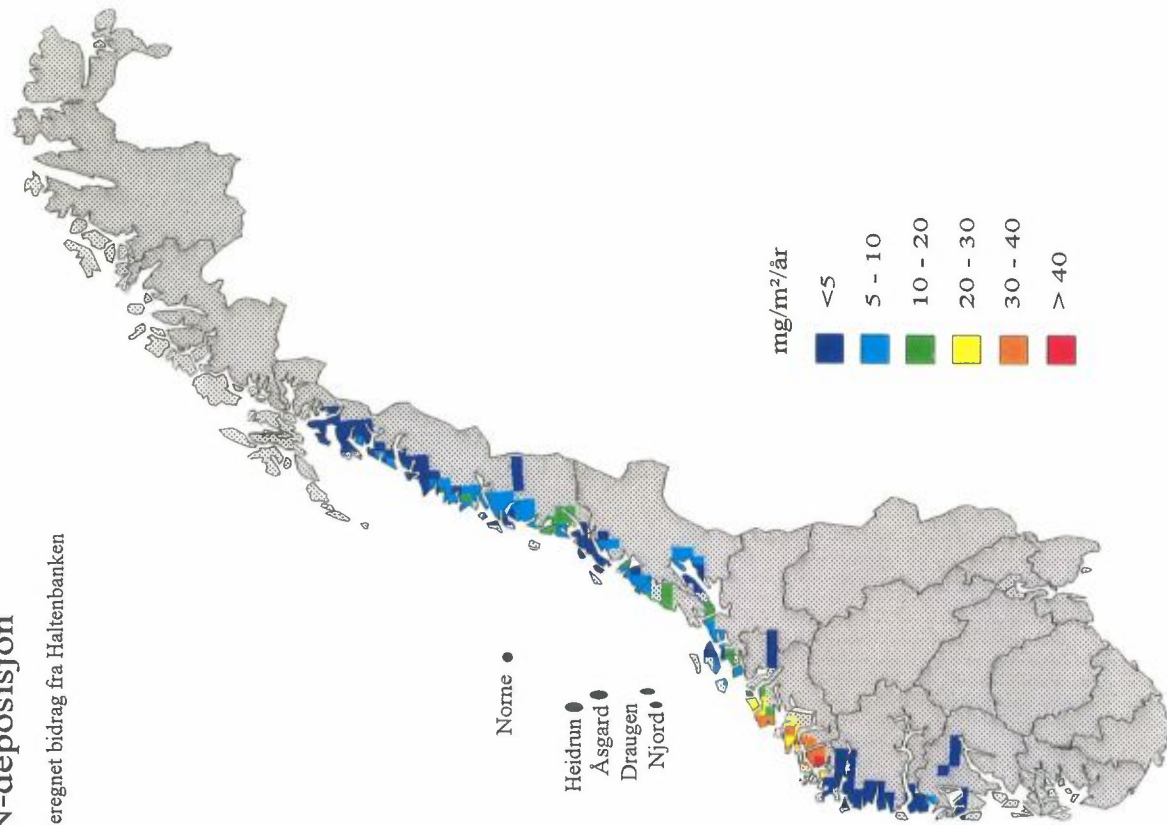
N-deposisjon

Total deposisjon
uten bidrag fra Haltenbanken



N-deposisjon

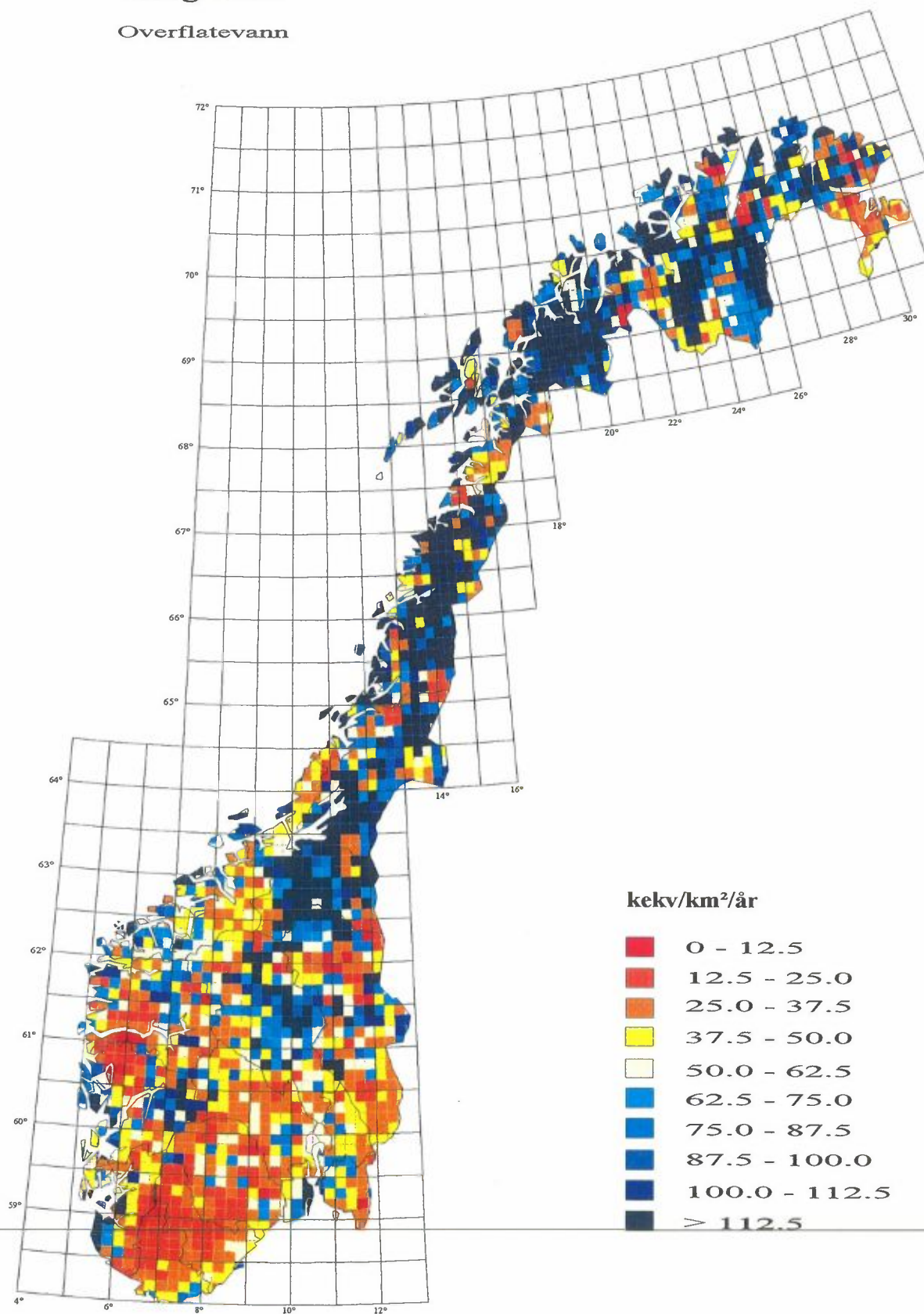
Beregnet bidrag fra Haltenbanken



Figur 4: Dagens N-deposisjon i de berørte områdene og beregnet N-bidrag med utslipp fra Haltenbanken inkludert Åsgard. Enhet: mg/m² år. NB! Legg merke til at skalaene på de to figurene er forskjellige.

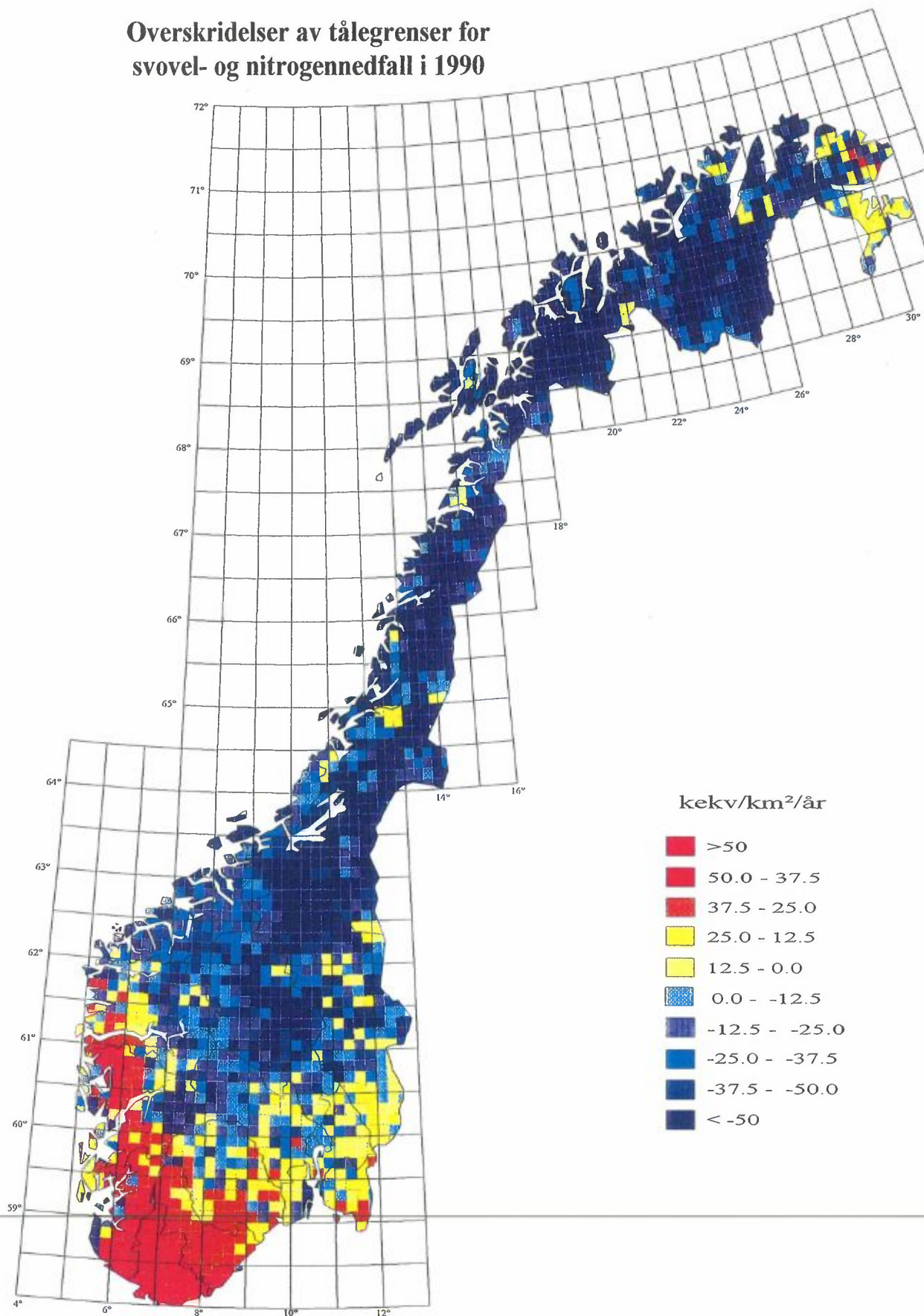
Tålegrenser

Overflatevann



Figur 5: Tålegrenser for overflatevann i Norge. Enhet i kekv/km²/år (tilsvarer mekv/m²/år). Utarbeidet av Henriksen et al. 1994 (kekv/km²/år er et mål for syrebelastningen).

Overskridelser av tålegrenser for svovel- og nitrogennedfall i 1990



Figur 6: Overskridelser av tålegrenser for svovel- og nitrogen-nedfall (1990). Enhet i kekv/m²/år (tilsvarende mekv/km²/år). Utarbeidet av Henriksen et al. 1994 (kekv/km²/år er et mål for tilført syre).

Tabell 5: Frekvensfordeling av beregnet nitrogenavsetninger i ruter (areal) i beregningsområdet ved utslipp fra Haltenbanken inkludert Åsgard. Belastningen er i prosent av dagens belastning.

% økning i N-deposisjon i forhold til dagens deposisjon	Antall ruter	% av undersøkt areal
0	64	29
1	37	27
2	42	29
3	26	12
4	21	9
5	11	5
6	8	4
7	4	2
8	7	3
9	2	1

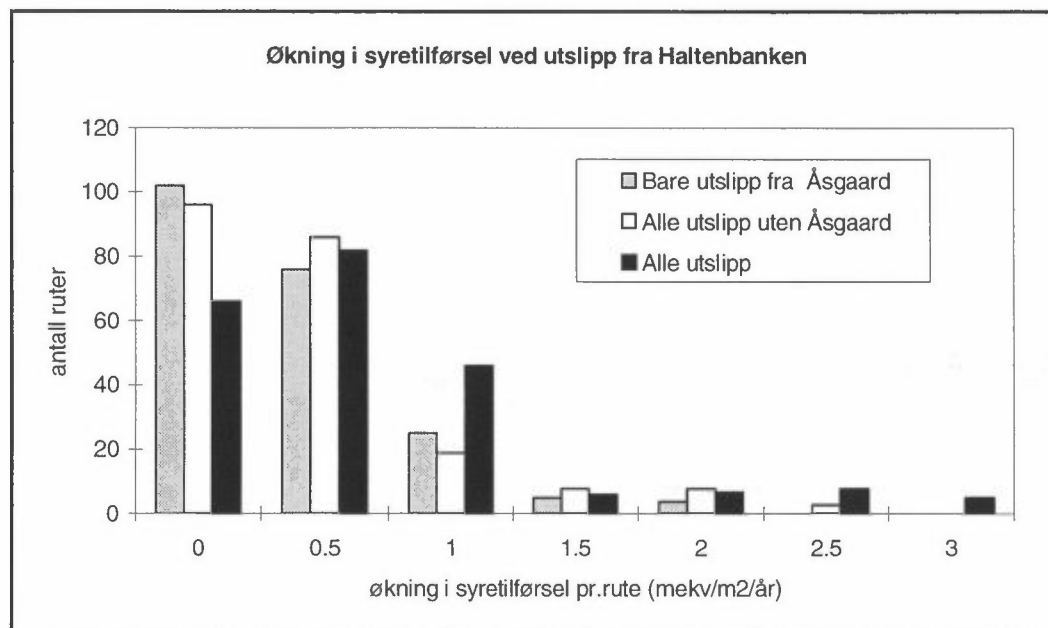
Vi har regnet om N-deposisjonen fra Haltenbanken til syretilførsel for å kunne relatere N-deposisjonen til tålegrenseberegninger. Økningen i syretilførsel er beregnet for alle de tre scenariene; (1) alle utslipp fra Haltenbanken, (2) alle utslipp uten Åsgard og (3) bare utslipp fra Åsgard. Bidraget til syretilførsel er fra 0 til maksimalt 3.5 mekv/m²/år. Forskjellene mellom de tre scenariene er små. Ca. 80% av det berørte arealet får et ekstra bidrag til syretilførsel på mindre enn 1 mekv/m²/år.

I en forenklet tålegrensemodell for nitrogen er det antatt at all tilført nitrogen bidrar til forsuring. Dette forutsetter at økosystemene er mettet på nitrogen, mens i virkeligheten er økosystemene undermettet, slik at mesteparten av tilførslene vil tas opp i biomassen. Ved å bruke en forenklet modell beregnes den maksimale effekten av N-deposisjon fra Haltenbanken, og hvis disse effektene er små, vil de faktiske effektene være enda mindre.

Ca. 80% av det berørte arealet får en ubetydelig syretilførsel på mindre enn 1 mekv/m²/år ved utslipp fra Haltenbanken. Dette gjelder også alle områder som i dag har overskredet tålegrense, slik at det ikke blir noen vesentlig endring i overskridelsesverdien i disse områdene. Totalt sett blir det ingen endringer i kartet som viser overskridelser av tålegrenser (figur 6).

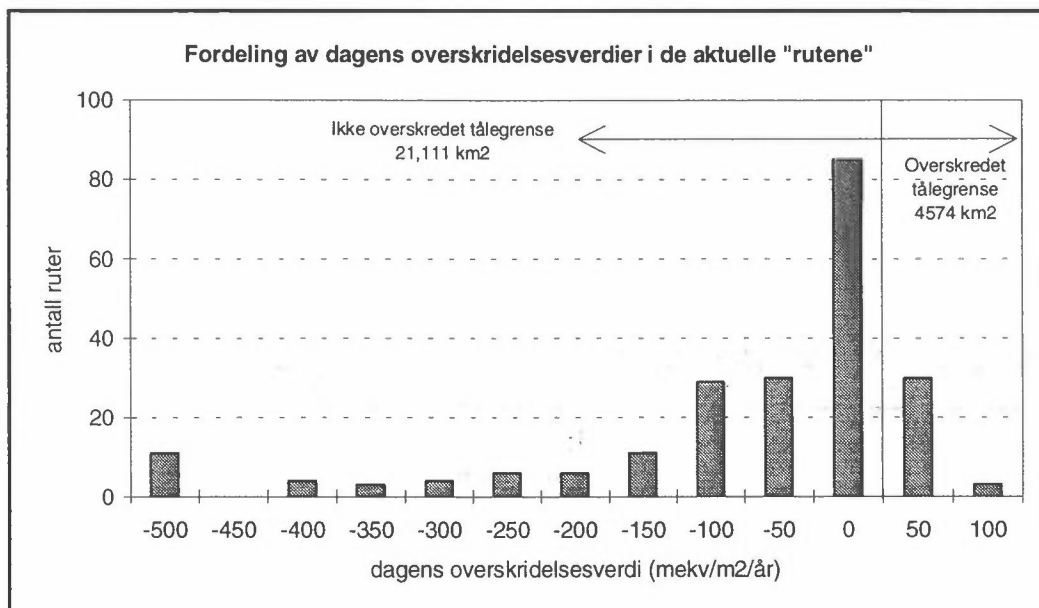
Frekvensfordelingen av forventet økning av syretilførselen ved de tre utslippsalternativene er vist i figur 7. Figuren viser at det er ingen ruter der det er beregnet en syretilførsel på mer enn 3 mekv/m² pr. år.

Syrebidraget som følge av N-utslipp fra Haltenbanken er altså så lite at det ikke vil ha konsekvenser for forsuringstilstanden i vannene, selv når det antas at all N-deposisjon bidrar til forsuring. Imidlertid vil en stor andel av N-tilførselen bli tatt opp i nedbørfeltene. Det kan derfor med stor sikkerhet konkluderes med at N-utslipp fra Haltenbanken ikke vil ha innvirkning på forsuringstilstanden i vann i områder som er berørte av deposisjonen.

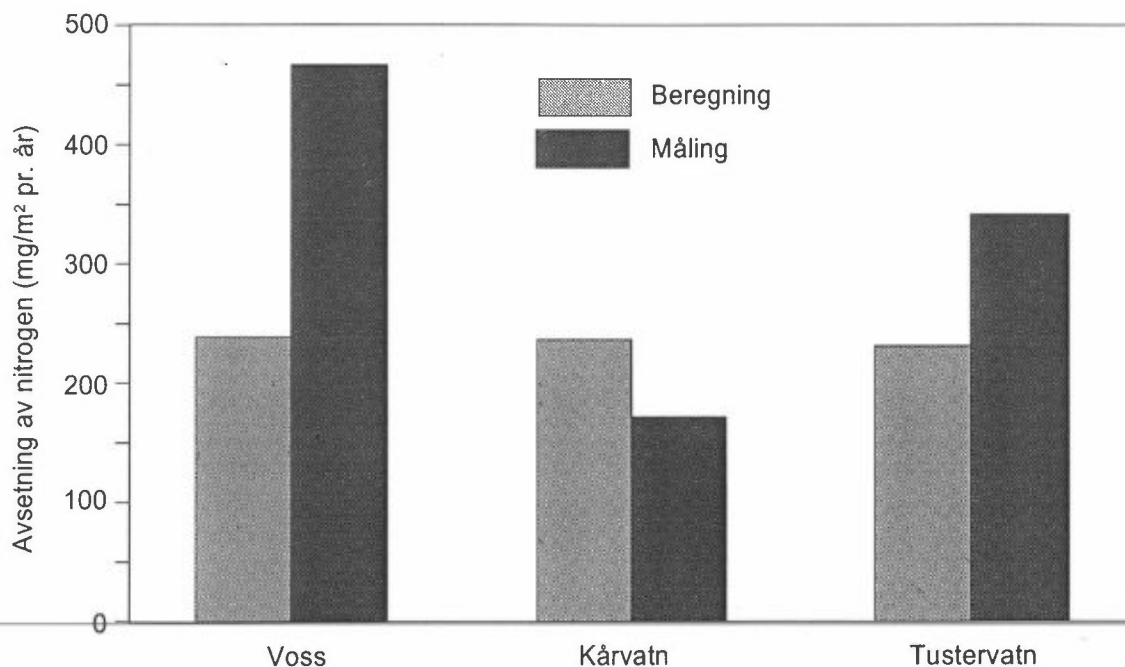


Figur 7: Frekvensfordeling av forventet økning i syretilførsel ved utslipp fra Haltenbanken. Alle tre scenariene er vist; (1) alle utslipp, (2) alle utslipp uten Åsgard og (3) bare Åsgard.

Det er målt avsetning på tre steder i beregningsområdet. Dette er Voss, Kårvatn og Tustervatn. Figur 1 viser stasjonenes beliggenhet. Den dominerende avsetningen er avsetning med nedbør. Det er store lokale variasjoner i nedbøren hovedsakelig forårsaket av oreografiske effekter. Modellen tar ikke tilstrekkelig hensyn til disse forskjellene i nedbørmengde og hyppighet på grunn av oppløsningen av nedbørdataene. Det burde imidlertid være grunn til å vente at den midlere avsetningen av nitrogen komponenter midlet over de tre stasjonene skulle være sammenlignbare for målte og beregnede verdier. Figur 9 viser beregnet og målt avsetning på Voss, Kårvatn og Tustervatn. Den beregnede avsetningen på de tre stasjonene varierer lite, mens den målte varierer betydelig. Dette skyldes lokale effekter som orografisk nedbør. De målte verdiene av avsetning av nitrogen midlet over de tre stasjonene; Voss, Kårvatn og Tustervatn er litt høyere enn den beregnete avsetningen.



Figur 8: Frekvensfordeling av overskridelsesverdi i de 225 geografiske 12×12 km rutene som denne undersøkelsen omfatter. "Overskridelsesverdien" angir hvor mange syre-ekvivalenter et nedbørfelt kan ta imot pr. år uten å overskride tålegrensen i området. Hvis verdien er negativ er tålegrensen ikke overskredet, men hvis verdien er positiv er tålegrensen overskredet.



Figur 9: Målt og beregnet avsetning av nitrogenkomponenter på Voss, Kårvatn og Tustervatn. Stasjonsplasseringen er vist i figur 1. Enhet mg/m² år.

5.2.2 Konsentrasjoner av nitrogenforbindelser i luft

De beregnede konsentrasjonene i luft av de viktigste nitrogenforbindelsene på de tre stedene der det er utført målinger var meget lave både absolutt og i forhold til anbefalte luftkvalitetskriterier.

Konsentrasjonsfordelingen beregnet med de tre forskjellige utslippsscenarioene var ikke vesentlig forskjellige. Konsentrasjonen av nitrogendioksid gikk ned i forhold til den beregnede konsentrasjonen i bakgrunnsluften. Dette tyder på at det var høyere fotokjemisk aktivitet i røykfanen enn i den omkringliggende luften og at nitrogenoksidene var overført til andre komponenter. Dette kan føre til at konsentrasjonene av nitrogenforbindelser i luft forskyves i forhold til hverandre. Konsentrasjonen der alle utslippene på Haltenbanken var tatt med har som regel laveste konsentrasjon. Månedsmiddelverdiene er høyere om vinteren enn om sommeren. Dette skyldes mindre sollys og dermed mindre fotokjemisk aktivitet.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av peroksy-acetylnitrat (PAN) for året var lavere i røykfanene enn bakgrunnen på de to sydligste stasjonene. Dette tyder på at det var større fotokjemisk aktivitet inne i røykfanene og en større del av nitrogenoksidene var omdannet til nitrat. Det var dermed mindre nitrogenoksider tilgjengelig for å danne PAN. Det var beregnet høyest konsentrasjon av PAN med utslipp fra alle kilder på Haltenbanken. Konsentrasjonen av PAN på Tustervatn var større enn bakgrunnsverdien.

Konsentrasjonsfordelingen i luft med utslippene på Haltenbanken, bare utslipp fra Åsgård og reduserte utslipp fra Åsgård midlet over året er gjengitt i tabell 6. Det er også tatt med konsentrasjoner i bakgrunnsluften for sammenligning.

Konsentrasjonsnivået er lavt og det påvirkes ikke i nevneverdig grad av utslippene fra Haltenbanken.

Tabell 6: *Middelverdier over året av sentrale nitrogenforbindelser sammenlignet med beregnede konsentrasjoner i bakgrunnen for tre stasjoner basert på utslipp fra Haltenbanken med og uten utslipp fra Åsgard og utslipp bare fra Åsgard. Enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$.*

Reseptor punkt		NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Sum NO ₃ (gas+part) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PAN ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NO ₂ bakgrunn ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Bakgrunn sum NO ₃ (gas+part) ($\mu\text{g N}/\text{m}^3$)	Bakgrunn PAN ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Voss	Haltenbanken med Åsgard	1,77	0,18	1,16	1,84	0,2	1,13
	Haltenbanken uten Åsgard	1,78	0,18	1,15	1,85	0,19	1,12
	Åsgard	1,8	0,19	1,14	1,84	0,2	1,13
Kårvatn	Haltenbanken med Åsgard	1,77	0,18	1,16	1,84	0,2	1,13
	Haltenbanken uten Åsgard	1,78	0,18	1,15	1,85	0,19	1,12
	Åsgard	1,81	0,19	1,14	1,84	0,2	1,13
Tustervatn	Haltenbanken med Åsgard	1,78	0,18	1,16	1,84	0,2	1,13
	Haltenbanken uten Åsgard	1,79	0,18	1,15	1,85	0,19	1,12
	Åsgard	1,81	0,19	1,14	1,84	0,2	1,13

5.2.3 Konsentrasjoner av ozon i luft

De beregnede månedsmiddel konsentrasjonene for ozon gav fra $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til ca $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette er av samme størrelsesorden som målingene i samme periode. Beregninger av maksimumskonsentrasjonene for de tre stasjonene var $226-236 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den maksimale beregnede konsentrasjonen uten utslipp fra Haltenbanken var beregnet til $202-215 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Målte maksimumskonsentrasjoner i 1990 var $202 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på Voss, $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for Kårvatn og $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for Tustervatn.

De målte verdiene var altså som forventet lavere enn de beregnede på grunn av lokale effekter (vertikalprofiler som følge av avsetning) nær bakken som ikke er modellert. De høyeste verdiene forekom om våren og sommeren. Månedsmiddelverdiene for ozon var lite påvirket av utslippene på Haltenbanken, men i perioder kan utslippene gi et vesentlig bidrag til konsentrasjonen.

Tålegrenser for vegetasjon for ozon baseres på konseptet om akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansen mellom timemiddelkonsentrasjonen og 40 ppb ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) for hver time der ozonkonsentrasjonen overskrider 40 ppb . Beregningsmåten refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb), og har vist å gi gode statistiske sammenhenger for en rekke dose-respons forsøk. Tålegrensen for AOT40 er satt til $10\,000 \text{ ppbtimer}$ basert på 10 prosents vekstreduksjon i "open chamber" eksperimenter for 6 arter i en seksmånedersperiode fra april til og med september.

De målte konsentrasjonene i bakkenivå avtar om natten på grunn av avsetning til bakken, og kan reduseres til null. Dette er ikke tilstrekkelig godt beskrevet i modellen, Det er derfor valgt å ta hensyn til dette ved å halvere antall timer der konsentrasjonen gir et bidrag over terskelverdien.

Tabell 7 viser bidraget til det beregnede AOT40. Tabellen viser at det er størst bidrag på stasjonene Kårvatn og Voss. Disse stasjonene ligger lengre sør og nærmere utslippene enn Tustervatn og har derfor en høyere bakgrunn. Dette fører til at det er færre tilfeller der konsentrasjonene i bakgrunnen er større enn 40ppb (80 µg/m³).

Tabell 7: Målte verdier og beregnede bidrag til AOT40 verdien på tre steder i Norge.
Enhet: ppbh.

	Målte AOT40 verdier 1990	Beregnet bidrag fra Haltenbanken uten Åsgard i 1990	Beregnet bidrag med utslipp Åsgard i 1990	Beregnet bidrag fra Haltenbanken i 1990
Voss i Hordaland	9 138	211	108	227
Kårvatn i Møre og Romsdal	990	244	91	257
Tustervatn i Nordland	4 506	264	105	277

1) beregningene er gjort for 1990, men utslippene er beregnet for år 2000.

I 1990 var de målte verdiene på disse stasjonene under tålegrensen på 10 000 ppbh.

Ozonkonsentrasjonene varierer mye fra år til år og i 1992 var AOT40 verdiene på Voss og Kårvatn henholdsvis 10165 og 15184 ppbh, som begge er over tålegrensen på 10 000 ppbh. Bidraget til AOT40-verdiene vil variere med bakgrunnsnivået. Med et høyere bakgrunnsnivå vil de beregnete bidragene også bli høyere.

Bidraget fra Haltenbanken var størst på Tustervatn med 277 ppbh. Dette utgjorde ca. 6% av den målte verdien på Tustervatn og en forholdsvis stor prosent av den målte AOT40 verdien på Kårvatn i 1990, men ca 2.8% av tålegrensen. Ved utslipp fra Haltenbanken, ikke medregnet Åsgard, er bidraget på Tustervatn beregnet til 264 ppbh. Ved utslipp fra Åsgard er bidraget beregnet til 105 ppbh. For stasjonene Voss og Kårvatn er forholdene svært like Tustervatn.

De relativt små forskjellene i bidrag til AOT40-verdien ved utslipp fra Haltenbanken med og uten utslipp fra Åsgard skyldes antakelig effekten av at spredningsmodellen ikke tar for seg sammenblanding av røykfaner. Dette vil føre til en underestimering av konsentrasjonene i de tilfeller der røykfanene overlapper og bidraget fra Åsgard vil bli mindre pga. at det i disse tilfellene er valgt å ta med kun den røykfanen som gir størst bidrag. Ved en reduksjon av nitrogenoksid-

utslippene på 10 % fra plattformen og 30% fra "shuttle" tankerene, og en 70% reduksjon av NMVOC fra bøyelasting på Åsgard, var det beregnet 3 prosents reduksjon i AOT40 bidraget fra Åsgard.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon er $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddel. Utslipet fra Haltenbanken inkludert utslipp fra Åsgard ble beregnet til å idra til et økt antall timer pr. år over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på 27 timer på Voss, 26 timer på Kårvatn og 26 timer på Tuservatn. Bidraget fra Åsgard alene var henholdsvis 20, 21 og 20 timer.

6. Behov for videre arbeid

NILU har utviklet en modell som beskriver fotokjemisk oksidantdannelse i røykfaner. Denne modellen er utviklet på NILU med ressurser gjort tilgjengelige av OLF og NILU. Modellen beskriver røykfanene separat og det er ingen vekselvirkning mellom røykfanene. Modellen beregner konsentrasjonsnivået av 70 komponenter i fritt valgte punkter, inkludert nitrogenoksider og ozon. Den beregner også avsetningen på bakken ved opptak i planter og på overflater og ved nedbør av 70 komponenter individuelt. Dette gjør at modellen er i stand til å beskrive sentrale problemstillinger i forbindelse med utslipp av nitrogenoksider og hydrokarboner som det tidligere ikke har vært mulig å beskrive. Dette gjelder i første rekke dannelse av troposfærisk ozon, men også en bedre beskrivelse av avsetning av nitrogen- og svovelforbindelser. Beregningene forutsetter at det beregnes bakgrunnsverdier av de 70 komponentene. Disse er fremskaffet ved resultater fra EMEP- modellberegninger som beregner konsentrasjoner i området der utslippene skjer fra alle utslipp i Europa.

Modellen kan brukes til å fremskaffe den informasjonen som er påkrevet i forbindelse med konsekvensutredninger for aktiviteter som har utslipp av nitrogenoksider og hydrokarboner. Denne modellen er den eneste modellen som NILU kjenner som er i stand til å gi utfyllende svar på virkningene av denne typen utslipp på ozon konsentrasjonen i troposfæren. Modellen vil også være bedre egnet enn det modellverktøyet som eksisterer i dag for beregning av avsetning av forurensende stoffer til naturen. Denne informasjonen er viktig for vurderinger av effekter av utslipp til luft på vannkvalitet, forurensing og virkninger på vegetasjon og dyreliv.

Ved beregninger med flere røykfaner samtidig vil modellen slik den er i dag underestimere bidraget i de tilfeller der røykfanene overlapper. Dette er fordi dagens modell kun gir bidrag fra den røykfanen som bidrar mest til konsentrasjonen og avsetningen. Det er nødvendig å gjøre denne tilnærmelsen fordi det i beregningene er viktig å ta hensyn til konsentrasjonen i bakgrunnen. Dette fører til at konsentrasjonene fra to røykfaner ikke er additive på grunn av at begge kildene inneholder konsentrasjoner med opprinnelse i bakgrunnslufta og dette er en akkumulert effekt av hvilken bakgrunn den enkelte kilden har oppholdt seg i etter utslipp. Dette fører til at det ikke er mulig å trekke fra bakgrunnen i ettertids for å kompensere for denne effekten.

Modellen vil kunne koples sammen med en Eulersk griddmodell slik at det kan beregnes konsekvenser for områder med flere kildetyper og hvordan disse vekselvirker. Anvendelsen av denne type modeller er stor og det er viktig for forståelsen av problemstillingene at en slik modell blir videreutviklet.

NILU vil arbeide videre med utviklingen av denne modellen. Dette arbeidet består av følgende aktiviteter:

- Beskrive sammenblanding av røykfaner.
- Verifisere modellen mot målinger.
- Kople sammen modellen med modeller som beskriver kildekategorier.
- Kople modellen for arealkilder og røykfaner sammen med EMEP modellen.

De to første punktene er viktige for konsekvensutredninger, da spesielt i oljevirksomheten, fordi det vil være behov for at virkningene av utslippene fra offshore industrien kartlegges på en overbevisende måte. Problemstillingen med vekselvirkninger mellom røykfaner er viktig fordi det er mange installasjoner og store transportavstander. Slik modellen er i dag vil den underestimere bidraget. Det er også viktig å verifisere modellen mot målinger. Offshore er det få andre kilder og det er derfor enklere å verifisere modellen her. Dette kan for eksempel gjøres ved å slippe sporstoff i en røykfane og måle konsentrasjoner ved prøvetaking og måling fra fly.

NILU vil arbeide videre med denne problemstillingen for egne midler. Hvis det er behov for å fremskynde denne prosessen, vil det være nødvendig å stille midler til rådighet for NILU slik at dette kan prioriteres.

7. Referanser

Henriksen, A., Lien, L. og Traan, T. (1990) Tålegrenser for overflatevann - kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. (NIVA Rapport nr. 89210) (Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 2).

Henriksen, A., Lien, L. og Traan, T. (1992) Tålegrenser for overflatevann. Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrensene for tilførsel av sterke syrer. Oslo, Norsk institutt for vannforskning. (NIVA Rapport nr. 89210) (Naturens Tålegrense. Fagrapport nr. 34).

Henriksen, A. (1996) personlig kommunikasjon.

Simpson, O. (1993) Photochemical model calculations over Europe for two extended summer periods: 1985 and 1989. Model calculations and comparison with observations. *Atmos. Environ.*, 27A, 921-943.

SNOW (1995) NO_x Spredningsstudie for Haltenbanken. Innsamling av grunnlagsdata. Stavanger, 11.9.1995.

Statens forurensningstilsyn (1992) Virkninger av luftforurensning på helse og miljø. Anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo (SFT-rapport, 92:16).

Vedlegg A

Avsetningsprosesser

... ..

Avsetningsprosesser

Utenom NO og NO₂ er de viktigste oksiderte nitrogenforbindelsene i atmosfæren gassformig HNO₃, nitrat i aerosolpartikler, og peroksy-acetylnitrat (PAN), som er et viktig reaksjonsprodukt av den fotokjemiske nedbrytingen av hydrokarboner. Det dannes også andre organiske nitroforbindelser, men konsentrasjonene av disse er relativt ubetydelige.

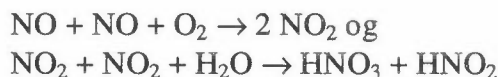
Tilførslene av nitrogen til Nordsjøen, og til kystnære landområder, avhenger både av konsentrasjonene av disse forbindelsene, og hvor raskt eller effektivt de avsettes ved nedbør og ved andre prosesser.

Nedbør

Aerosolpartikler og vannløselige gasser kan tas opp i skydråper og i fallende nedbør. Vannløselige partikler tar opp vann og vokser allerede ved 70-80% relativ fuktighet, og i skyer med vanninnhold over 0,1 g/m³ er de aller fleste aerosolpartiklene inkorporert i skydråpene.

Slike skydråper har en oppholdstid i nedbørskyer på fra 0,5 til 2 timer. Vannløselige gasser i lufta vil derfor være i likevekt med vannet i skydråpene, slik at forholdet mellom konsentrasjonene i henholdsvis lufta og skydråpene kan beregnes ut fra termodynamiske data. Av de aktuelle forbindelsene er bare HNO₃ lett løselig i vann, og i en nedbørsky vil det være ubetydelige mengder HNO₃ som gass, det aller meste vil være løst i skydråpene, sammen med nitrat som er bundet til aerosolpartiklene.

NO og NO₂ er lite vannløselige. Industriell produksjon av salpetersyre foregår riktignok ved at NO og NO₂ reagerer med oksygen i vasketårn, men reaksjonene



er hastighetsbestemmende i denne prosessen. Det er alminnelig enighet om at disse prosessene har liten betydning for nitrogenoksider i atmosfæren, men reaksjonen mellom NO₂ og H₂O har vært i søkelyset som en kilde for HNO₂ i atmosfæren. Jenkin et al (1988) har imidlertid foretatt laboratorieundersøkelser som viste at reaksjonen skjer mellom adsorbent NO₂ og vanddamp på overflaten, og en ekstrapolasjon av måleresultatene viste en gjennomsnittlig 1. ordens reaksjonshastighet på bare 0.036 %/h i forhold til NO₂.

For å kunne bestemme NO₂ ved kjemiske metoder brukes absorpsjonsløsninger som inneholder elektron-donorer, som for eksempel guajacol (EPA, 1977) eller jodid.

Også PAN har beskjeden vannløselighet, men disproporsjonerer til nitritt og eddiksyre. En regner likevel ikke med at nedbørutvasking er med på å redusere levetiden for PAN i atmosfæren i vesentlig grad.

I en nedbørsituasjon der forurensningene er fordelt i hele blandingslaget, vil nitrat-partikler og HNO_3 i alt vesentlig være tatt opp i skydråpene. Konsentrasjonen av nitrat i nedbøren vil da være bestemt av det opprinnelige konsentrasjonsnivået i luften og vanninnholdet i nedbørskyene. I EMEP-modellen, som har en tidsoppløsning på 6 timer er det brukt en utvaskingskoeffesient, λ , på 10^{-4} s^{-1} dersom nedbørintensiteten er over ca. 1 mm/h. Dette gir relativt god overensstemmelse med observerte langtidsmiddelkonsentrasjoner av nitrat i nedbøren (Iversen et al., 1991).

Dersom utslippene befinner seg under skybasen, vil fallende nedbør også kunne ta med seg gasser og partikler. En lettløselig gass som HNO_3 vil kunne tas opp av slike fallende regndråper, spesielt dersom dråpestørrelsen og fallhastigheten ikke er for stor. For at partikler skal kunne tas opp av fallende regndråper, må partikkelstørrelsen i regelen være større enn $2 \mu\text{m}$; mindre partikler vil følge luftstrømmen og vil ikke fanges inn av den fallende dråpen.

Skartveit (1982) undersøkte det kjemiske innholdet av vannløselige komponenter i nedbør i et område i Nordhordaland, og fant der at utvaskingen av sjøsalter og nitrat var større enn av sulfat ved lave nedbørintensiteter. Dette kan forklares ved at nitrat-innholdet i nedbøren enten skriver seg fra relativt store partikler, eller fra HNO_3 -gass.

Opptak gjennom havoverflaten

Opptaket av gasser gjennom havoverflaten avhenger både av gassens løselighet og andre kjemiske egenskaper, og av turbulens og blanding i luft og vann nær overflaten.

Liss og Slater (1974) har vist at diffusjon og turbulent transport i luften over havflaten er viktigst for gasser som er relativt lettløselige i vann, som SO_2 og HNO_3 . Opptakshastigheten av slike gasser gjennom havflaten vil da være avhengig av vindhastigheten og temperaturdifferansen mellom luft og hav. Joffre (1985) har sammenstilt informasjon om vindforhold og turbulens over sjø og har også diskutert opptaket av lettløselige gasser (Joffre, 1988).

Nylig har også Barrett (1994) diskutert tørravsetningen av løselige gasser over hav med spesiell vekt på modellberegninger av spredning og avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser.

I de nærmeste 20-100 m over havflaten er vindstyrke og turbulens definert av relasjonen

$$u = u_* / k \cdot \ln(z/z_0)$$

der u er vindstyrken og z er høyden over havflaten. z_0 er en ruhetsparameter som øker med økende vindhastighet og bølgehøyde. Charnock's (1955) relasjon definerer ruheten til

$$z_0 = \alpha \cdot u_*^2 / g$$

der α er en konstant. Vanligvis settes $\alpha = 0,144$, men Barrett (1994) har valgt $\alpha = 0,035$ i overensstemmelse med Nordeng (1991). I DNMI's numeriske værvarslingsmodell brukes $\alpha = 0,032$.

u_* er friksjonsvindhastigheten, som har sammenheng med vindens friksjon mot havoverflaten, og k er von Karman's konstant.

For gasser som SO_2 og HNO_3 kan en regne at konsentrasjonen på sjøoverflaten er 0. Opptakshastigheten vil da i hovedsak være begrenset av transporten gjennom det turbulente grenselaget, og i mindre grad av den molekylære diffusjonen gjennom det laminære grenselaget nærmest havoverflaten. I forhold til konsentrasjonen i en referanse høyde, for eksempel 10m over sjøoverflaten, vil opptaket kunne beskrives som en flux

$$F = v_d \cdot C = C / (r_a + r_b)$$

r_b er vanligvis liten (under 2 s/m). r_a kan beregnes ut fra vindhastigheten og ruheten, ved hjelp av formelen

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

Verdier for r_a ved ulike vindhastigheter er gitt i tabell A1.

Tabell A1: Diffusjonsmotstand r_a over sjøoverflater ved ulike vindhastigheter og atmosfæriske stabilitetsklasser. Referanse høyde 10 m.

Vindhastighet, m/s	Diffusjonsmotstand, r_a s/m		
	(Ustabil)	(Nøytral)	(Stabil)
0,5	283	488	4133
1	244	369	2066
2	184	258	1033
3	150	195	362
5	111	130	-
10	-	68	-
20	-	34	-

Temperaturforskjellen mellom luft og sjø kan påvirke utvekslingshastigheten, spesielt ved lave vindhastigheter, og verdier av r_a ved stabil og ustabil atmosfærisk stabilitet er derfor tatt med i tabellen.

Prøvetaking med kaskadeimpaktor (Hillamo et al., 1991), viser tydelig at nitrat er knyttet til sjøsaltaerosoler, partikler i størrelsesområdet 2-10 μm , slik at det tydelig foregår en reaksjon mellom HNO_3 og sjøsaltaerosolene som beskrevet i kapittel 2. Ottley og Harrison (1992) er forøvrig kommet til samme konklusjon.

Ammoniumnitrat er ellers en viktig nitrogenforbindelse i forurensede luftmasser i Europa (se for eksempel Harriman et al., 1989).

Sjøsalter i det marine grenselaget forutsetter at bølgene "bryter" slik at det dannes skum og luftbobler som brister. Konsentrasjon av sjøsalter øker sterkt med økende vindhastighet og bølgehøyde (Woodcock, 1953). Også vertikaltransporten øker med økende vindhastighet. Det er foretatt en mengde målinger og observasjoner av sjøsaltkonsentrasjoner i luft, og forsøk på å beskrive hvordan konsentrasjonene avhenger av vindhastigheten. Endel av dette materialet er referert av Vitols (1976), for øvrig vises til en nylig utkommet artikkelsamling redigert av Monahan og MacNiocaill (1986).

Forenklet kan en si at konsentrasjonen av sjøsalter i luft er en funksjon av produksjonen av dråper på sjøoverflaten, og av vertikal transporten av dråper og partikler fra overflatelaget ved turbulent diffusjon. Dråpene avgir vanndamp ved fordampning, men vil fortsette å være dråper ved relativ fuktighet over ca 80%. Typiske saltkonsentrasjoner i Nordsjøen målt ved 25 m høyde over overflaten er 10-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ved vindhastigheter omkring 10 m/s (Cambray et al., 1975). Dette refererer til målinger i 25 m høyde. Konsentrasjonen avtar imidlertid sterkt med høyden. På Birkenes var middelkonsentrasjonene ved vind fra sørvest og vest 1-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Amundsen et al., 1992). Den store forskjellen skyldes både at økt ruhet og vertikalblanding over land fører til en fortykning av konsentrasjonene i laget nærmest bakken, og at de relativt store sjøsaltpartiklene avsettes effektivt ved impaksjon til barskog og andre landskapselementer. (Målestasjonen i Birkenes ligger ca 20 km fra kysten, men ved vestlig vind vil luft bli transportert over land 100-200 km.)

Reaksjonen med sjøsaltaerosol er med på å øke transporten av nitrat og å redusere avsetningen på havoverflaten. Avsetningen i kystnære områder blir tilsvarende større. Noen kvantitativ modell som beskriver denne prosessen finnes imidlertid ennå ikke. Målingene viser at konsentrasjonen i luft av nitrat assosiert med sjøsaltpartikler i hovedsak er større enn konsentrasjonen av gassformig HNO_3 . Disse målingene er imidlertid fortsatt nær bakken, og siden sjøsaltkonsentrasjonen avtar sterkt med høyden, er det sannsynlig at dette ikke er tilfelle i hele grenselaget opptil 1000-2000 m. Prosessen betyr sannsynligvis lite for totalavsetningen til Nordsjøen, men kan være en forklaring på forekomsten av nitrat i luft og nedbør i fjerntliggende områder, og kan også tenkes å være en del av forklaringen på den relativt store tilførselen av $\text{NO}_3\text{-N}$ i nedbøren på Sør-Vestlandet.

Tørravsetning over land

På samme måte som gasser absorberes av sjøoverflaten vil de også kunne absorberes av vegetasjon og andre overflater på land. Opptaket er avhengig av gassenes kjemiske egenskaper i forhold til overflaten, og av transporthastigheten gjennom det turbulente og det laminære grenselaget.

Avsetningshastigheten til en gitt flate, V_d , kan uttrykkes som en funksjon av tre motstandselementer r_a , r_b og r_c , som representerer henholdsvis diffusjonen

gjennom det turbulente og det laminære grenselaget, og en “indre motstand” som kan være knyttet til opptak gjennom bladenes spalteåpninger.

$$V_d = \frac{1}{r_a + r_b + r_c}$$

Den aerodynamiske motstanden varierer med terrengets ruhet, vindhastigheten og atmosfærens stabilitet. Tabell A2 angir typisk ruhet og aerodynamisk motstand for endel overflater.

Tabell A2: Ruhet og diffusjonsmotstand for ulike arealtyper ved vindstyrke 2 og 4 m/s målt i 10m høyde.

	Ruhet m	Diffusjonsmotstand i s/m ved:	
		2 m/s	4 m/s
Snø	0,001	265	42
Kort gras	0,02	121	19
Landbruksarealer	0,1	66	11
Skog	1	17	3

Som det fremgår av tabellen, er den aerodynamiske motstanden stort sett mindre over land enn over sjø. Unntaket her er snødekte flater, som også vil gi økt aerodynamisk motstand på grunn av utstrålingen (Dovland og Eliassen, 1976).

Den “indre” motstanden, r_c , vil være knyttet til de kjemiske egenskapene til gassen og til den absorberende flaten. HNO_3 er meget reaktivt overfor de fleste overflater, og avsetningen er derfor, som over hav, bestemt av den turbulente diffusjonen og diffusjonen gjennom det laminære grenselaget. Dette fører til at avsetningshastigheten for HNO_3 vil være meget høy, og av størrelsesorden 2-10 cm/s. Unntaket her er snødekte flater, som også vil gi økt aerodynamisk motstand på grunn av utstrålingen (Dovland og Eliassen, 1976), også på grunn av de kjemiske egenskapene til snø er avsetningen liten. Johansson og Granat (1987) fant således at HNO_3 ikke tas opp av tørr snø ved temperaturer under -5°C .

NO_2 tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og her er diffusjonen gjennom spalteåpningene også hastighetsbegrensende. r_c vil være bestemt av spalteåpningenes geometri, det samlede areal av spalteåpninger, og av om spalteåpningene er åpne eller lukket (O'Dell et al., 1973; Hicks et al., 1987). Dette begrenser i praksis avsetningshastigheten for NO_2 til 0,5-1 cm/s om dagen i vekstsesongen. Utenom vekstsesongen er avsetningshastigheten for NO_2 meget liten, siden NO_2 ikke absorberes av fuktfilm på våte overflater slik som f.eks. SO_2 (Johansson, 1987).

Avsetningshastigheten for PAN er lite undersøkt, men PAN vil bli tatt opp gjennom plantenes spalteåpninger, og i mindre grad også av våte overflater. Garland og Penkett (1976) målte avsetningshastigheter til grasdekte flater av

størrelsesorden 0,2 cm/s, mens Wesely (1989) angir en maksimal avsetningshastighet for løvskog på 0,5 cm/s.

Viktige prosesser er sedimentasjon, impaksjon og intersepsjon. Sedimentasjonshastigheten er bestemt av Stokes' lov, og er ca. 1 cm/s for partikler med 20 μm diameter, men bare 0,01 cm/s for partikler med 2 μm diameter. Aksellerasjon av luftstrømmen rundt ruhetselementer som kvister og barnåler øker imidlertid avsetningene av partikler i størrelsesområdet 1-10 μm . Denne impaksjonsavsetningen avhenger sterkt av vindhastigheten. Endel partikler "filtreres" også ved intersepsjon med strukturelementer som dunhår på planter og lignende. Spesielt for partikler med diameter i området 0,2-1 μm råder det stor usikkerhet om avsetningsmekanismer og avsetningshastigheter (Lövsblad et al., 1992). Selv om teoretiske vurderinger og beregninger skulle tilsi at avsetningshastigheten for slike partikler er mindre enn 0,1 cm/s, finnes det også enkelte eksperimentelle undersøkelser og forsøk som tyder på at avsetningshastigheten kan være opptil 1 cm/s. Dette gjelder spesielt områder med barskog.

Partikler større enn 1 μm vil ha en betydelig avsetningshastighet, som øker med økende vindhastighet og partikkelstørrelse.

Siden det ikke er datamessig grunnlag for en modellbeskrivelse av partikkelavsetningen basert på vindstyrke, størrelsesfordeling og arealklassifisering, er følgende avsetningshastigheter (Tabell A3) valgt for å representere tørravsetningen i Sør-Norge (Pedersen og Tørseth, 1994).

Tabell A3: Avsetningshastigheter for nitrogenforbindelser til ulike arealtyper (cm/s).

	Dyrket mark	Barskog	Annet areal	Snø
NO ₂	0.2	0.4	0.3	0.02
HNO ₃ og NO ₃ -partikler > 2 μm	1	2	1	0.5
(NH ₄) ₂ SO ₄ -partikler < 2 μm	0.2	0.4	0.2	0.1

Det er ikke tatt med noe anslag over tørravsetning av PAN, som ikke gir noe stort bidrag til tørravsetningen av oksiderte nitrogenforbindelser.

Vedlegg B

Reaksjoner i atmosfæren

Reaksjoner i atmosfæren

Ved forbrenning av olje og gass foreligger oftest 1-10 % av nitrogenoksidene i utslippet som nitrogendioksid (NO_2) og resten som nitrogenmonoksid (NO). Summen av NO og NO_2 kalles gjerne NO_x .

Nitrogenoksidenes kjemiske omvandlingsreaksjoner er omtalt i flere bøker, oversiktsartikler og prosjektrapporter, se f.eks. Seinfeld (1986), Grennfelt et al. (1987) og Sandnes (1993).

NO kan oksideres til NO_2 av atmosfærisk oksygen:



Reaksjonen er imidlertid langsom, og den har bare praktisk betydning ved svært høye NO -konsentrasjoner, dvs. i umiddelbar nærhet av utslippet. Reaksjonen kan katalyseres av høye partikkelkonsentrasjoner. Aktiveringsenergien ved reaksjonen er negativ, og det betyr at oksidasjonshastigheten øker med avtakende temperatur (Lindqvist et al., 1982).

Den viktigste reaksjonen for oksidasjon av NO til NO_2 er med ozon (O_3):



Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon i Sør-Norge er 20-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (10-40 ppb). Inntil 10-40 ppb NO_2 kan derfor dannes ved reaksjon (2).

NO_2 dissosieres til NO og atomært oksygen (O) av solstråling med bølgelengder mindre enn 440 nm:



Atomært oksygen (O) reagerer svært raskt med molekylært oksygen (O_2) og danner ozon (O_3):



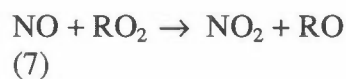
O_3 oksiderer imidlertid raskt NO til NO_2 , og reaksjon (2) tilsvarer summen av reaksjon (3) og (4) men med motsatt fortegn, uten nettodannelse av O_3 . Disse reaksjonene fører derfor til at det vil innstille seg en likevekt mellom NO , NO_2 og O_3 , uten videre dannelse av ozon. Likevekten påvirkes av strålingsintensiteten.

Hvis vi forutsetter at ozon og atomært oksygen er i såkalt fotostasjonær tilstand, dvs. at de dannes og forbrukes tilnærmet like raskt, kan ozonkonsentrasjonen uttrykkes ved følgende enkle uttrykk:

$$[\text{O}_3] = \frac{k_3}{k_2} \frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}]}, \text{ der } K_2 \text{ og } K_3 \text{ er reaksjonshastighetene for reaksjonene} \quad (2) \text{ og } (3). \quad (5)$$

For at ozonkonsentrasjonen skal nå opp mot grenseverdiene, dvs. 50-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (25-50 ppb), vil $[\text{NO}_2]/[\text{NO}]$ - forholdet i følge likning (5) være lik 2,5-5 om dagen.

Nettodannelse av O_3 kan forklares ved at NO oksideres til NO_2 uten at O_3 forbrukes. Slik oksidasjon skjer ved reaksjoner med et hydroperoksyldradikal (HO_2) eller mer generelt av et vilkårlig peroksyldradikal (RO_2):



Peroksyldradikaler kan dannes ved nedbryting av hydrokarboner med hydroksylradikaler (OH), som f.eks. illustrert for butan (C_4H_{10}):



OH er svært reaktivt og den bestemmende komponenten for oksidasjonen i atmosfæren. OH eksisterer bare om dagen når det er fotokjemisk aktivitet (UV-stråling). Konsentrasjonen av OH kan bli inntil 10^7 molekyler pr. cm^3 (dvs. $4 \cdot 10^{-7}$ ppm eller $4 \cdot 10^{-4}$ ppb).

Dannelse av peroksyacetylnitrat (PAN) skjer ved reaksjon mellom NO_2 og et peroksyacetyldradikal:



Peroksyacetyldradikalet kan dannes ved nedbryting av f.eks. acetaldehyd. PAN er en nitrogenholdig fotokjemisk oksidant, som er termisk ustabil i atmosfæren. Dekomponeringen (likning (9) mot venstre) øker med økende temperatur. PAN og andre peroksyacetylnitrater fungerer som midlertidige lagre av nitrogenforbindelser. Kjemisk levetid for PAN varierer fra 6 h ved $+10^\circ\text{C}$ til 2 mnd. ved -20°C .

For videre oksidasjon av NO_2 til salpetersyre (HNO_3) er flere reaksjonsveier mulige:

A. Reaksjon med hydroksyl (OH):



B. Reaksjon med ozon (O_3):



NO_3 og N_2O_5 er fotokjemisk ustabile. De spaltes lett ved solstråling og forekommer vesentlig om natta. Reaksjonene (11)-(13) har derfor mindre betydning om dagen. Reaksjon (13) er en heterogen reaksjon mellom gassformig N_2O_5 og fuktige aerosolpartikler. Ved høy luftfuktighet om natta kan reaksjon (13) bli så rask at reaksjon (11) blir hastighetsbestemmende. Ved lav luftfuktighet vil NO_3 og N_2O_5 være midlertidige lagre av nitrogenforbindelser om natta, og NO_3 og N_2O_5 vil spaltes tilbake til NO_2 om dagen.

Vi ser av likningene (2)-(13) hvordan fotokjemien virker sterkt inn, ved at ozon og radikaler er viktige for oksidasjon av NO til NO_2 og videre til HNO_3 , og for dannelse av PAN og andre nitrogenholdige oksidanter.

Nitrogenoksidenes omvandlingsreaksjoner og spredning beregnes i Europa innenfor det internasjonale programmet EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), se f.eks. Sandnes (1993).

Gassformig HNO_3 reagerer med sjøsaltaerosoler og danner gassformig HCl og nitrat i aerosolfasen



Vedlegg C

Beskrivelse av EMEP-modellen

Modellen beregner konsentrasjoner av 70 kjemiske komponenter i fritt valgte geografiske punkter ved å integrere fysiske og kjemiske prosesser langs trajektorier (luftbaner) i 4 døgn. Nødvendige meteorologiske data er gitt hver 6. time i et 150*150 km² rutenett. Rutenettet er vist i Figur 3.1. Dataene er basert på bakkeobservasjoner av temperatur, fuktighet, vind og skydekke som er objektivt analysert ved hjelp av den norske værvarslingsmodellen. I tillegg kommer en rekke avledede meteorologiske parametere, f. eks. blandingshøyde, vertikalhastighet, stabilitet, konvektiv aktivitet etc. som er beregnet bl. a. på grunnlag av daglige radiosondeoppstigninger. Trajektoriene beregnes på grunnlag av horisontale vindhastigheter langs konstante trykkflater, 925 hPa, som tilsvarer ca 700 m o.h. i en standard atmosfære (10 grader C og 1013 hPa ved bakken).

Kontinuitetsligningen for 70 komponenter integreres langs trajektoriene og inkluderer utslipp av SO₂, NO_x, CO og VOC i 150 kjemiske reaksjoner. Tidsskrittet i integrasjonen av de kjemiske prosessene er 15 minutter. Årsmidlede utslippsrater er gitt i EMEP-rutenettet, og blir gitt en sesong- og døgnsyklus i modellberegningene. Modellen beregner ikke vertikale konsentrasjonsgradienter, alle komponentene antas fullstendig blandet opp til blandingshøyden. Blandingshøyden varierer over døgnet og har gjerne verdier mellom 300 og 1 500 m, avhengig av stabilitet og vindstyrke.

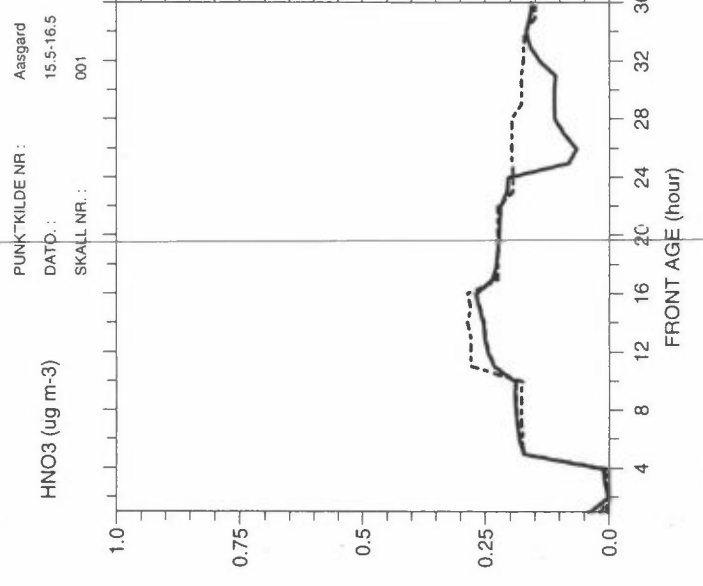
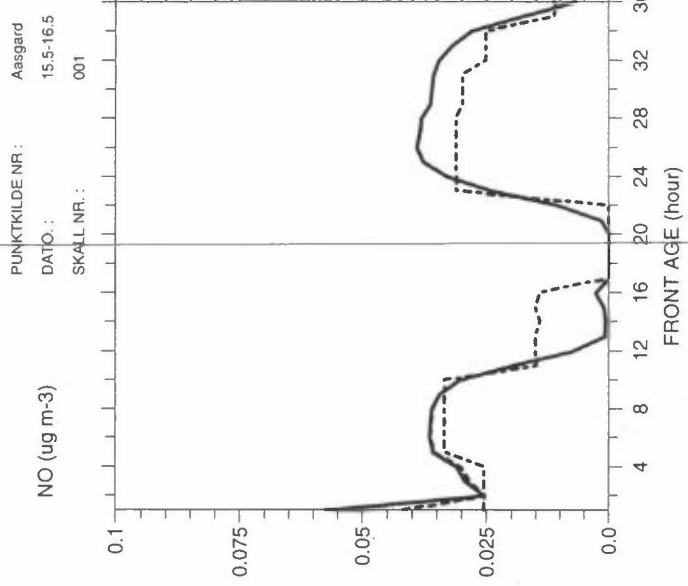
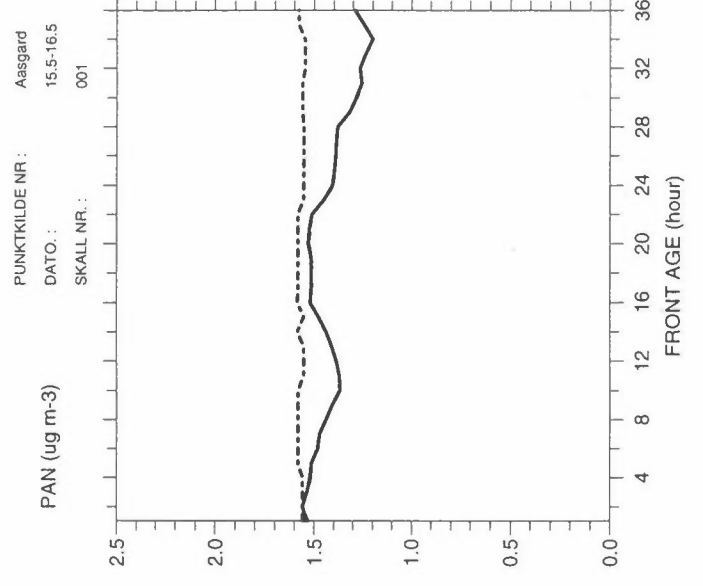
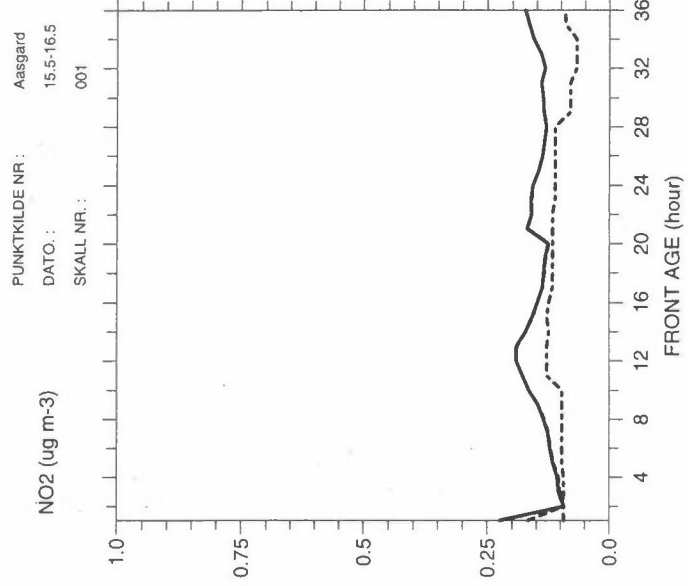
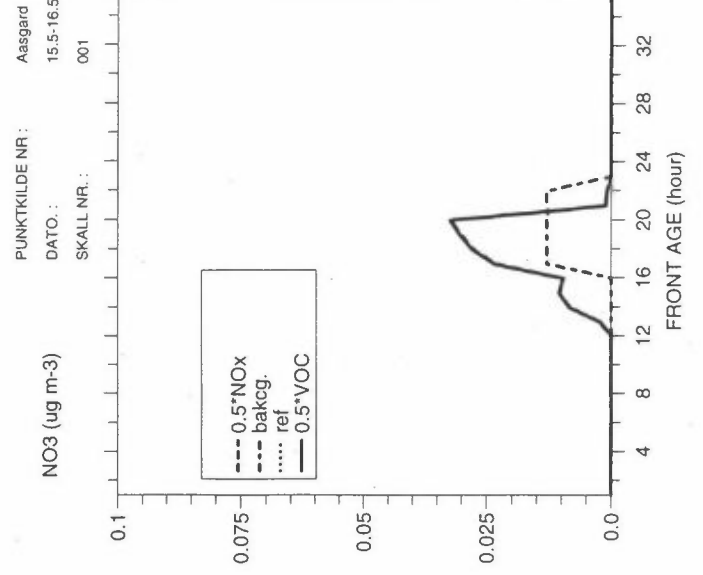
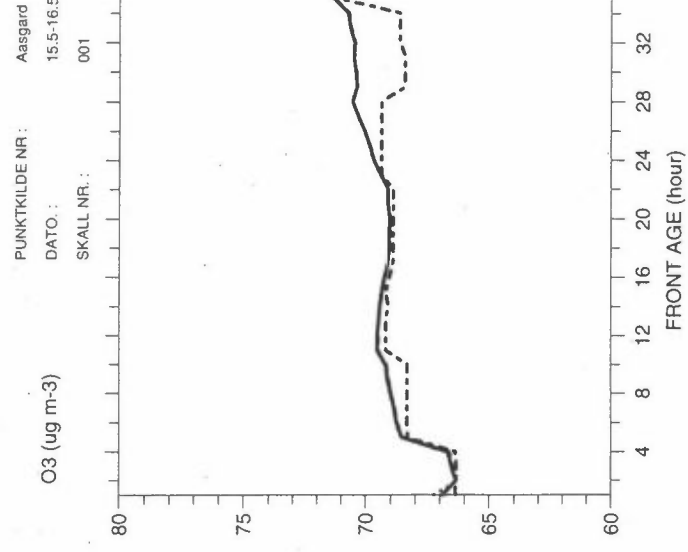
VOC-utslippet i EMEP-modellen fordeles på etan, eten, propen, n-butan, o-xylene og isipren, mens det ikke er tilgjengelig utslippstall for sekundære hydrokarboner som aldehyder, ketoner eller alkoholer. Dette er en betydelig forenkling i forhold til reelle utslipp av VOC, som inneholder et stort antall organiske forbindelser. Imidlertid er det et vesentlig poeng ved atmosfærekjemiske modeller å forenkle den organiske kjemien både pga. regnetid og oversiktighet. I EMEP modellen fordeles det totale VOC- utslippet på de nevnte komponentene etter en nøkkel som gir en realistisk kjemisk reaktivitet for blandingen. Sammenligninger mellom EMEP- modellen og modeller med svært detaljerte kjemiske reaksjoner har indikert at for røykfane-situasjoner er forskjellen i beregningsresultatene små.

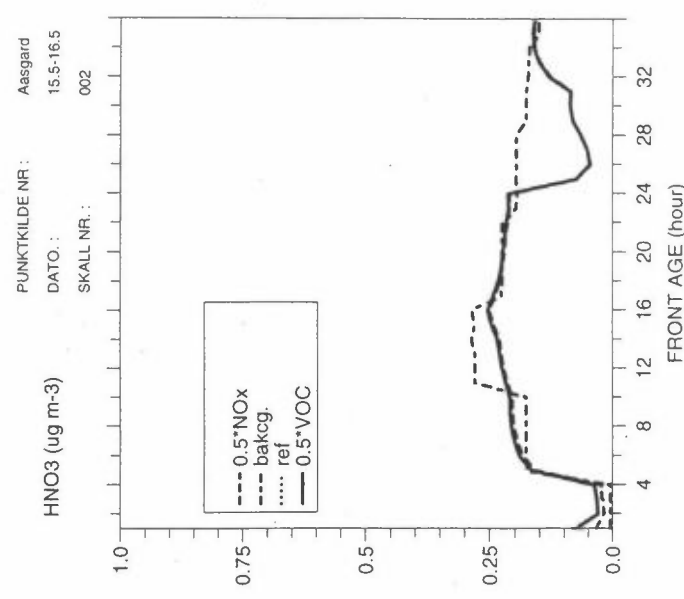
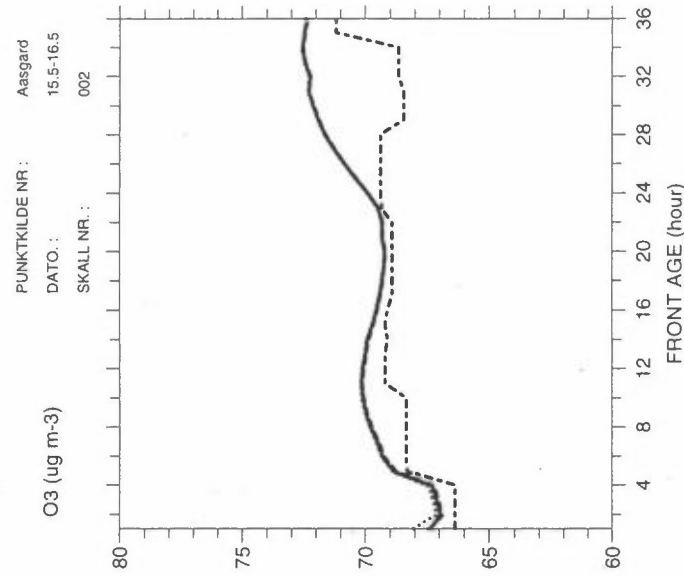
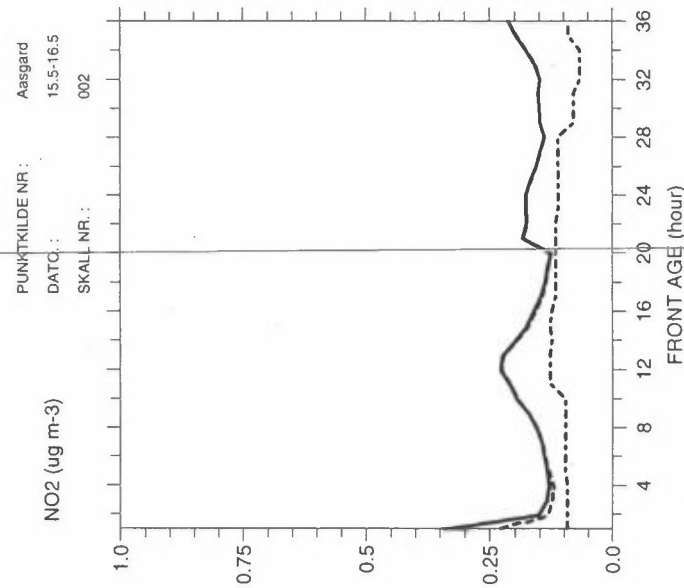
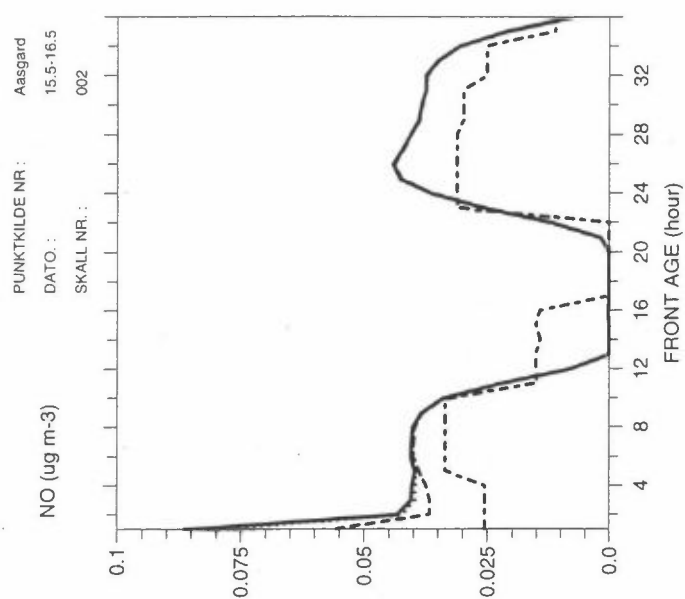
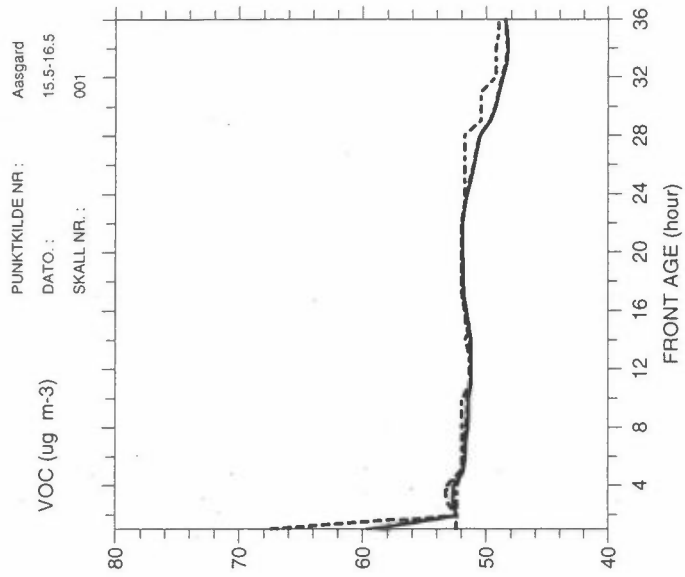
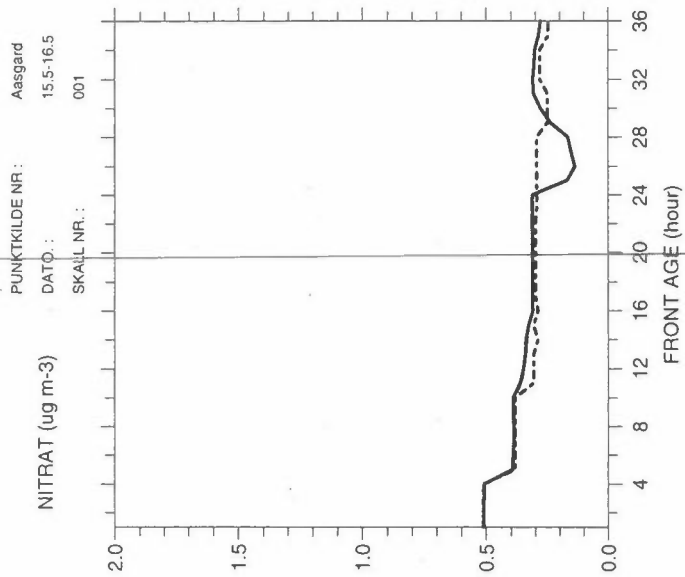
Vedlegg D

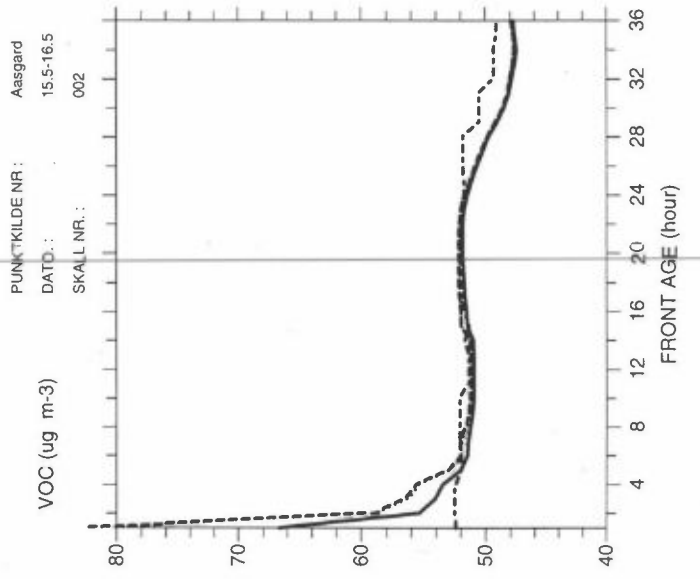
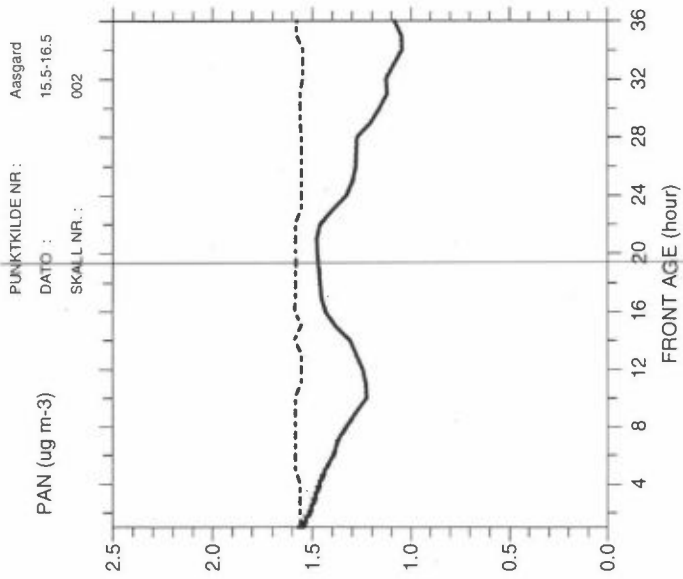
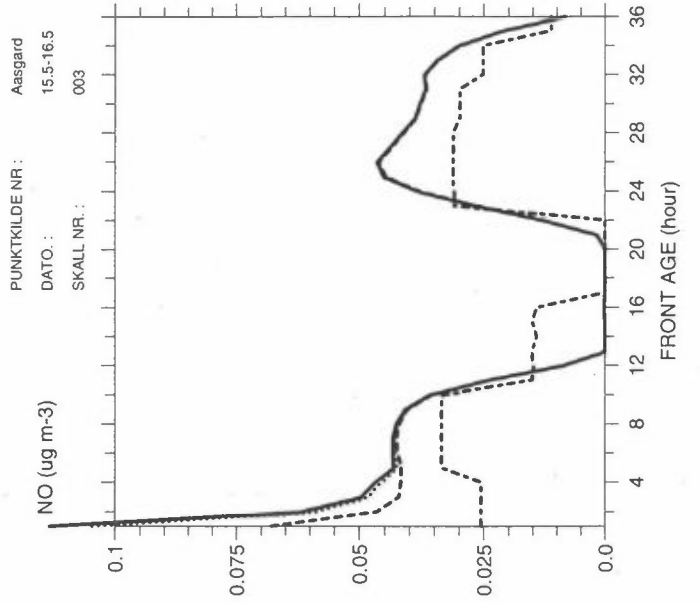
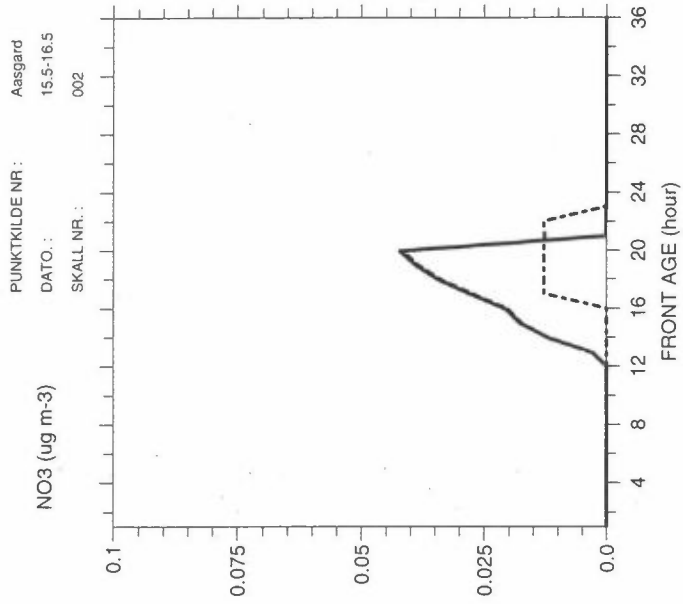
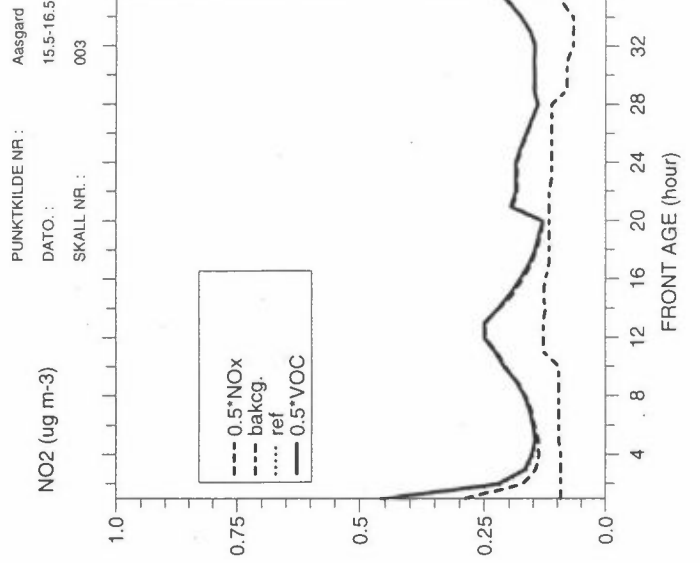
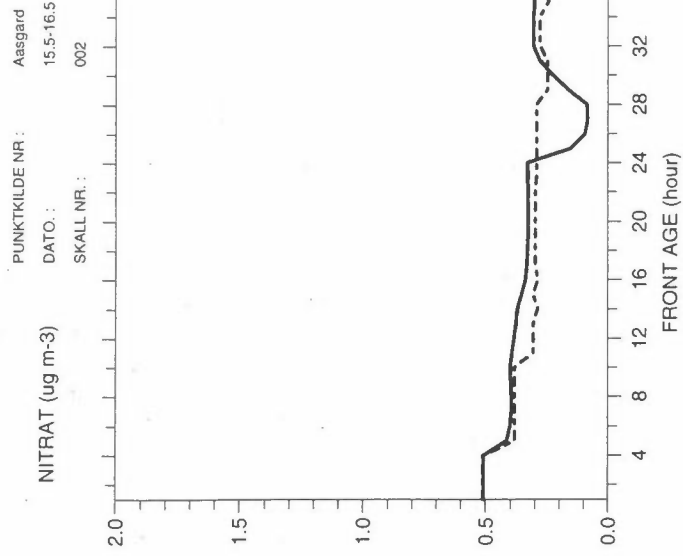
Beregninger av reaksjonsforløpet i et segment fra utslipp på Åsgard (turbin, dieselmotorer, fakling).

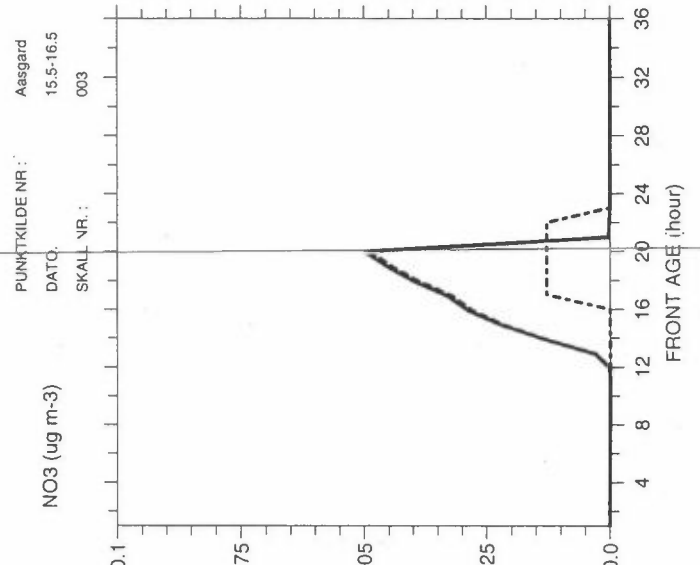
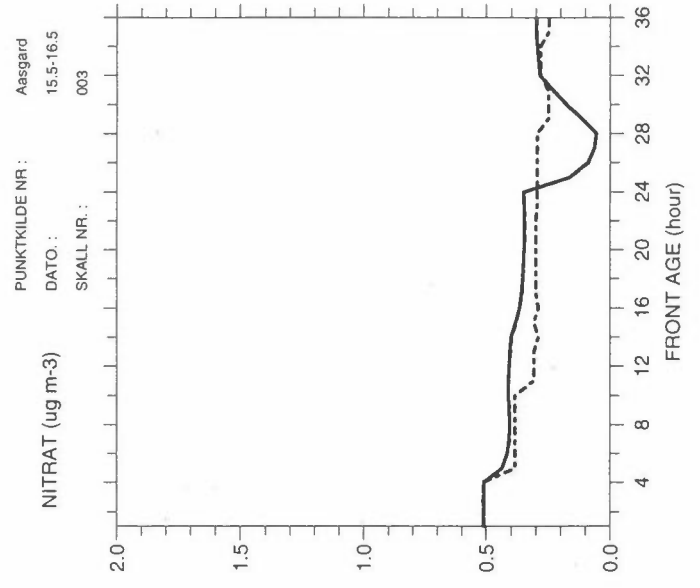
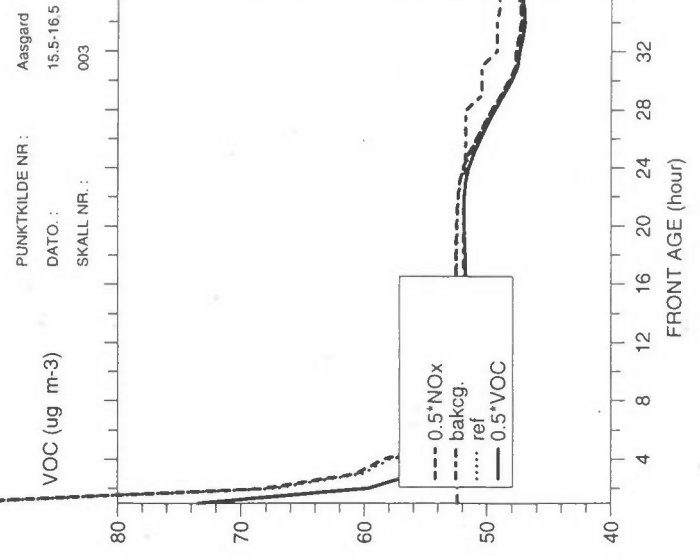
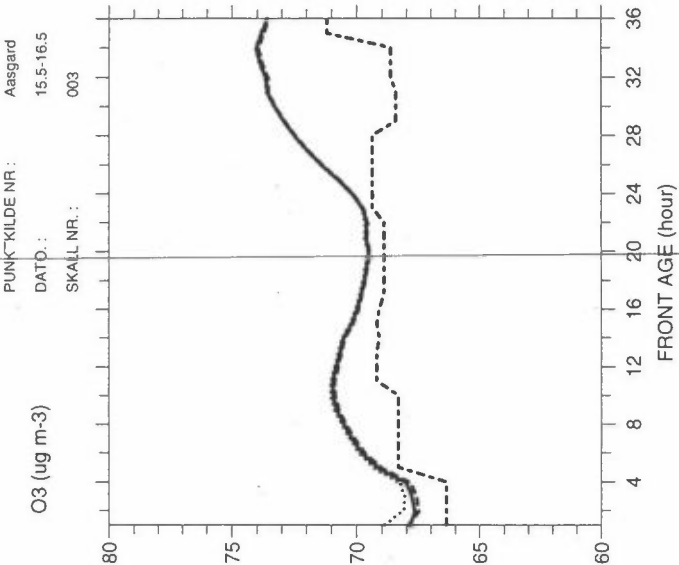
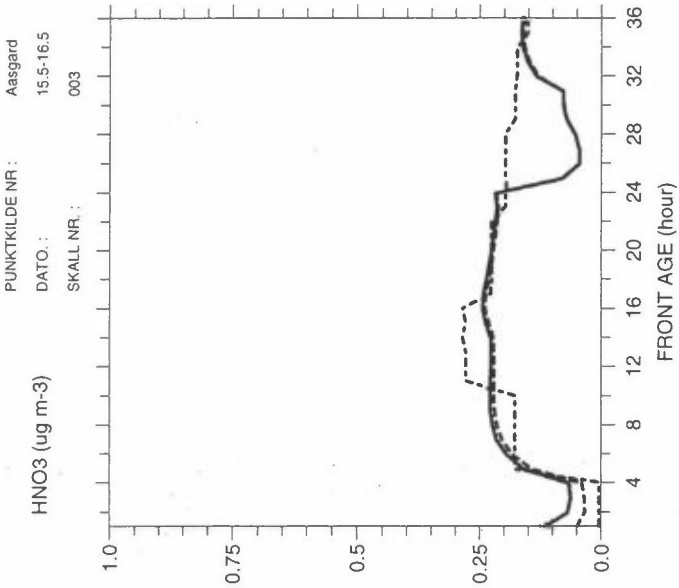
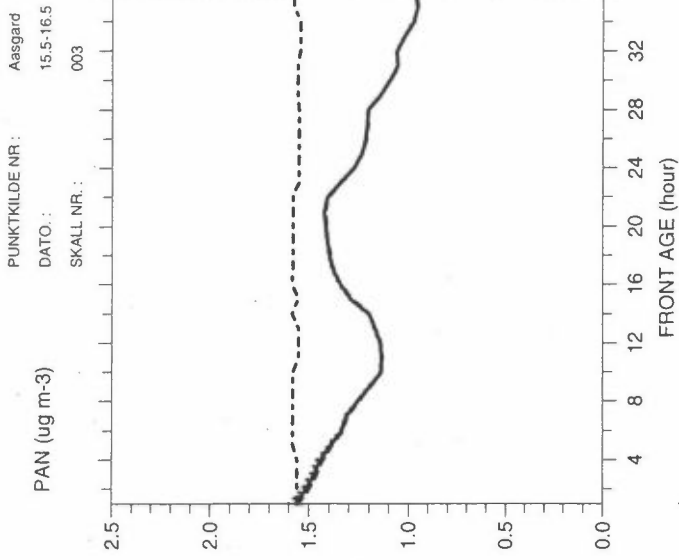
De følgende figurene viser konsentrasjonsforløpet som funksjon av tiden for en røykfaner fra plattformutslipp på Åsgard. Det er gitt tre kurver for hver komponent i hver del av plumen. Dette er bakgrunnskonsentrasjonen, beregninger med fulle utslipp, beregninger med 50% reduksjon i NMVOC-utslippet, og en beregning med 50% reduksjon i nitrogenoksid-utslippet.

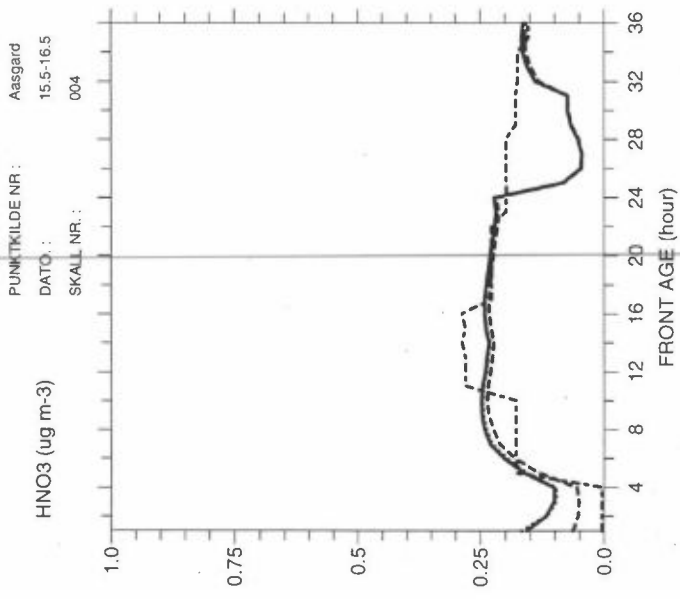
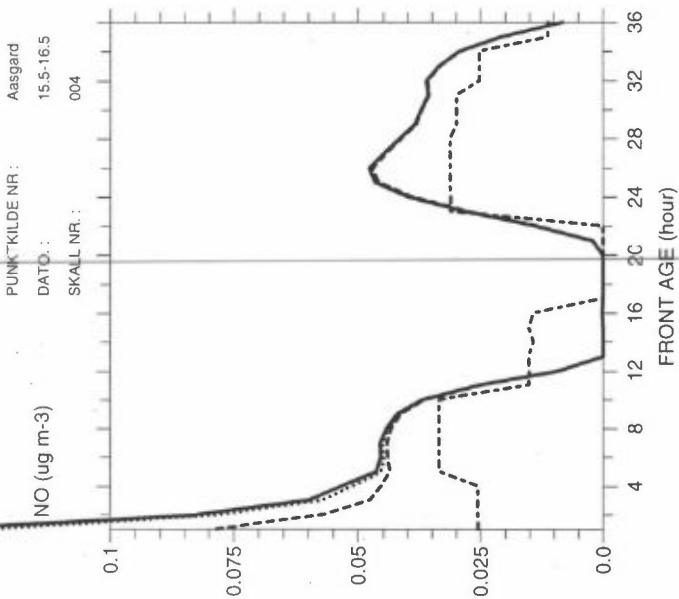
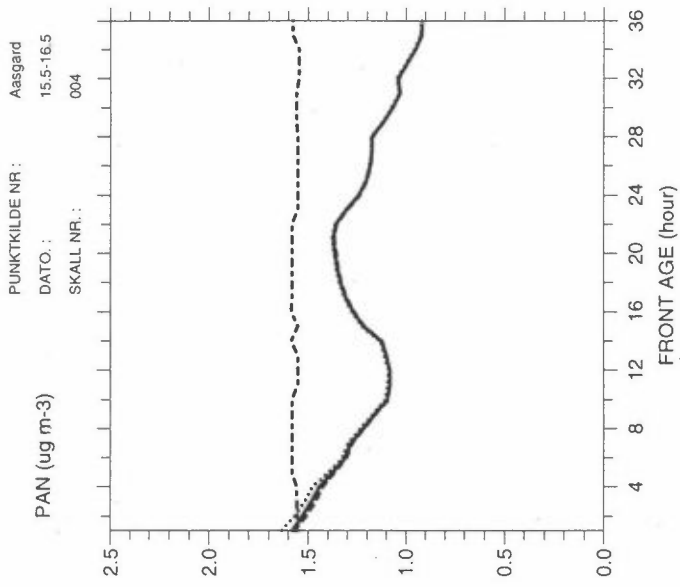
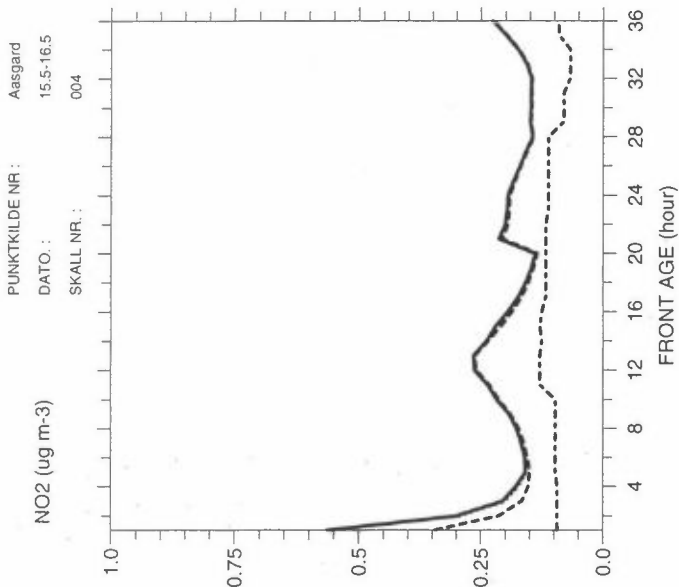
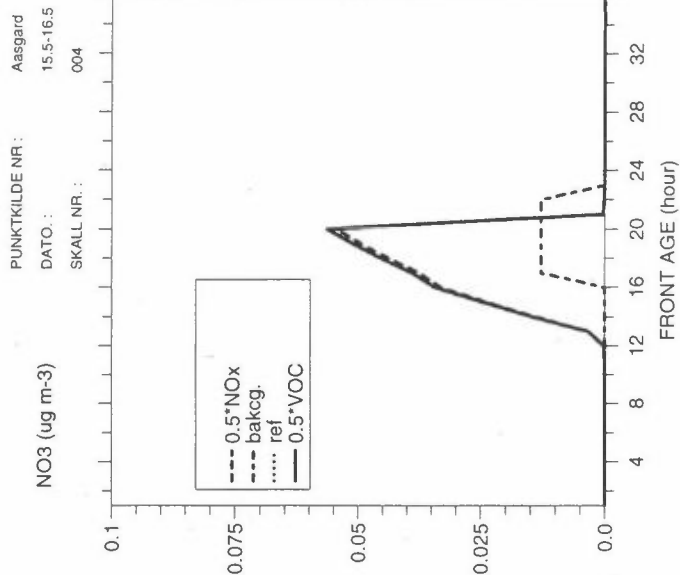
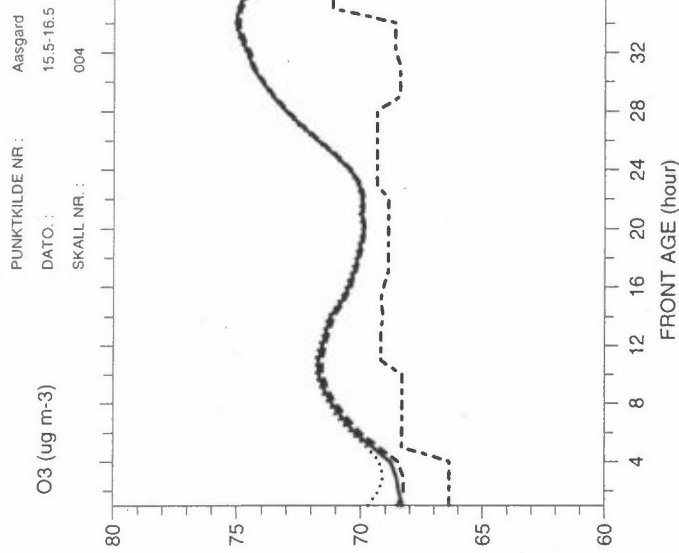
De forskjellige delene av røykfanen er nummerert fra skall nr. 1 til 15. Skall nr. 8 er det midterste skallet og røykfanen er symmetrisk rundt dette skallet.

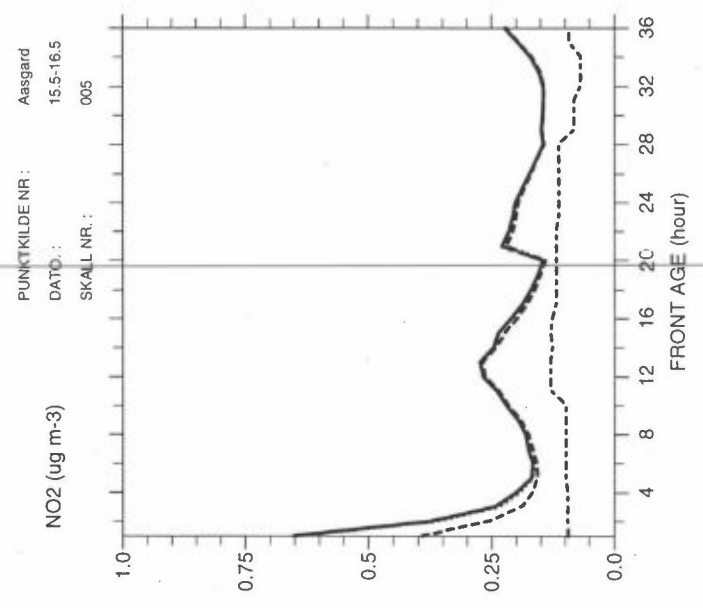
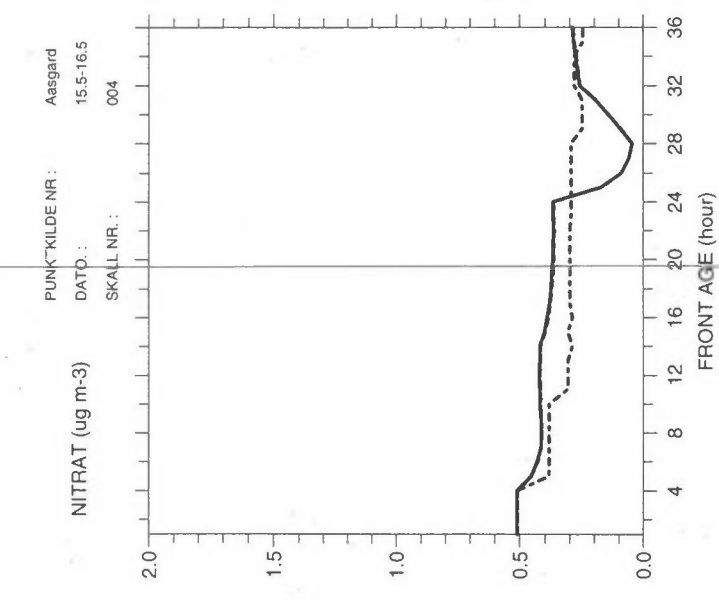
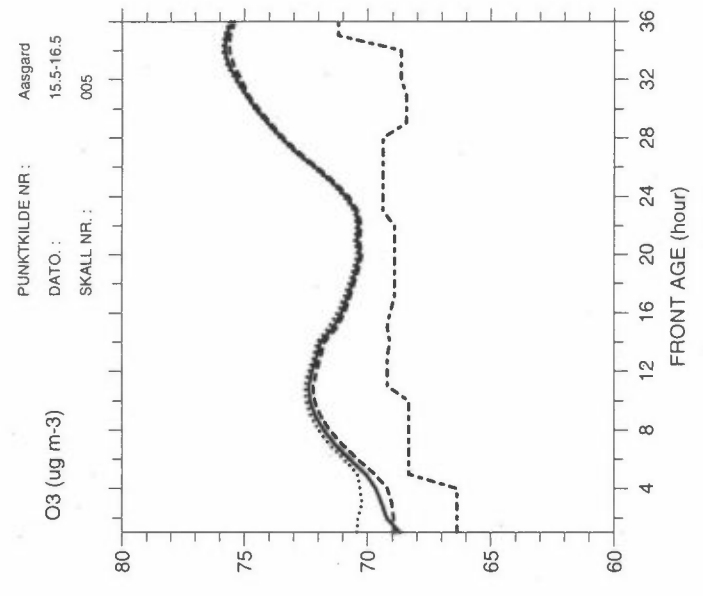
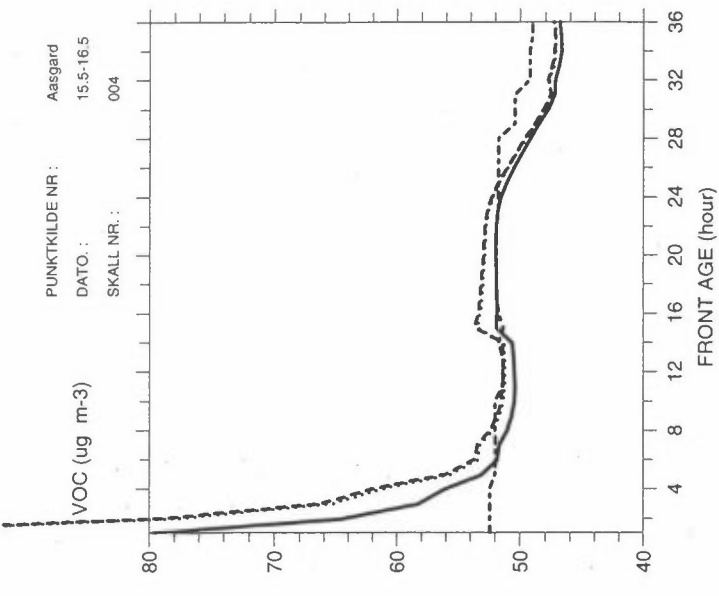
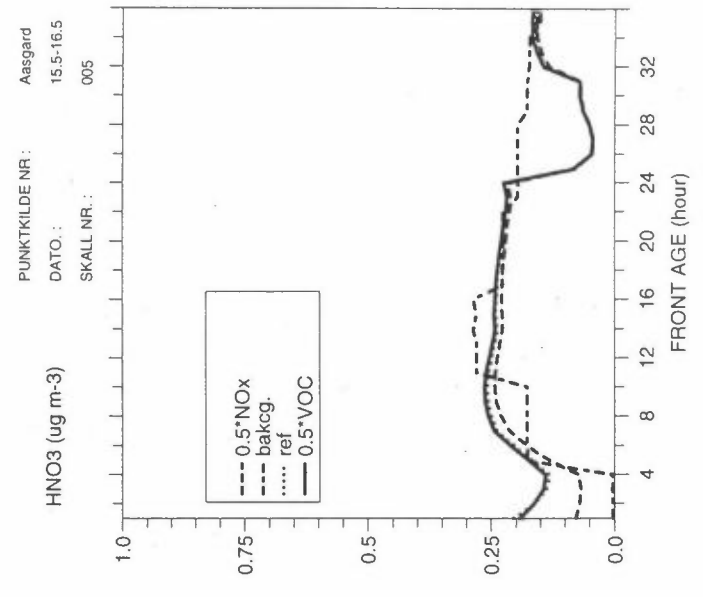
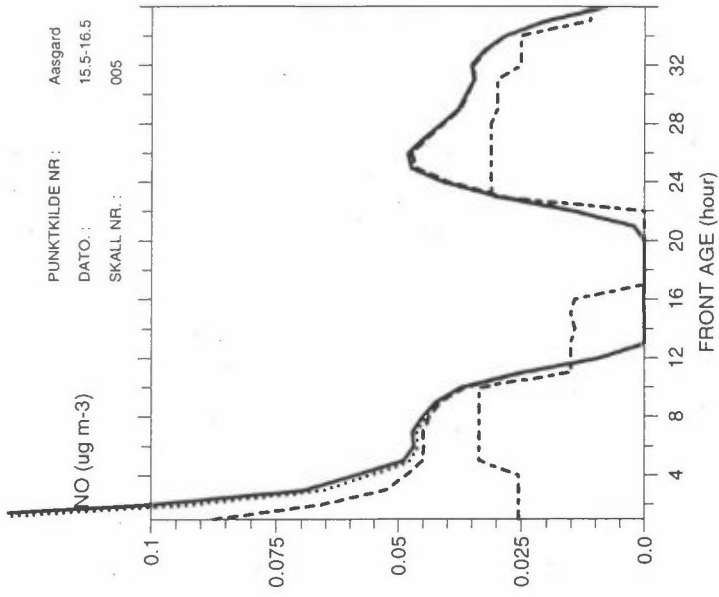






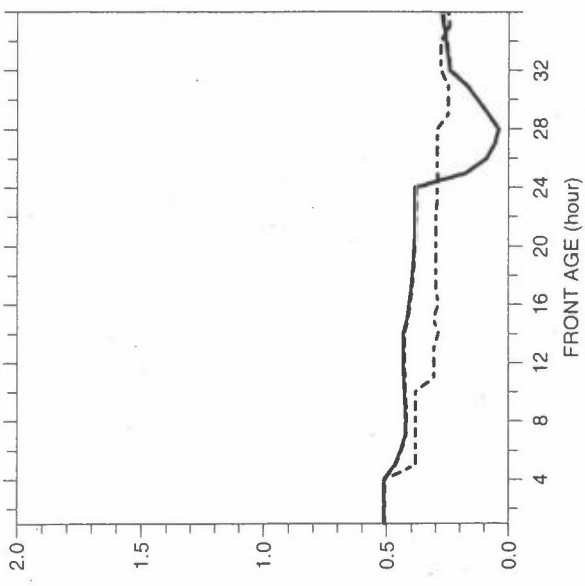






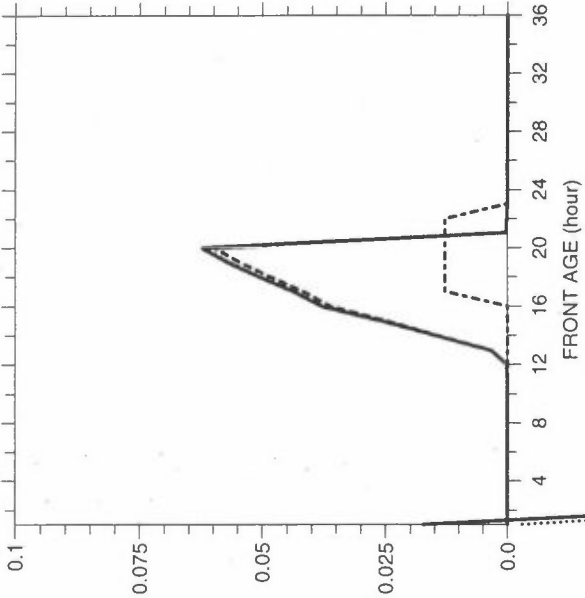
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 005

NITRAT (ug m-3)



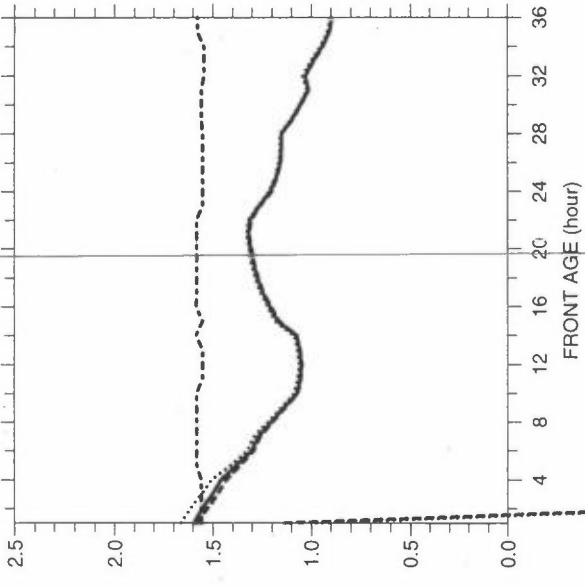
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 005

NO3 (ug m-3)



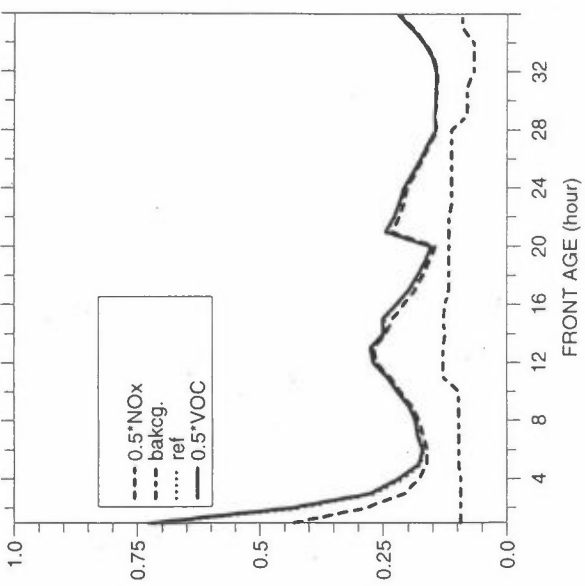
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 005

PAN (ug m-3)



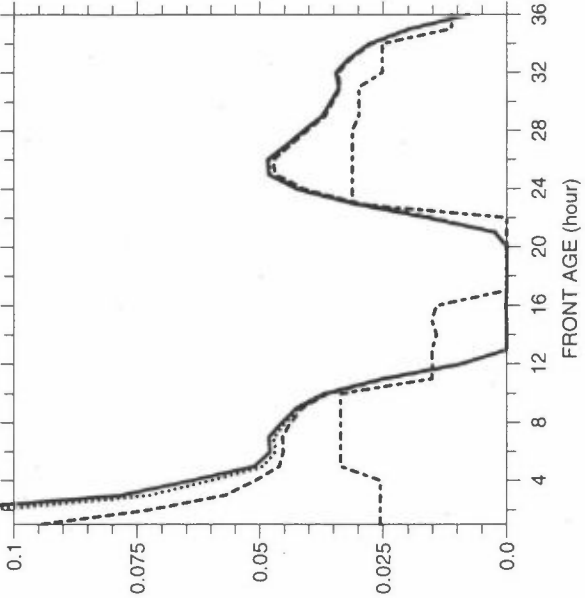
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 006

NO2 (ug m-3)



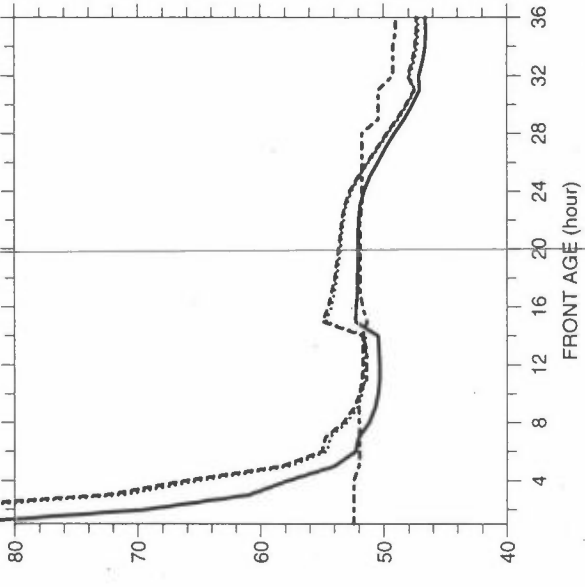
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 006

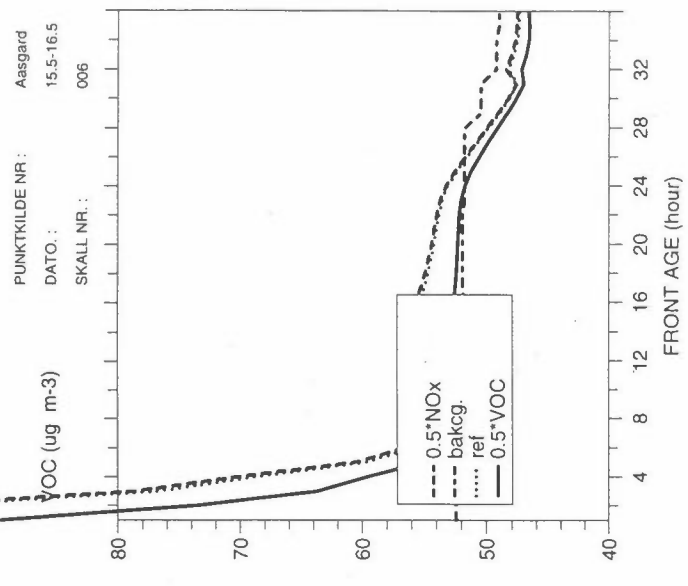
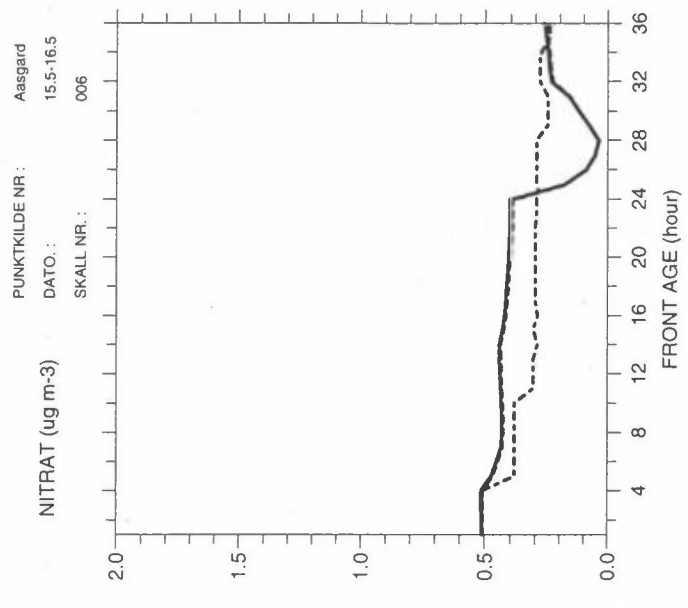
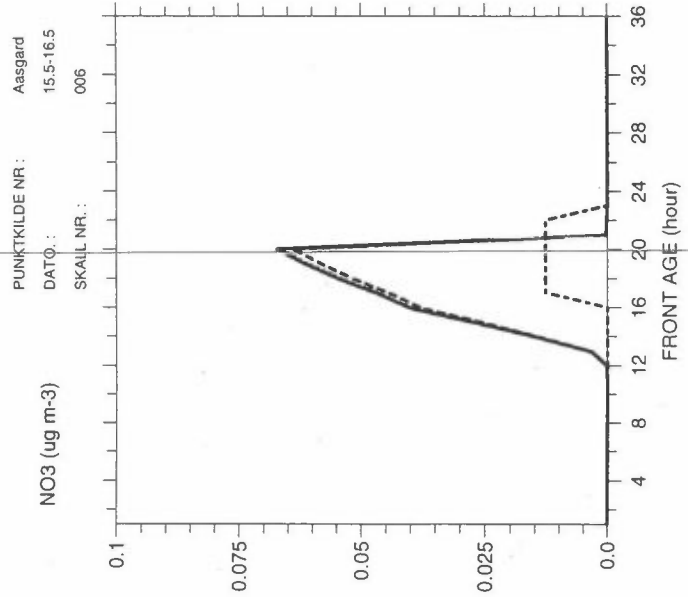
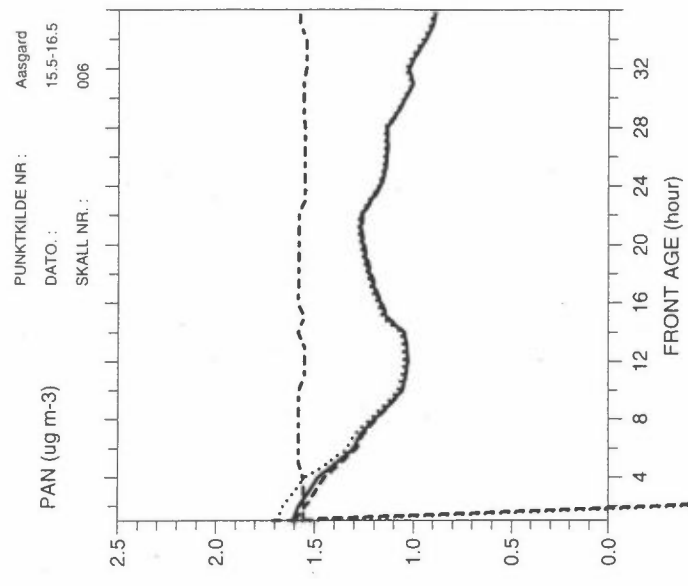
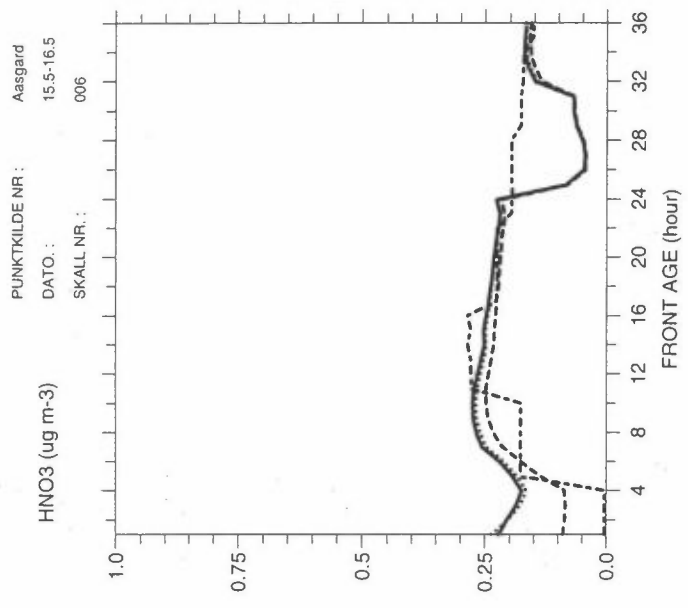
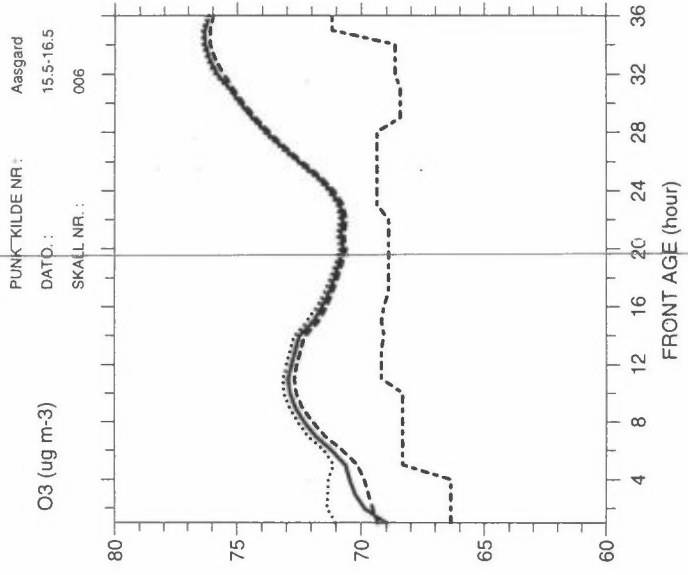
NO (ug m-3)

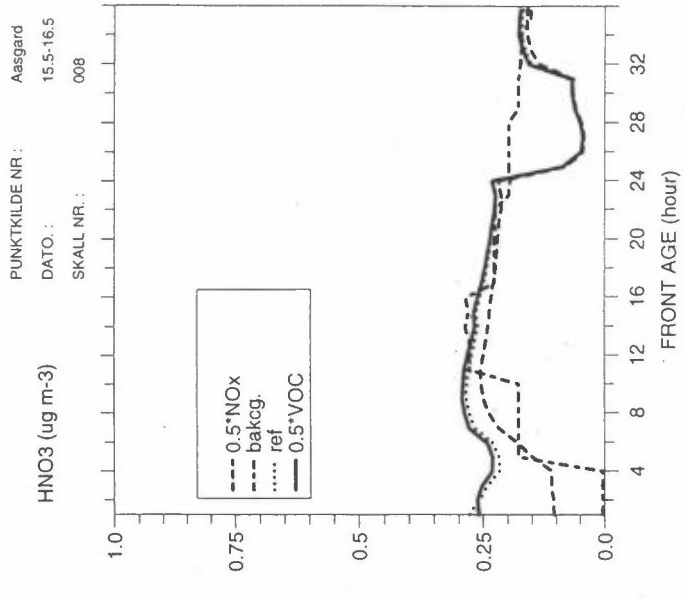
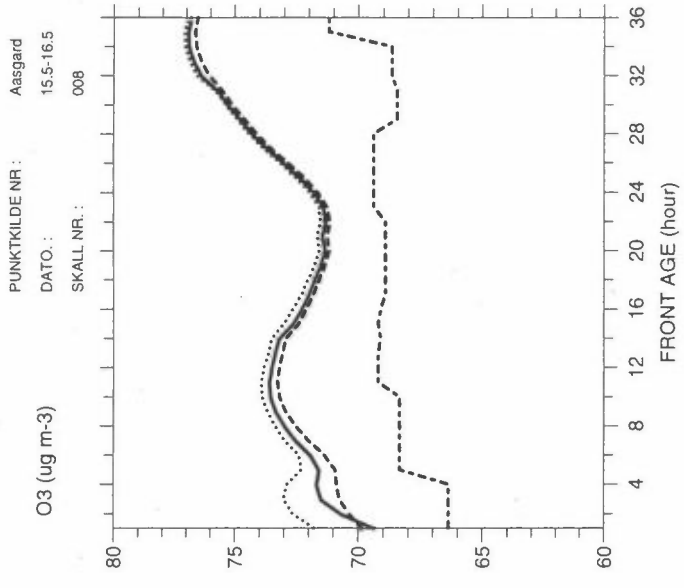
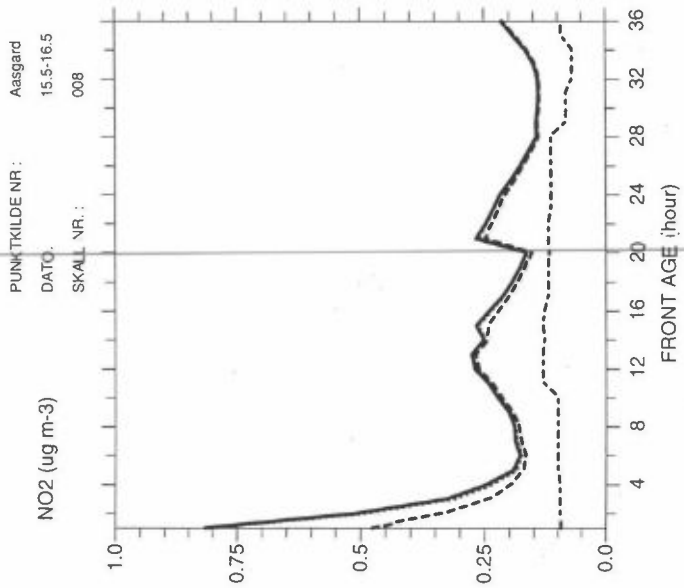
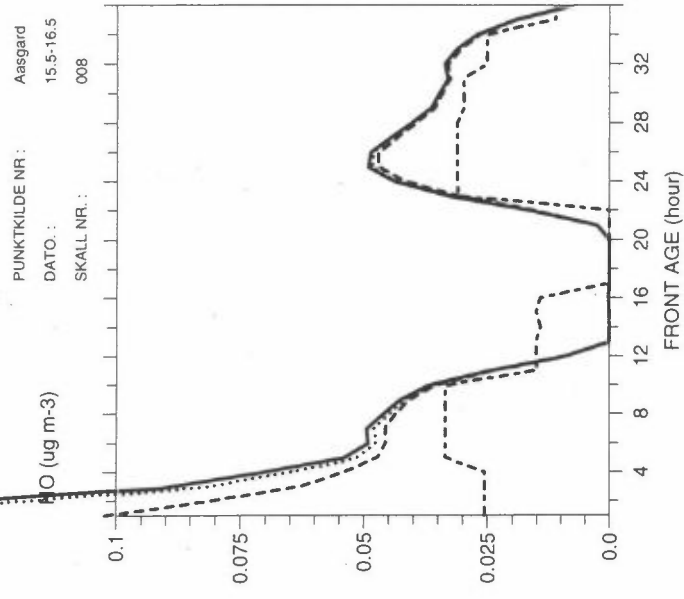
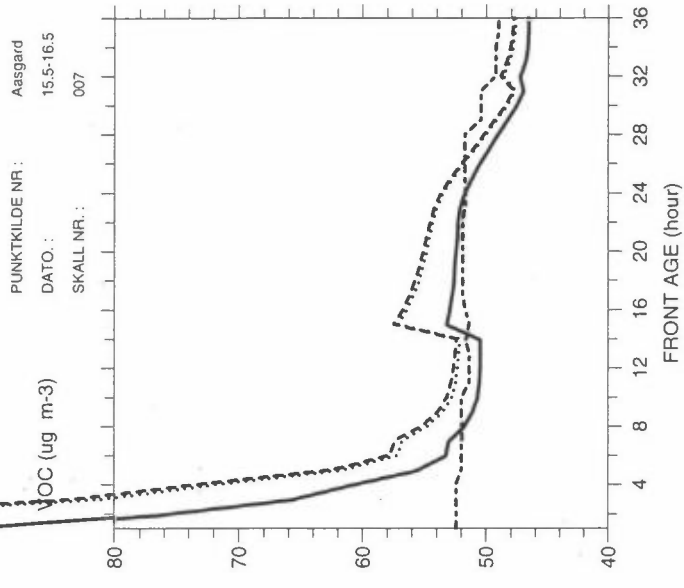
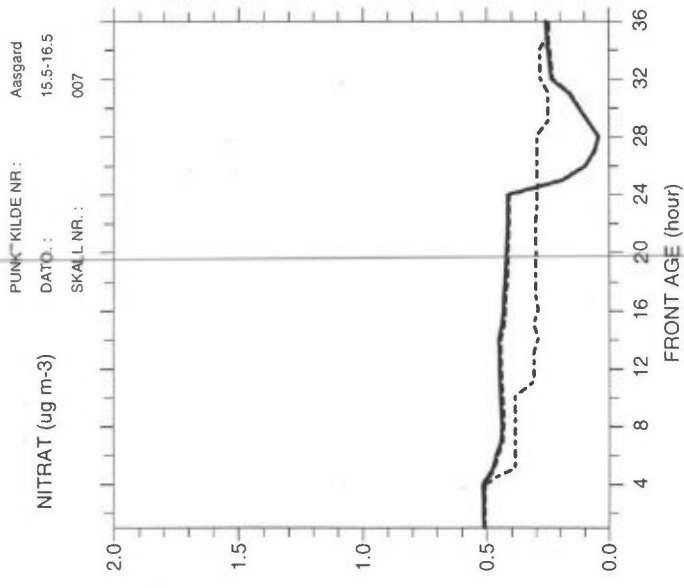


PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 005

VOC (ug m-3)

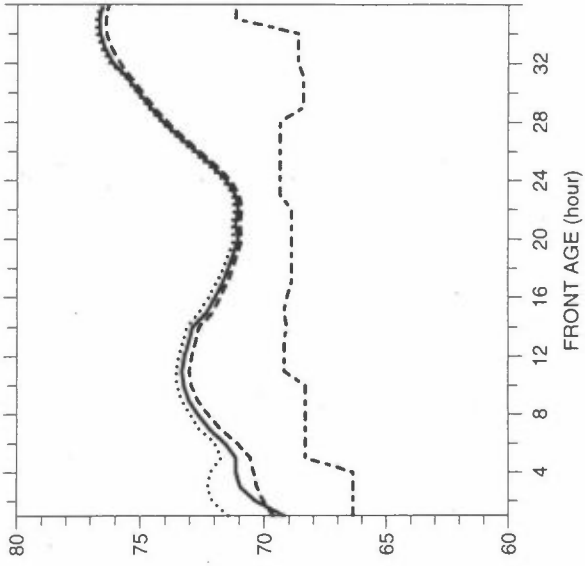






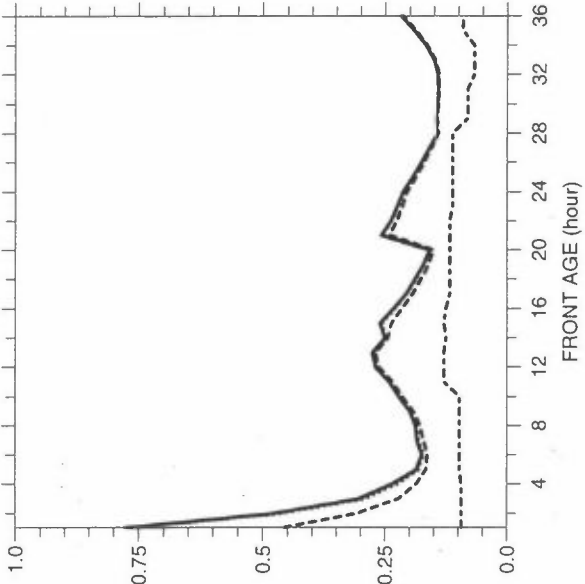
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 007

O3 (ug m-3)



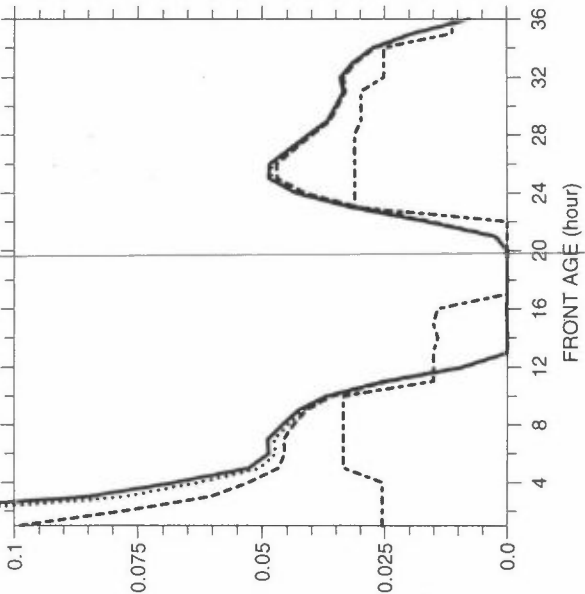
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 007

NO2 (ug m-3)



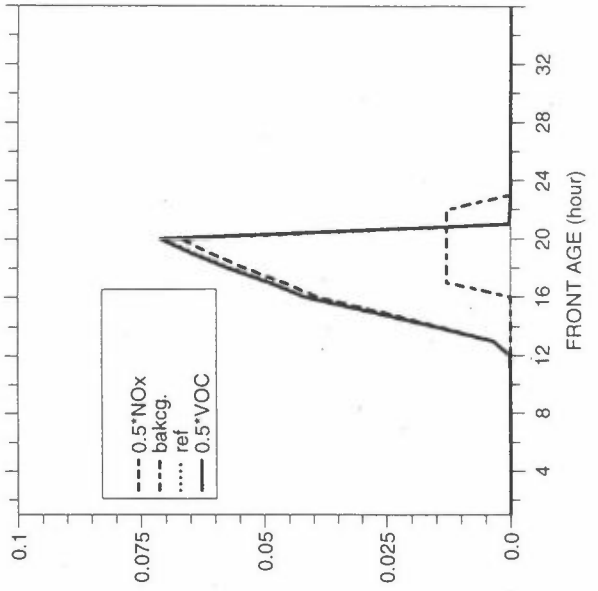
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 007

NO (ug m-3)



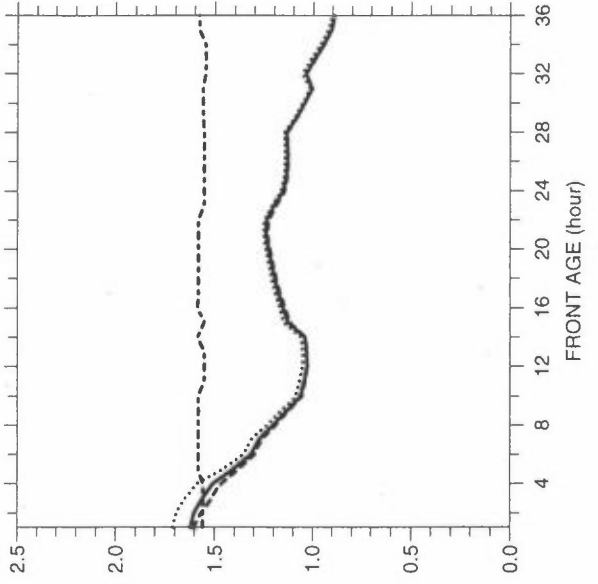
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 007

NO3 (ug m-3)



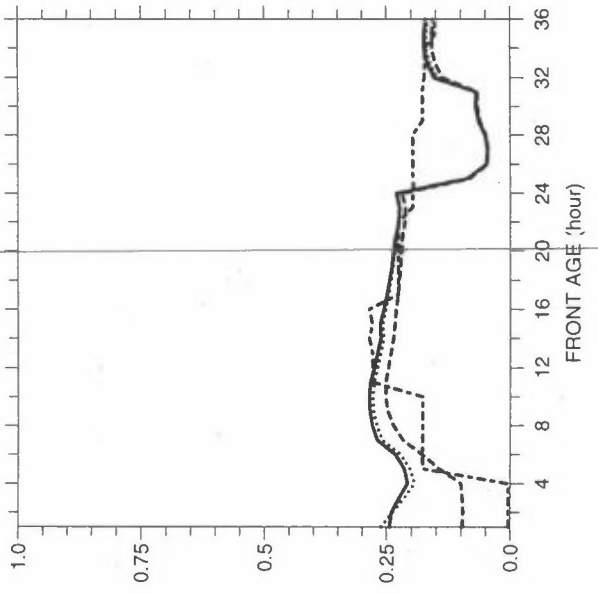
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 007

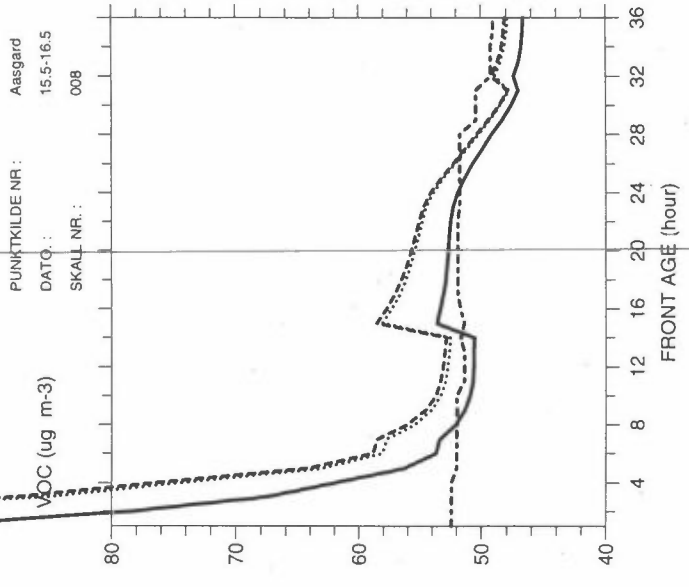
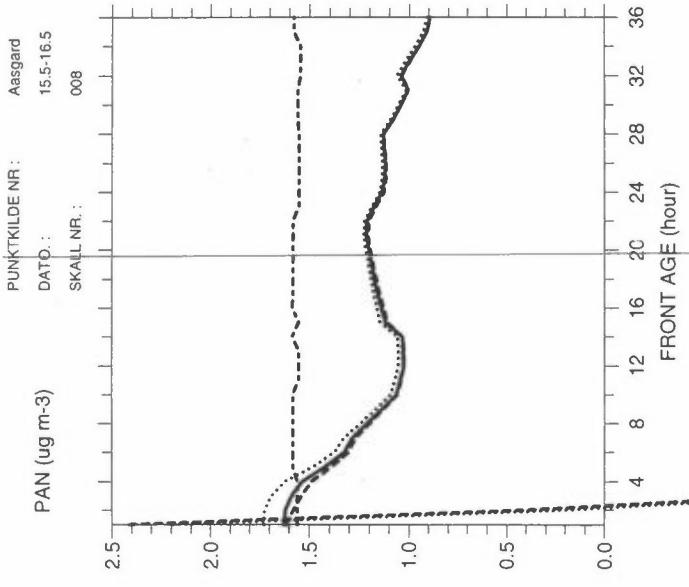
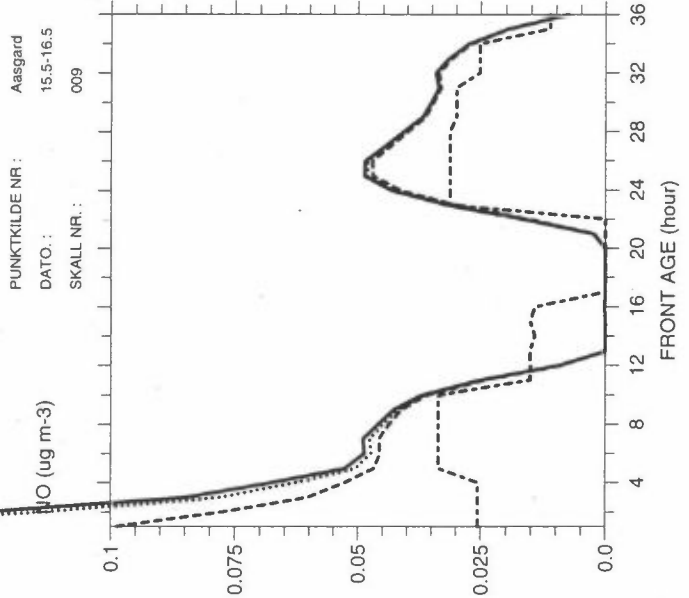
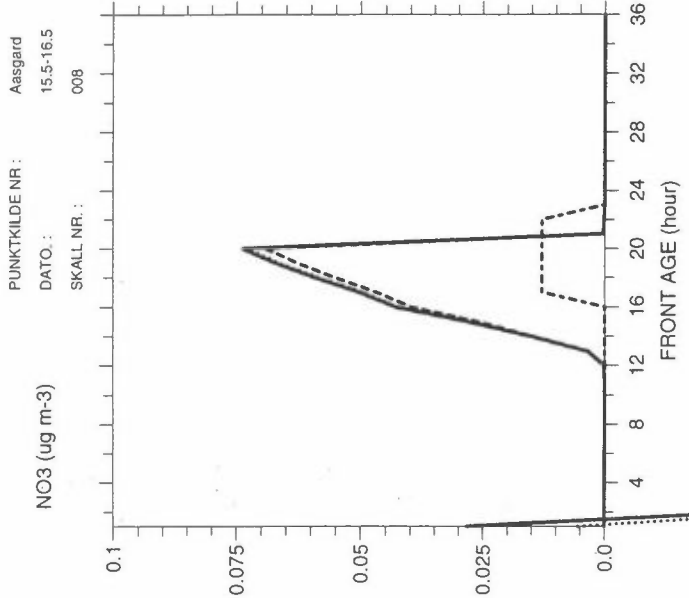
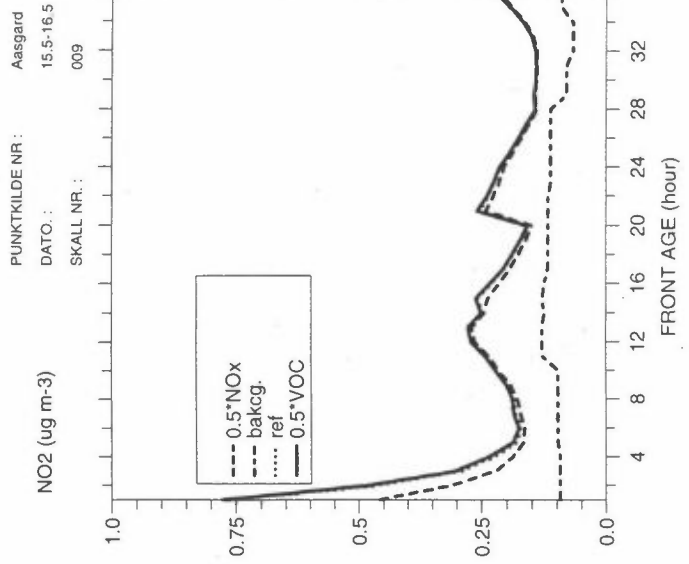
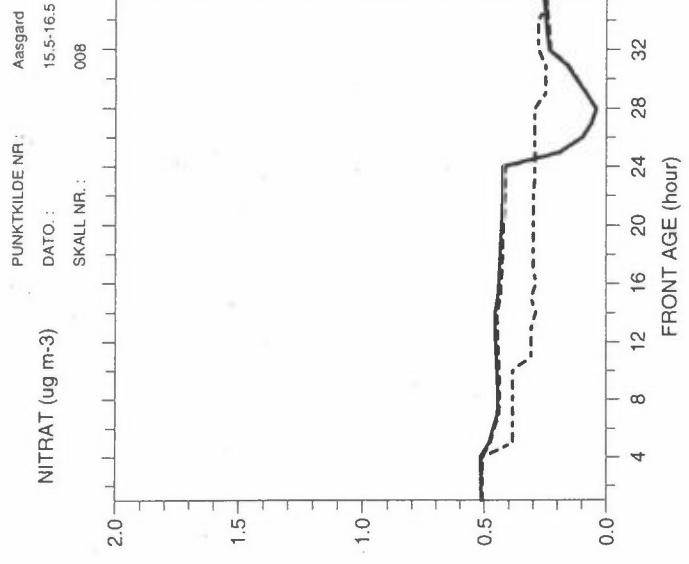
PAN (ug m-3)

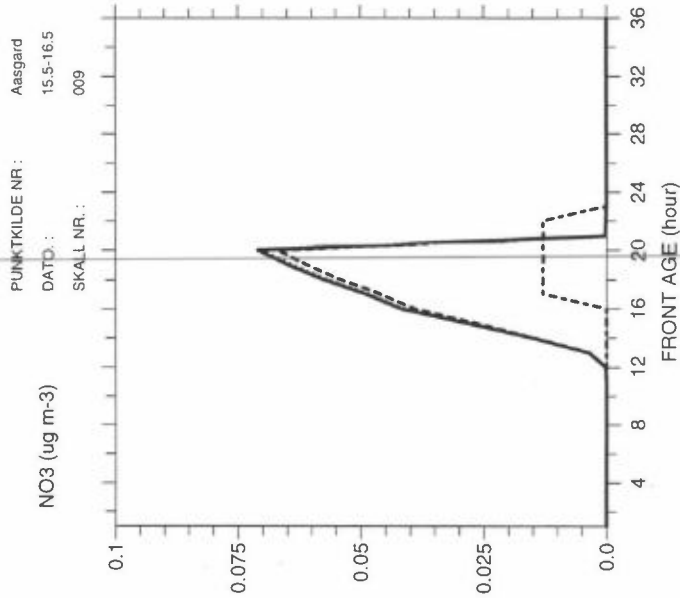
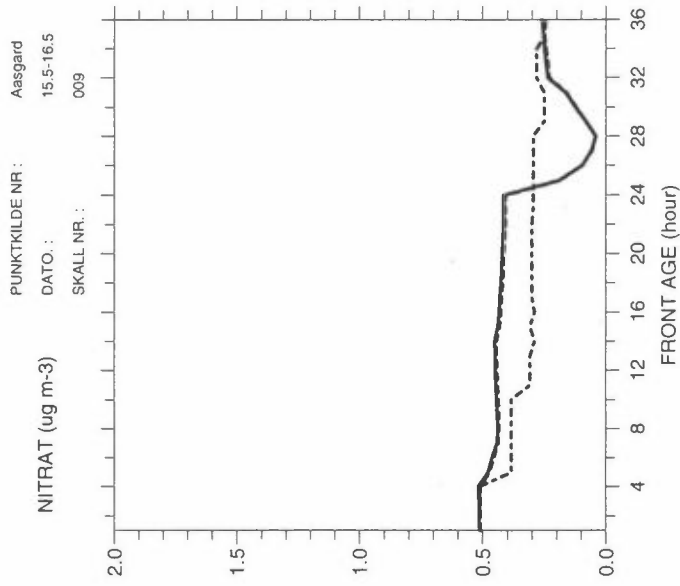
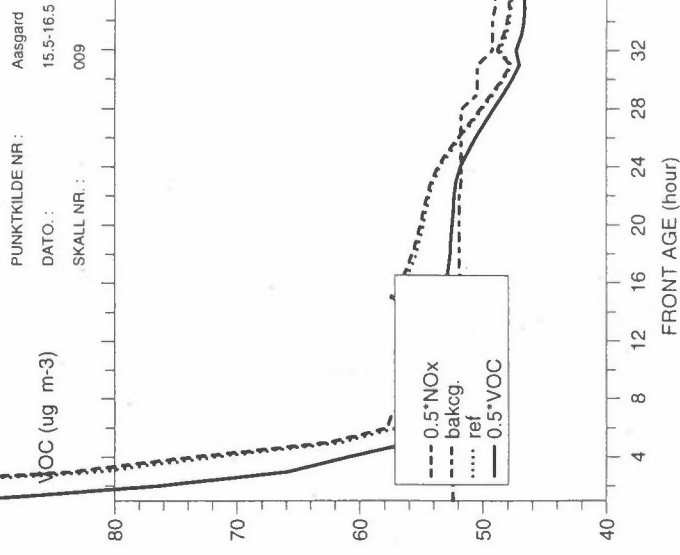
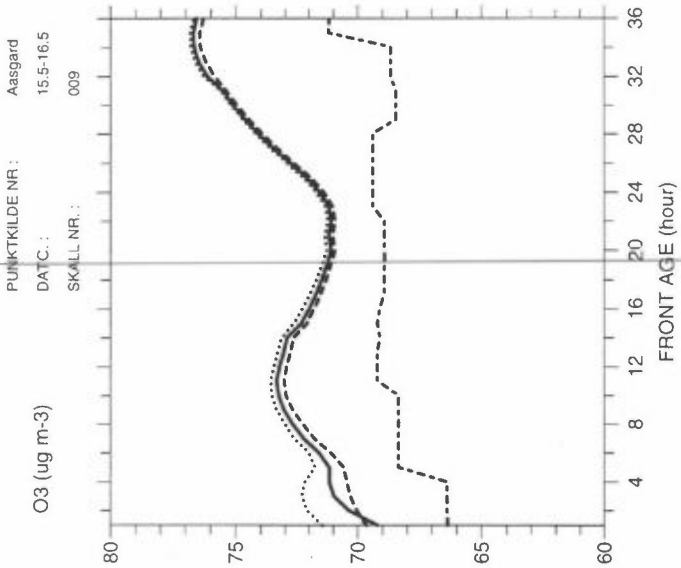
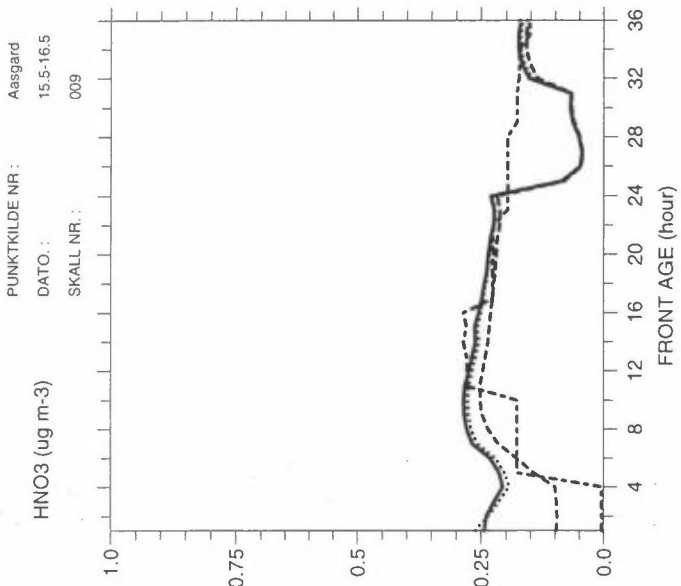
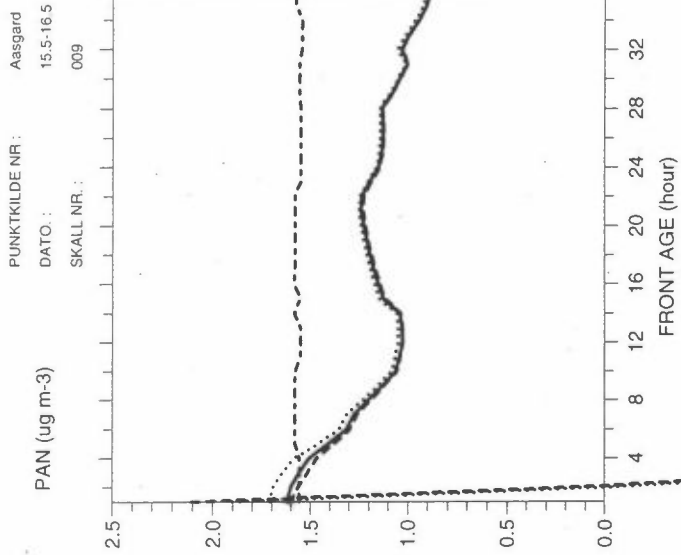


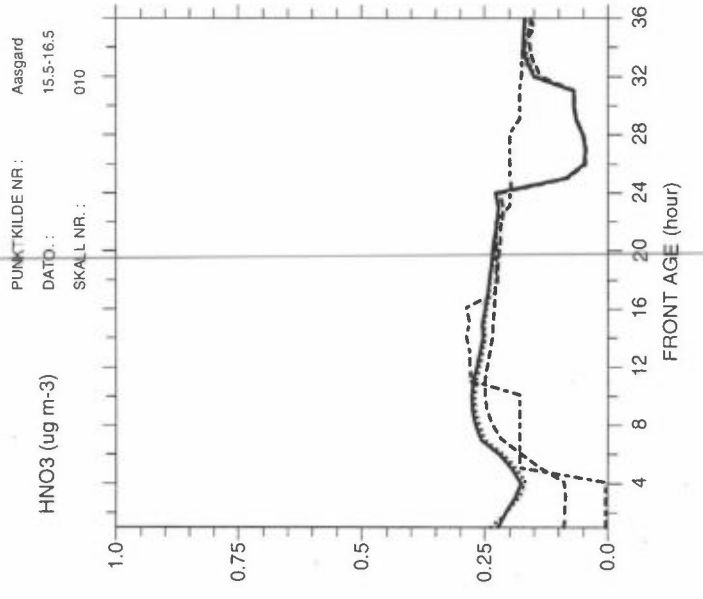
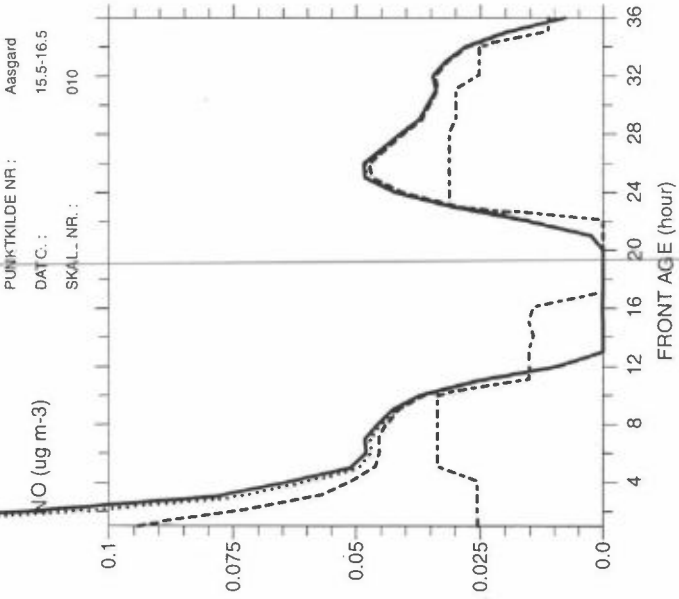
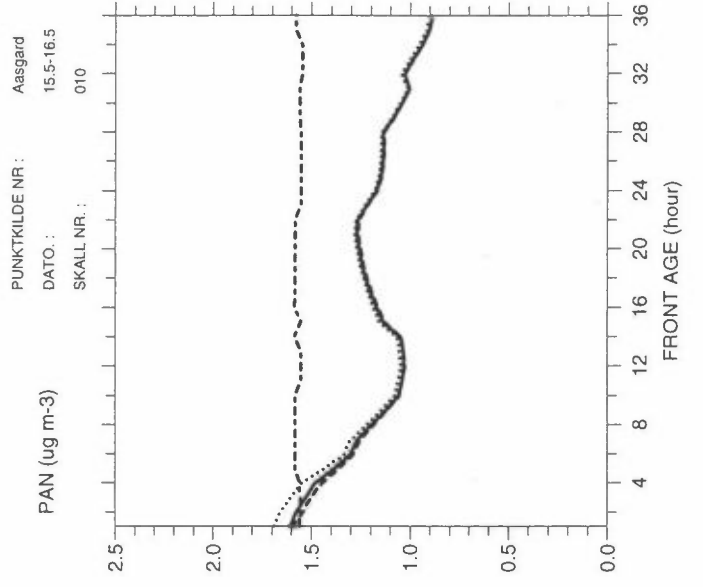
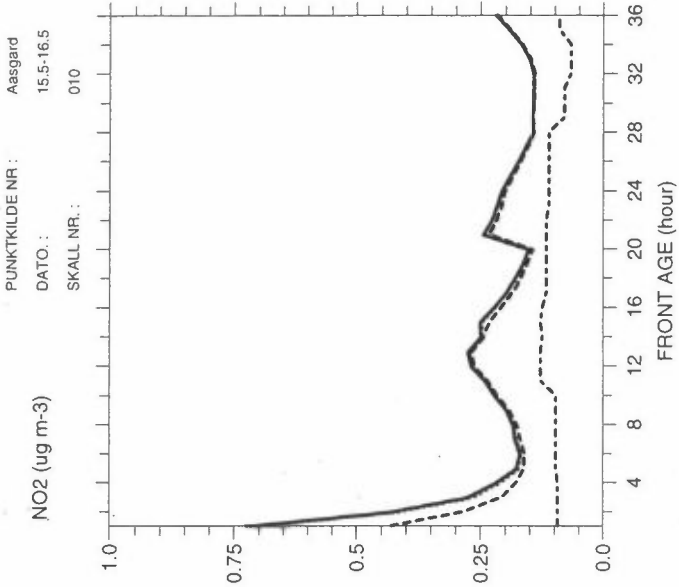
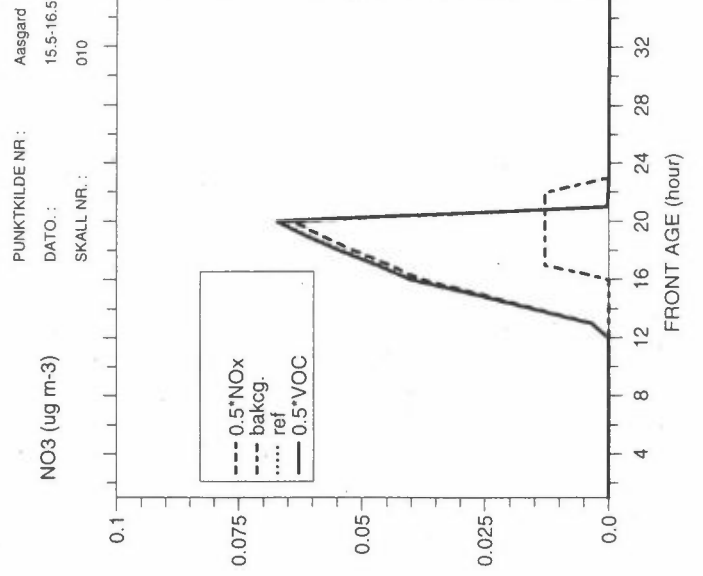
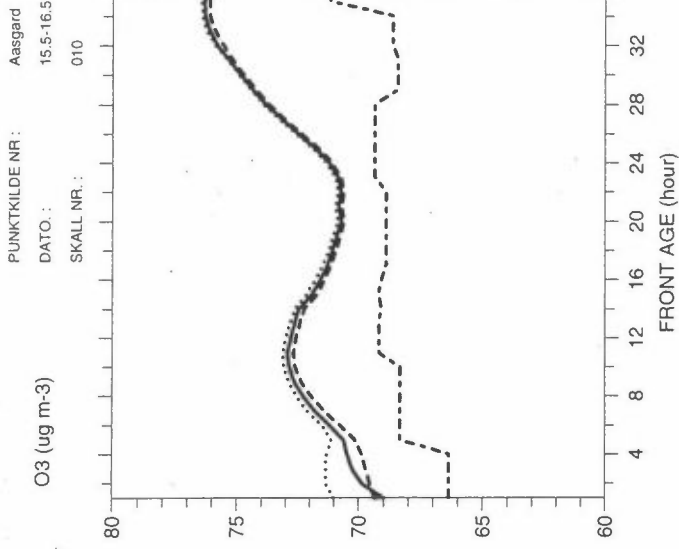
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 007

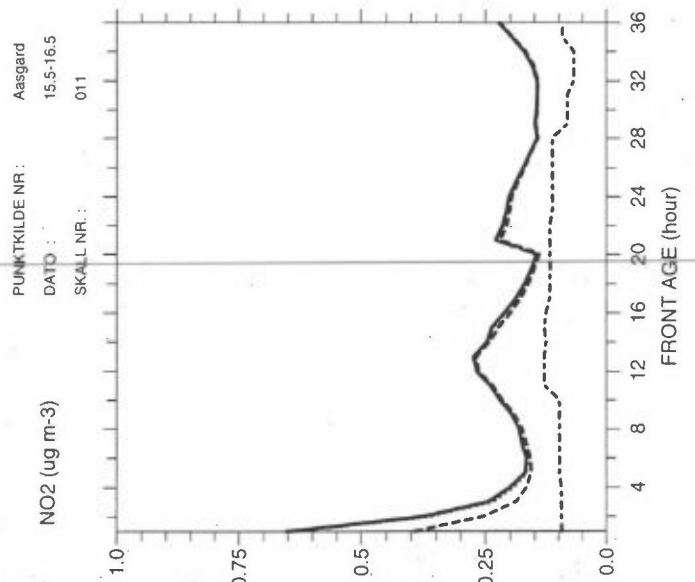
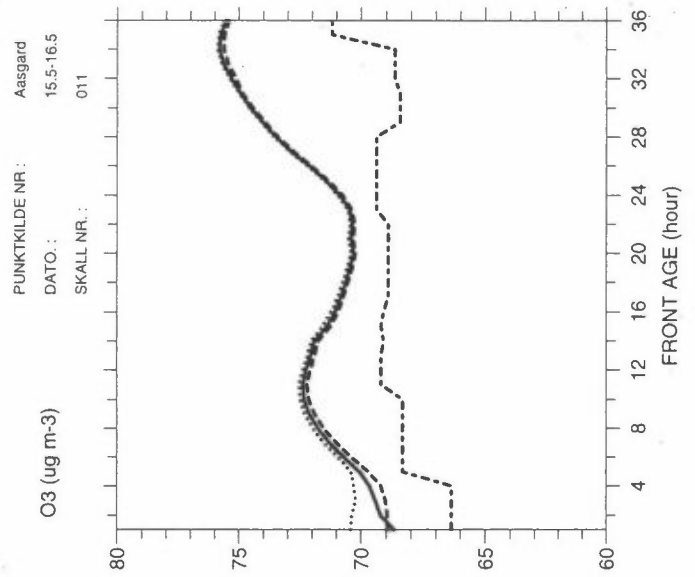
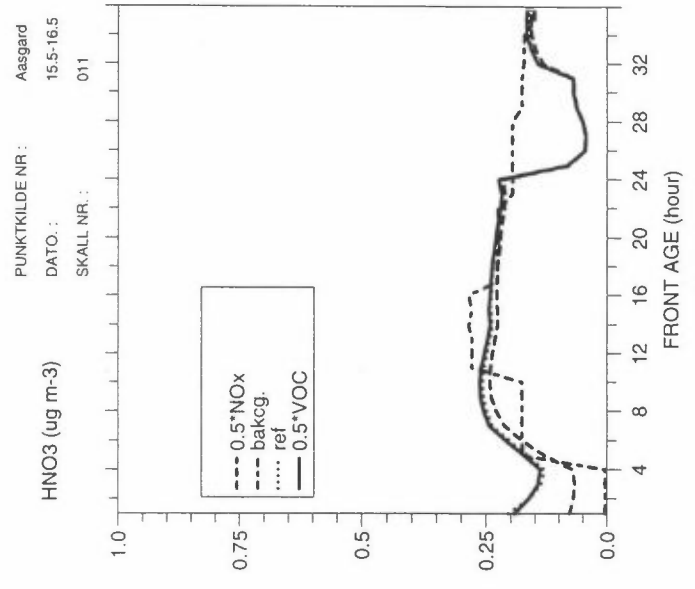
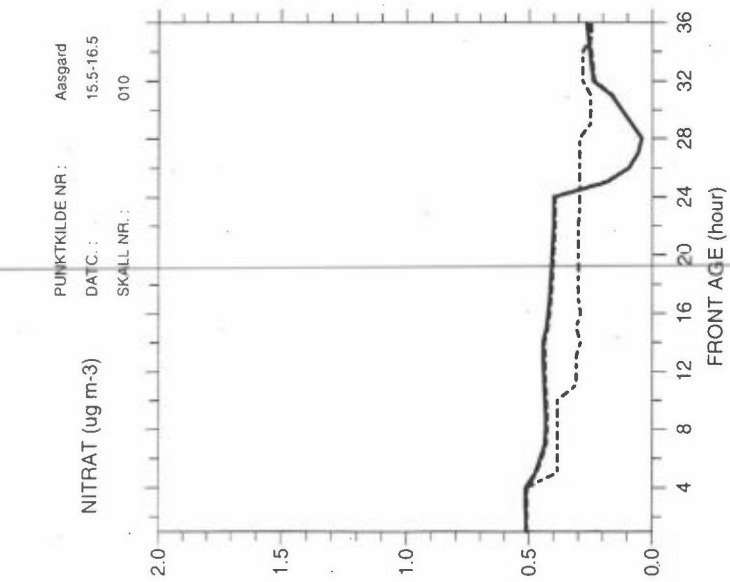
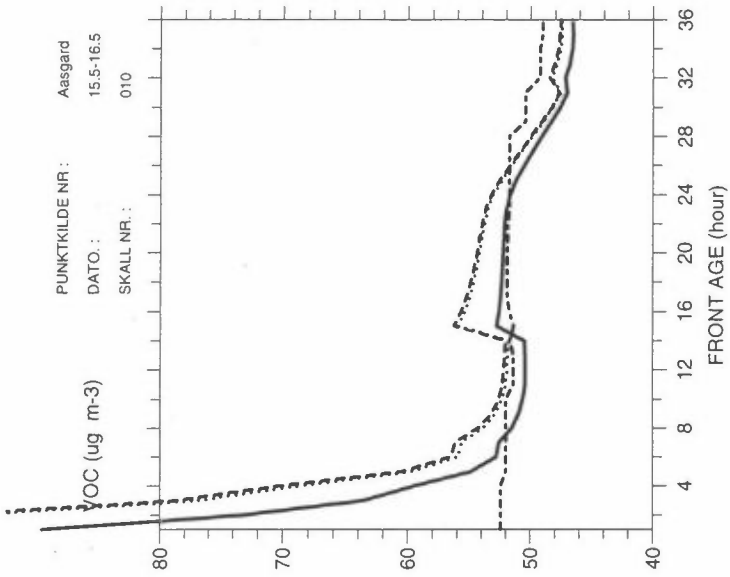
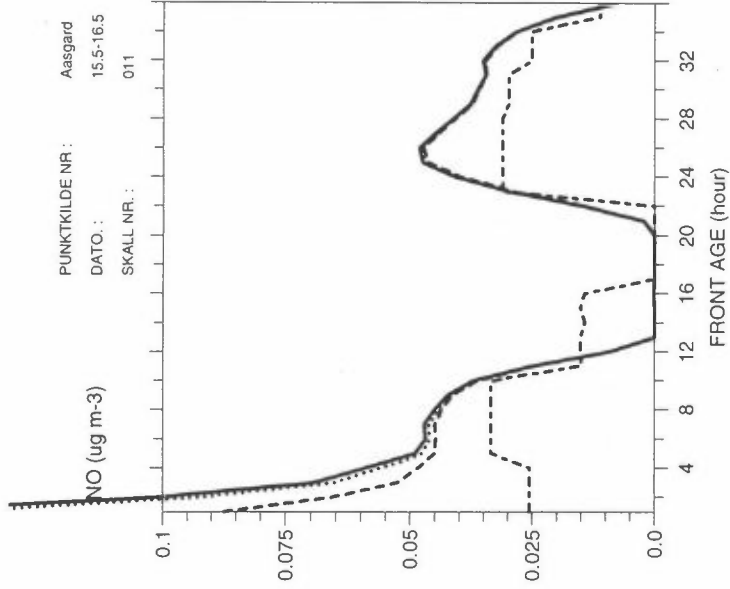
HNO3 (ug m-3)

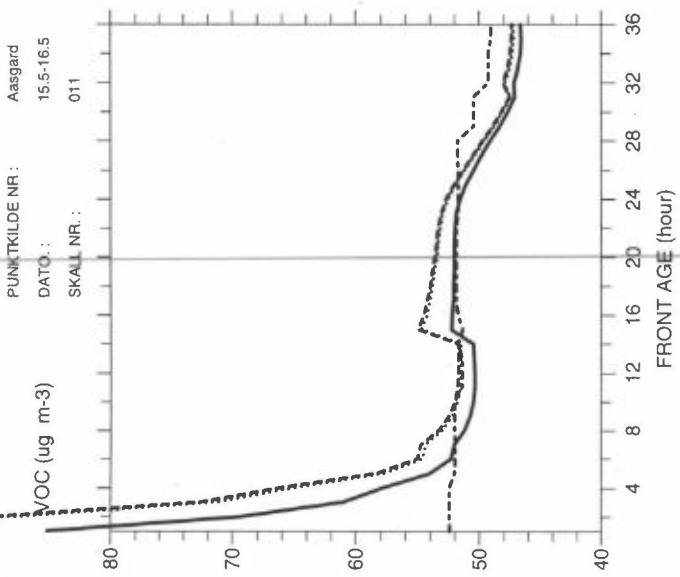
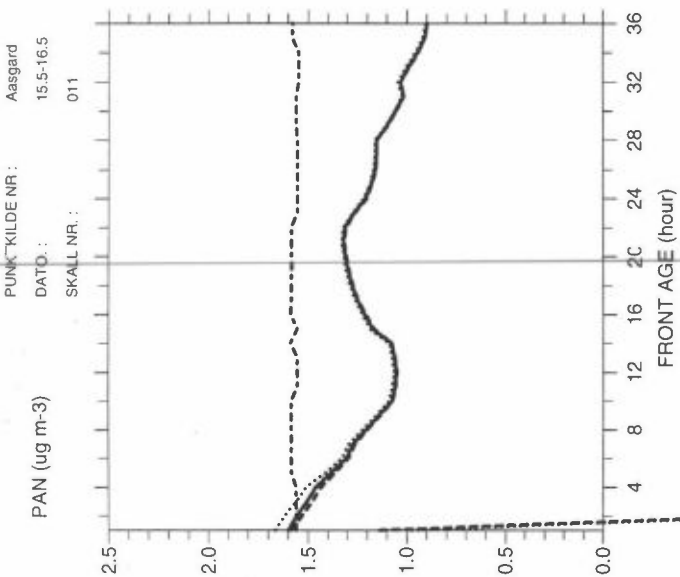
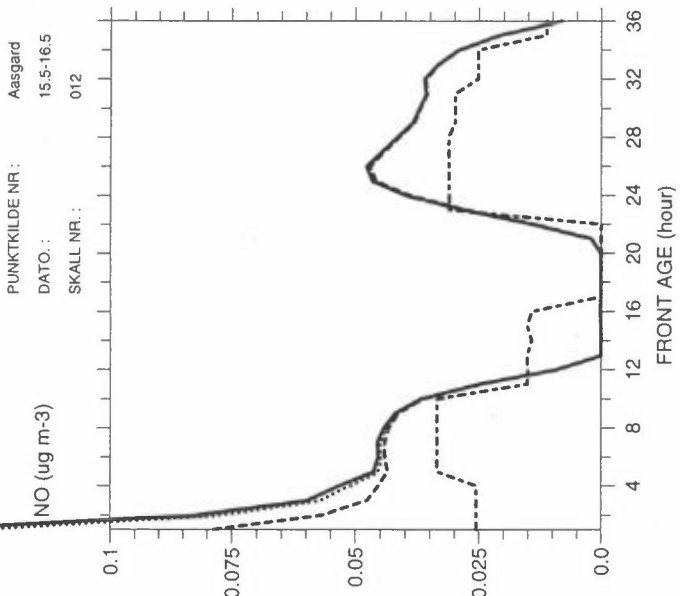
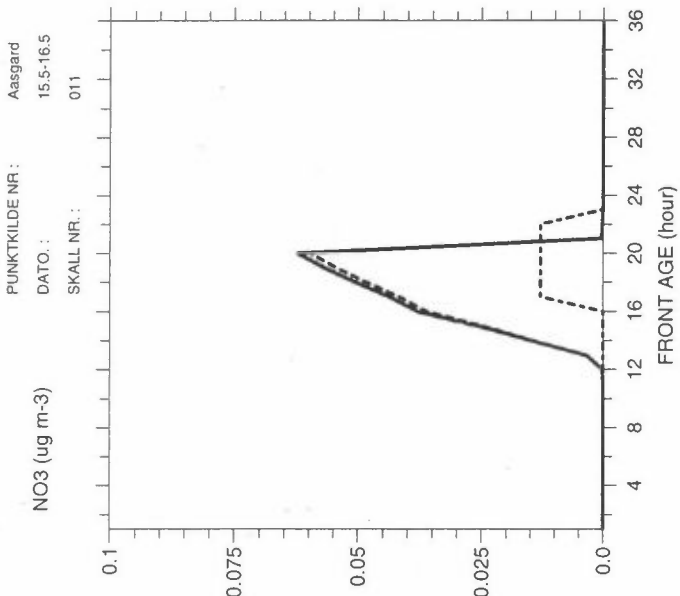
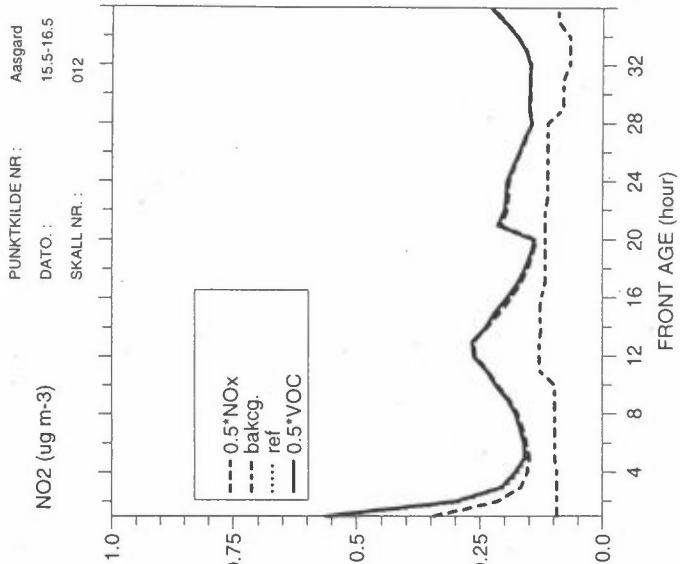
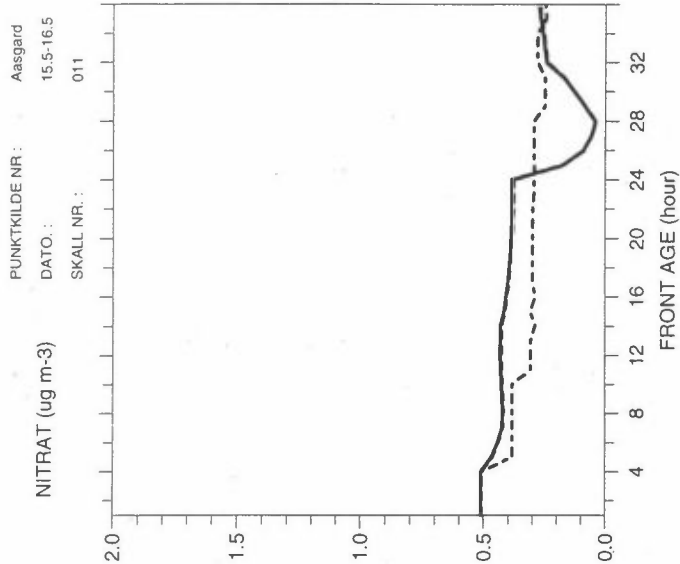


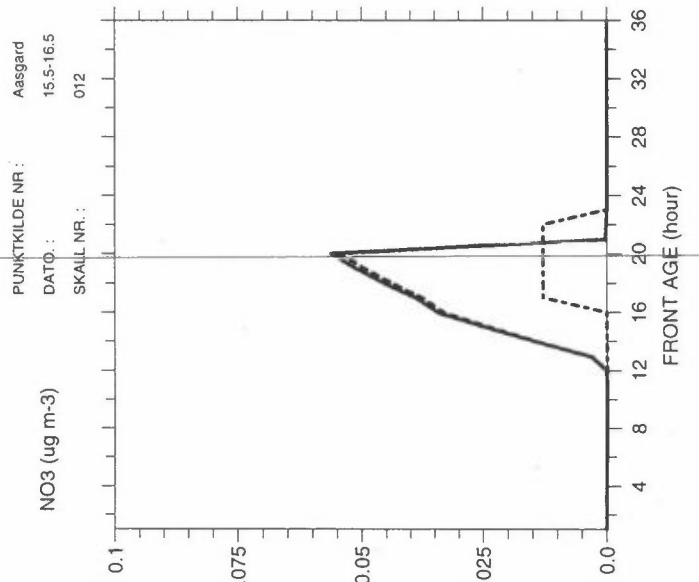
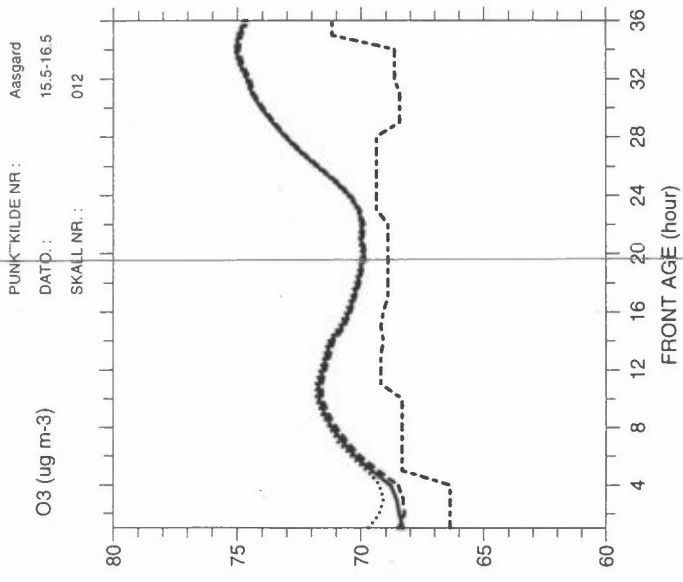
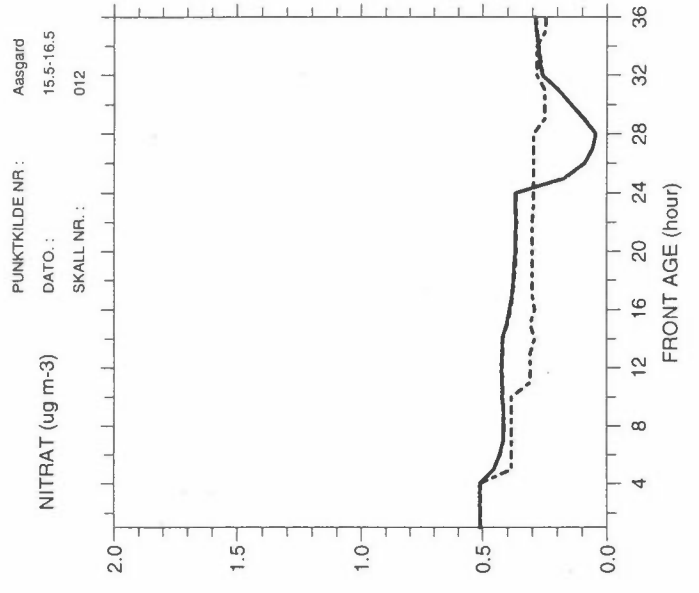
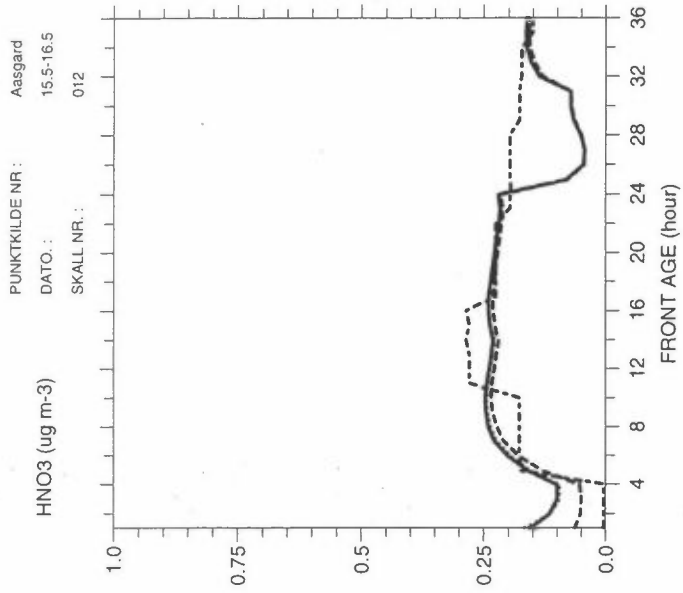
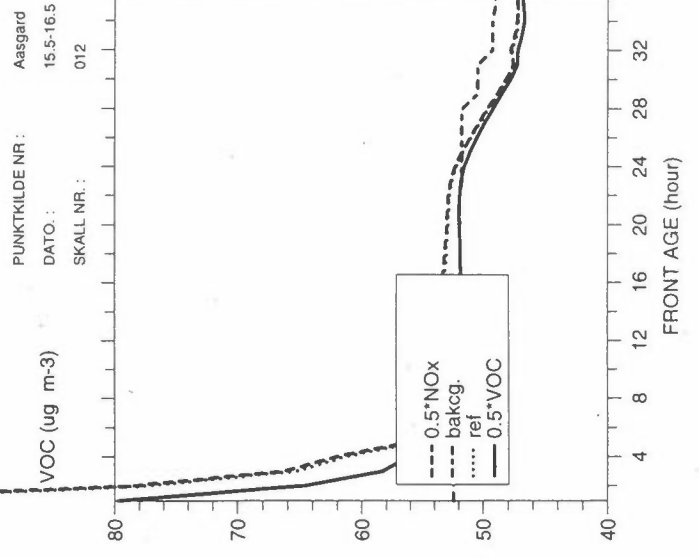
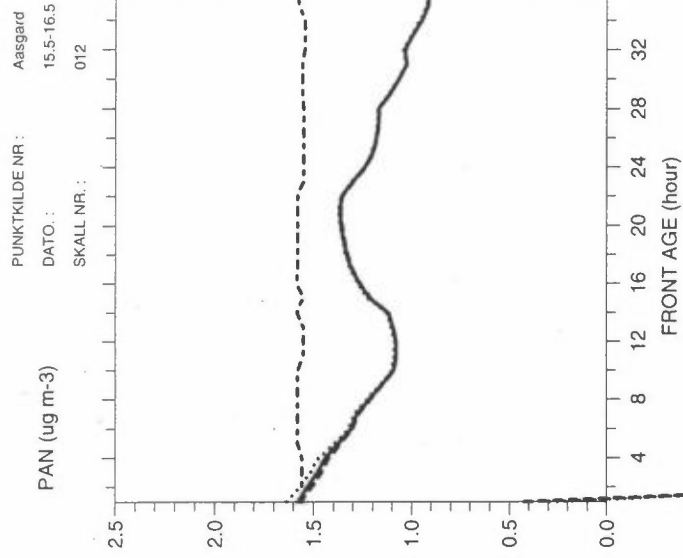


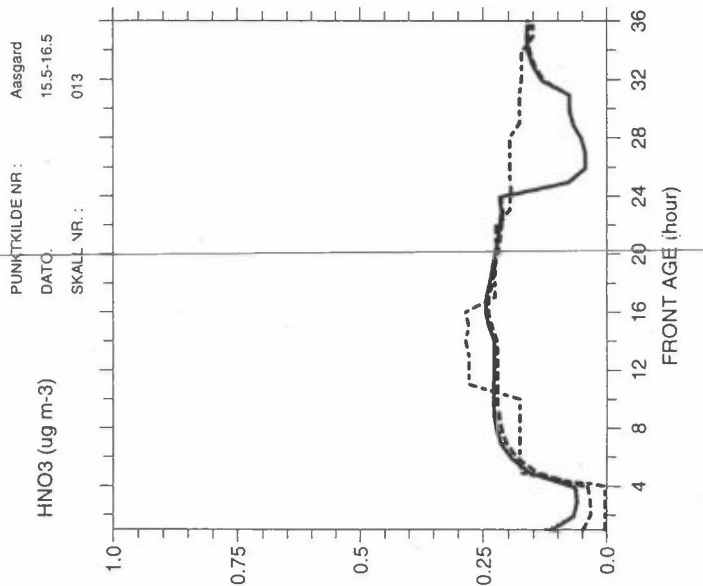
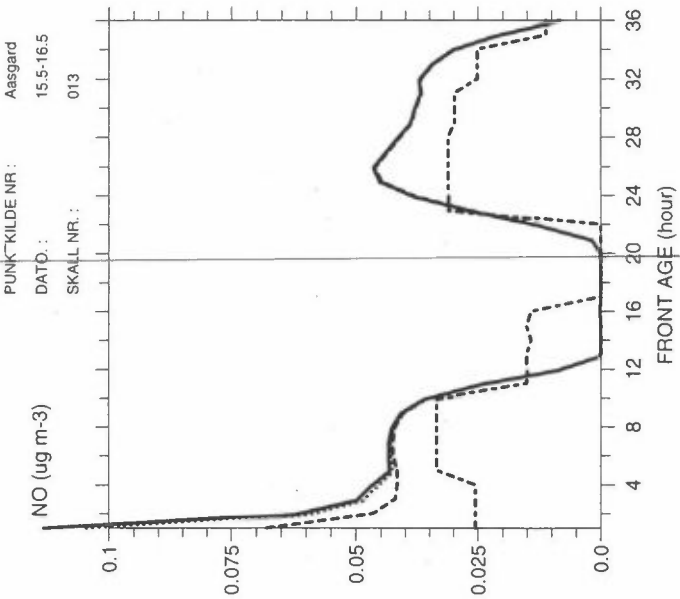
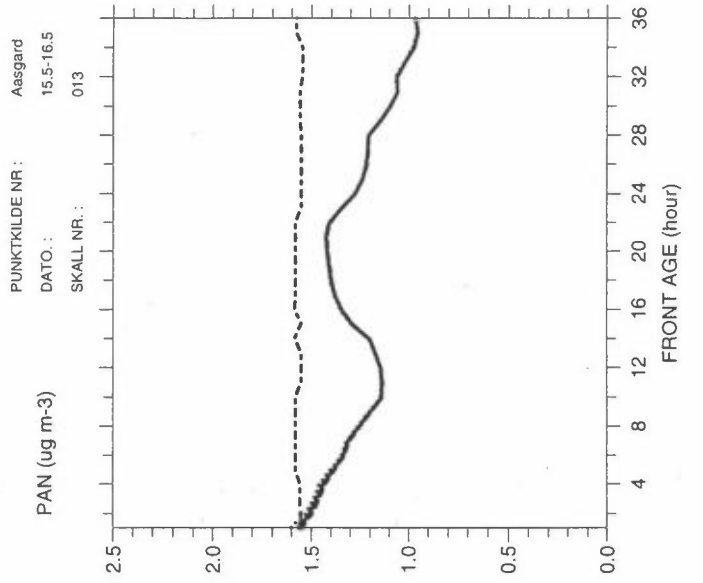
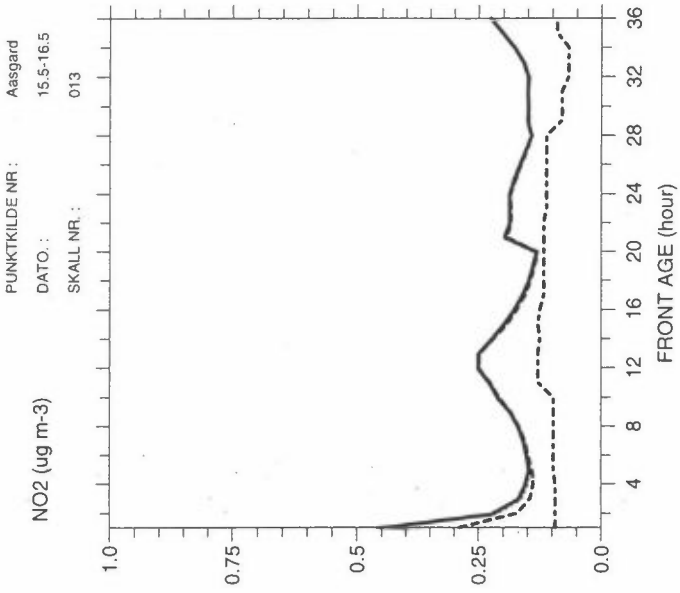
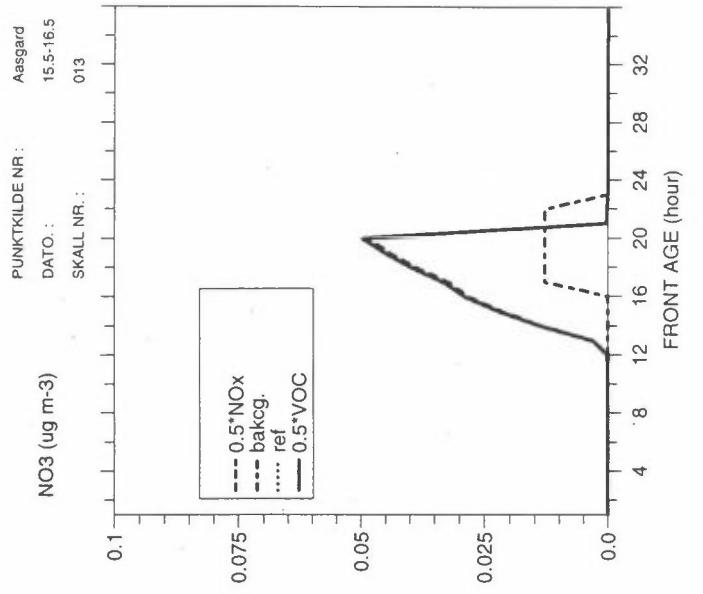
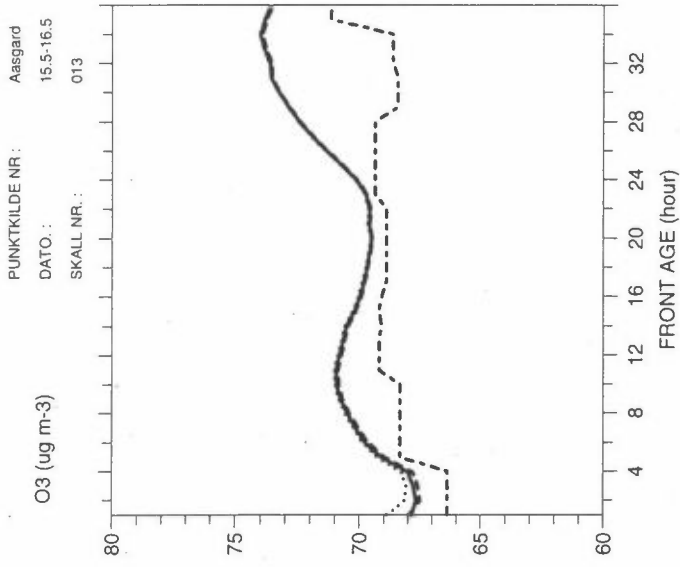






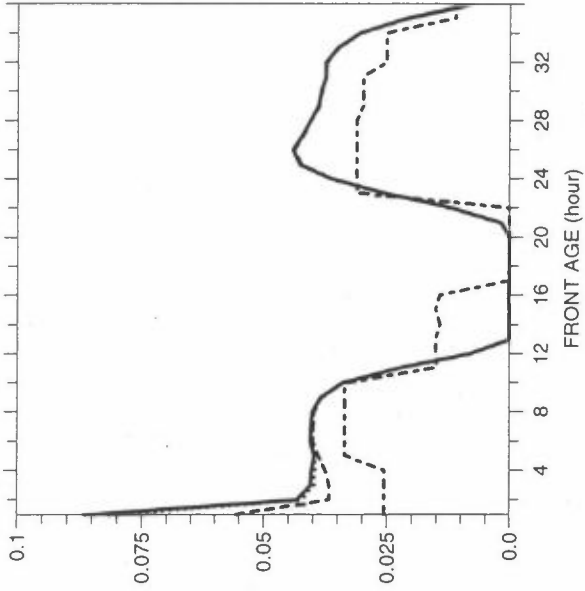






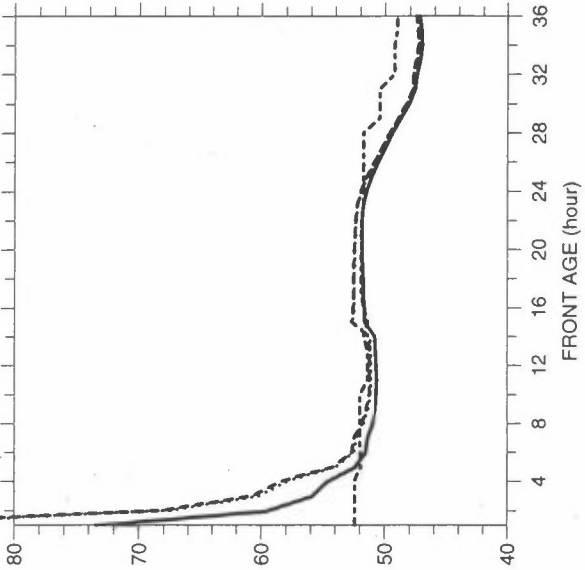
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 014

NO (ug m-3)



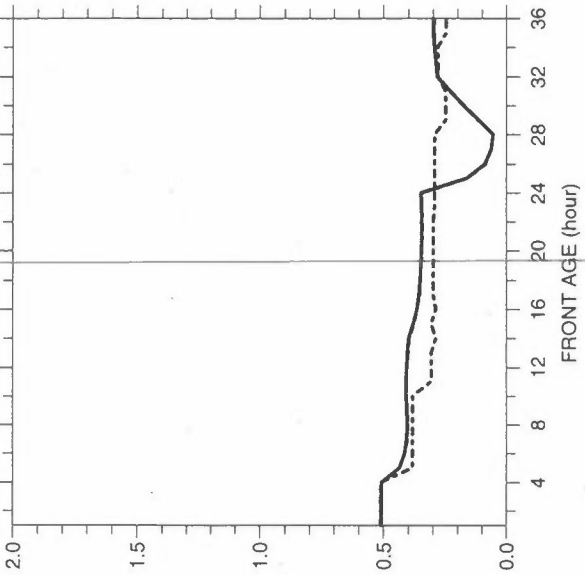
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 013

VOC (ug m-3)



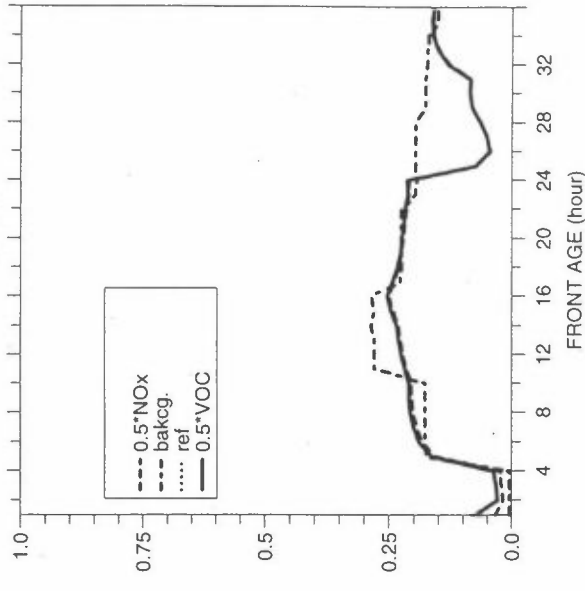
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 013

NITRAT (ug m-3)



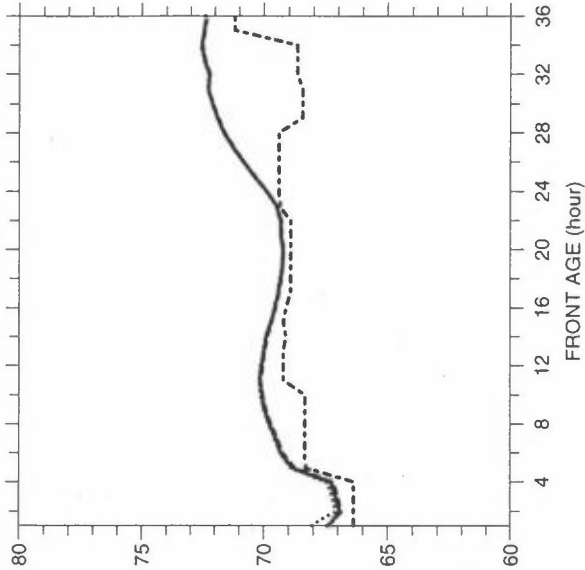
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 014

HNO3 (ug m-3)



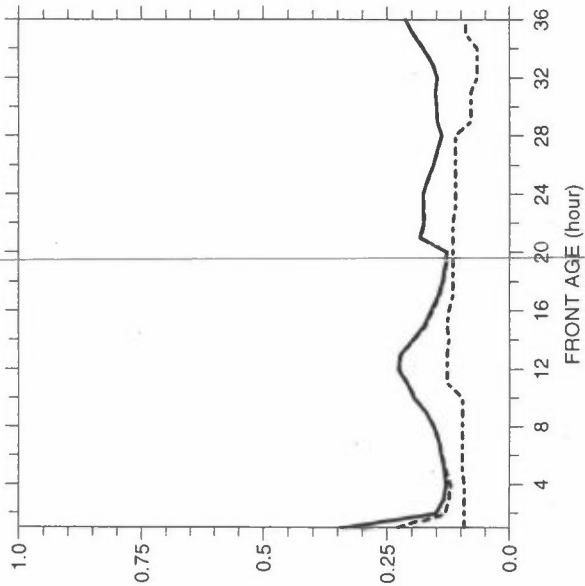
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 014

O3 (ug m-3)



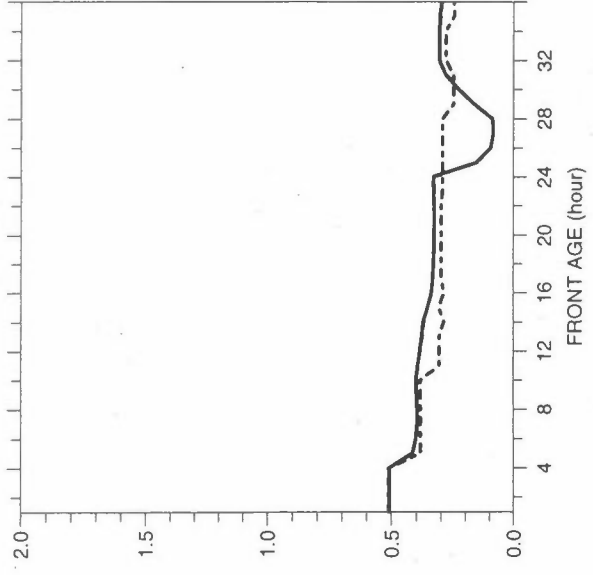
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
DATO.: 15.5-16.5
SKALL NR.: 014

NO2 (ug m-3)



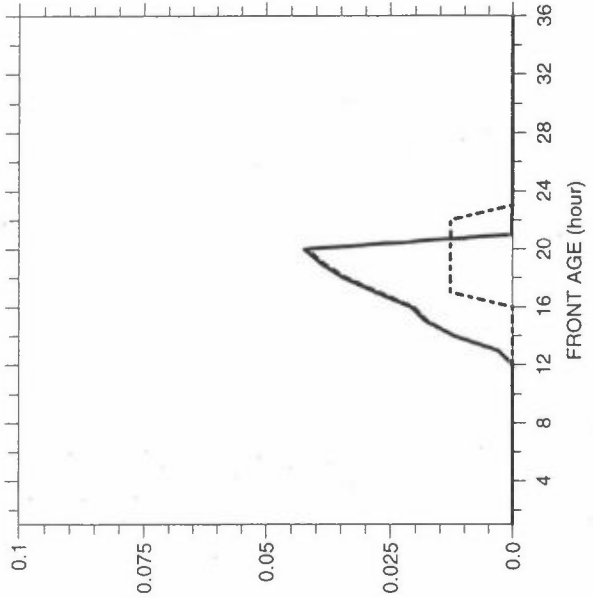
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
 DATO.: 15.5-16.5
 SKALL NR.: 014

NITRAT (ug m-3)



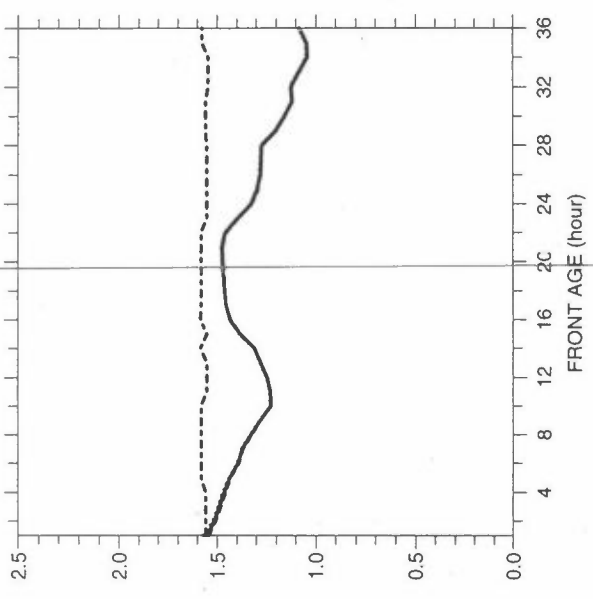
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
 DATO.: 15.5-16.5
 SKALL NR.: 014

NO3 (ug m-3)



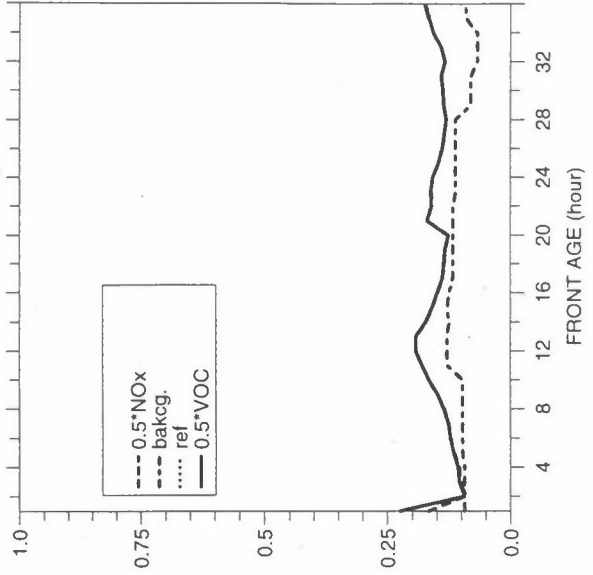
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
 DATO.: 15.5-16.5
 SKALL NR.: 014

PAN (ug m-3)



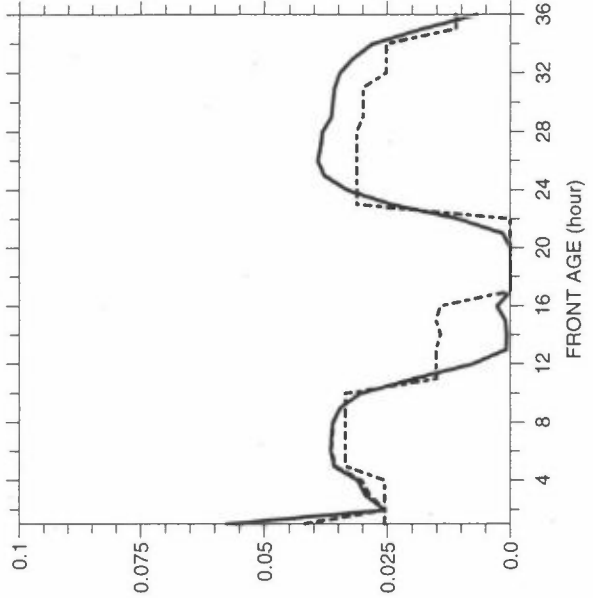
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
 DATO.: 15.5-16.5
 SKALL NR.: 015

NO2 (ug m-3)



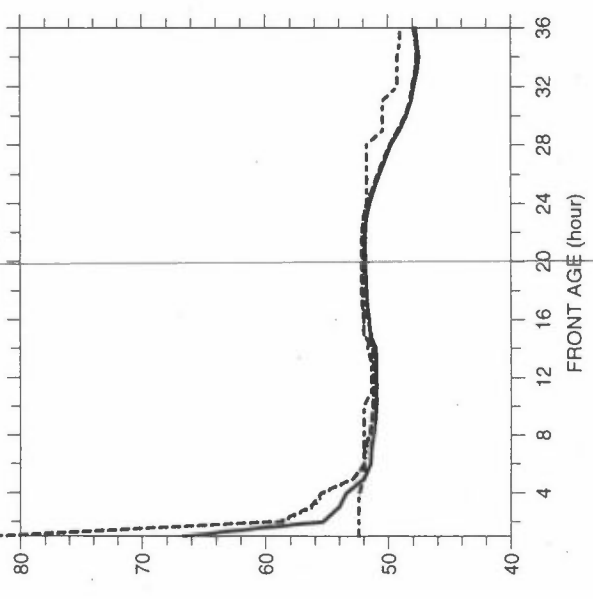
PUNKTKILDE NR.: Aasgard
 DATO.: 15.5-16.5
 SKALL NR.: 015

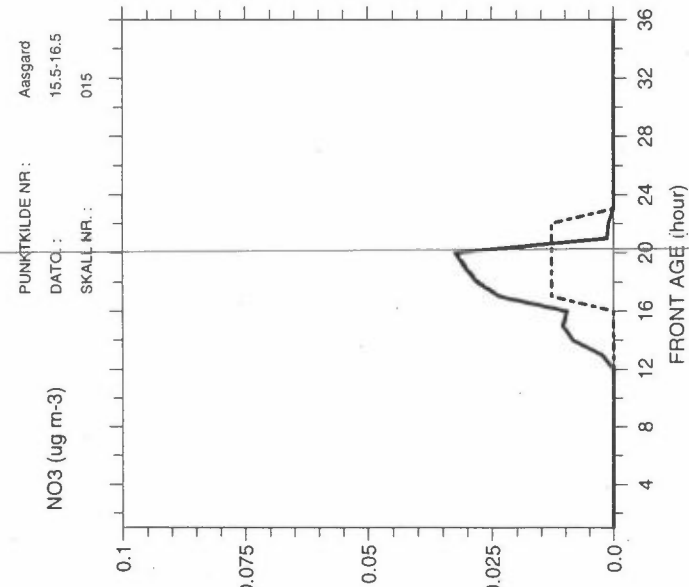
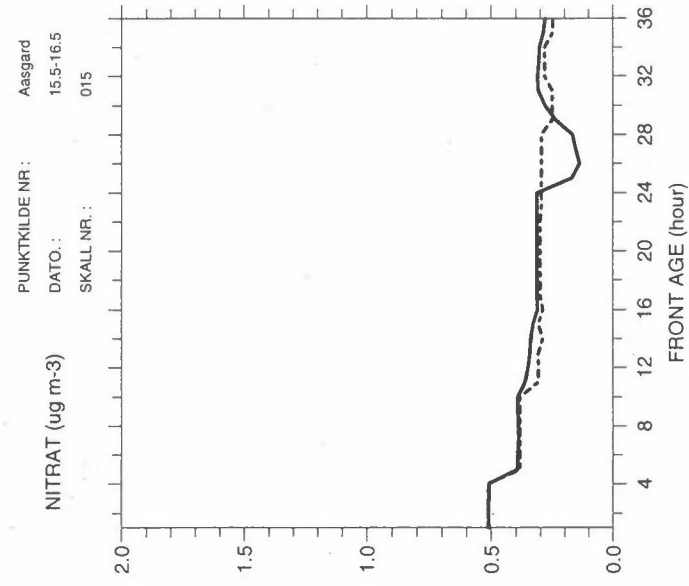
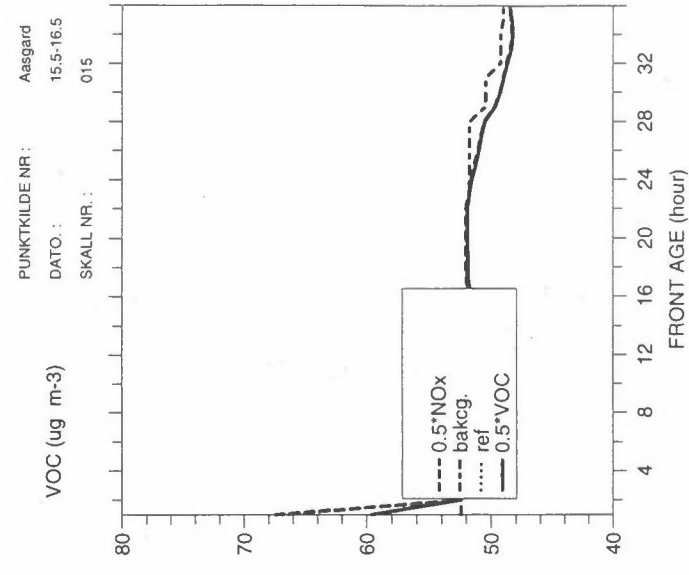
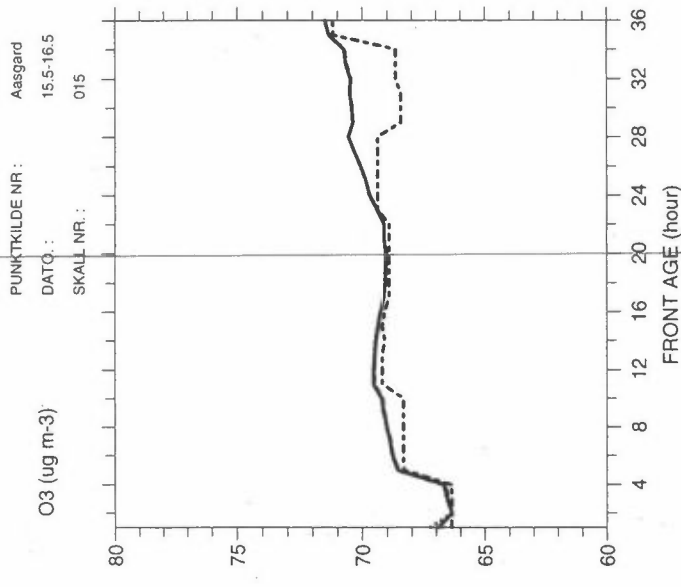
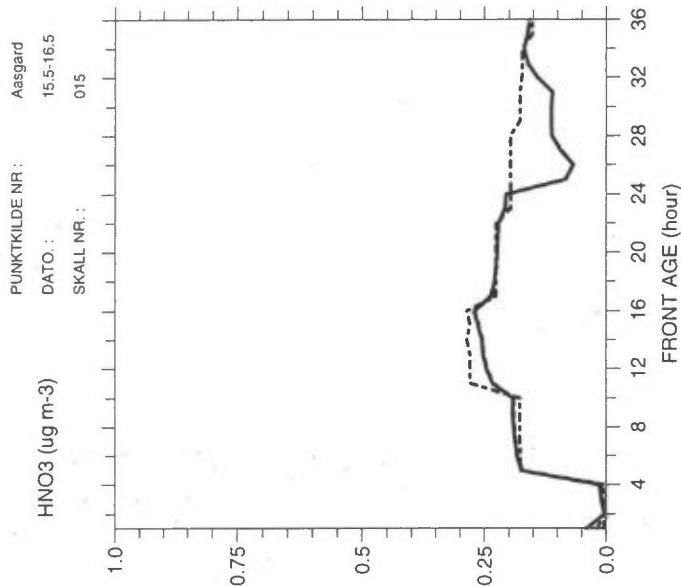
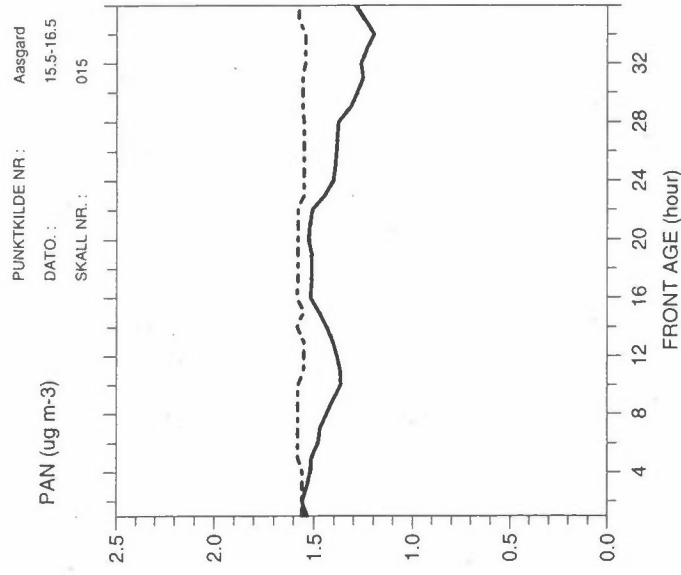
NO (ug m-3)



PUNKTKILDE NR.: Aasgard
 DATO.: 15.5-16.5
 SKALL NR.: 014

VOC (ug m-3)





Vedlegg E
Utslippsoversikt

Utslipp til luft fra feltene på Haltenbanken

Utslipp til luft i år 2000 fra utbygde og planlagte felt på Haltenbanken

	NO _x tonn	CO	CH ₄ tonn	VOC	SO ₂ tonn
Draugen felt	6.857	143,8	253,9	115,7	19,9
Bøyelasteskip	726,2	72,8	408,4	7.807,5	29
Sum	1.411	216	662	7.923	48
Heidrun felt	3.006,3	452,9	185,2	1.078,4	27,9
Bøyelasteskip	1.398	139,8	350,3	10.104,7	55,9
Sum	4.404	592	535	11.183	83
Norne felt	1.838	302,9	334	208,5	20,1
Bøyelasteskip	1.113,9	111,3	471,4	9.030,8	44,6
Sum	2.951	414	805	9.239	64
Njord felt	1.448,1	216,7	200,1	148,3	26,7
Bøyelasteskip	473,5	47,4	260	8.031,8	18,9
Sum	1.921	264	460	8.180	45
Åsgard felt	2.112	622,8	1.910,1	1.264	251,9
Bøyelasteskip	803,9	180,6	730,8	14.006,3	72
Sum	3.436	803	2.640	15.270	324,1
Sum Haltenbanken	14.605	2.291	4.481	47.511	567



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGRAPPORT	RAPPORT NR. OR 6/96	ISBN-82-425-0738-4	
DATO 4/2-96	ANSV. SIGN. <i>[Signature]</i>	ANT. SIDER 81	PRIS NOK 135,-
TITTEL Utslipp fra petroleumrelatert aktivitet på Haltenbanken Bidrag til fotokjemisk oksidantdannelse og forsurening		PROSJEKTLEDER	
		NILU PROSJEKT NR. O-95062	
FORFATTER(E) Svein Knudsen, Mona Johnsrud, Sverre Solberg, Sam Erik Walker Brit Lisa Skjelkvåle		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAAGSGIVERS REF. S. Kinn	
OPPDRAAGSGIVER Statoil as Postboks 300 Forus 4001 STAVANGER			
STIKKORD Spredningsberegninger	Oksidanter	Offshore	
REFERAT Det er undersøkt virkningene av utslipp av nitrogenoksider og hydrokarboner til luft fra Haltenbanken (Draugen, Heidrun, Njord, Norne) og Åsgard. Dette arbeidet omfatter beregninger av fotokjemiske reaksjoner, resulterende luftkvalitet og avsetning til bakken.			
TITLE Emissions from the petroleum related activity at Haltenbanken. Contribution to photochemical activity and acidification			
ABSTRACT This work includes studies of effects from emissions of nitrogen oxides and hydrocarbons from Haltenbanken (Draugen, Heidrun, Njord, Norne) and Åsgard. It includes estimates of photochemical activity, air quality and deposition.			

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