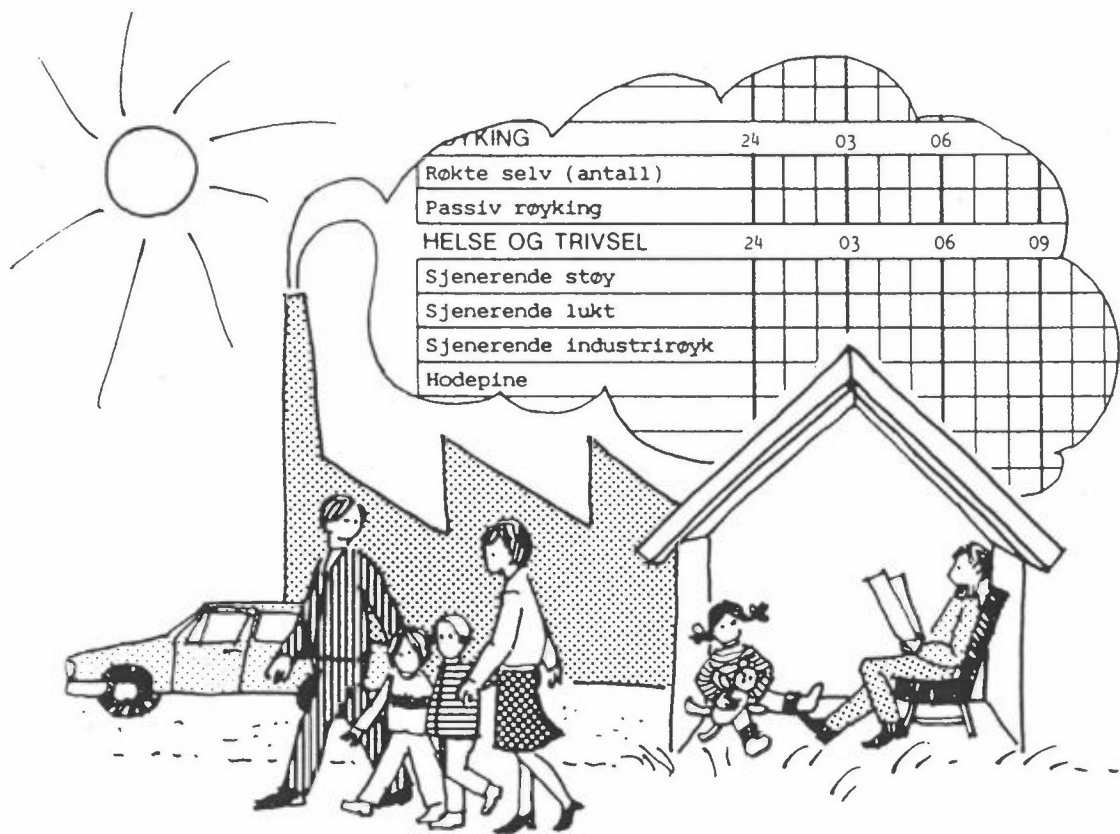


Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensninger og helsevirkninger i Grenland

Utførende institusjoner:

Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Statens institutt for folkehelse (SIFF)

Beregning av romlige konsentrasjonsfordelinger basert på timevise målinger.
Datagrunnlag for eksponering.



Oppdragsgivere: Miljøverndepartementet (MD), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF)

NILU OR : 65/90
REFERANSE: O-8747
DATO : NOVEMBER 1990
ISBN : 82-425-0194-7

KORTTIDSSTUDIE AV SAMMENHENGEN MELLOM LUFTFORURENSNINGER
OG HELSEVIRKNINGER I GRENLAND

BEREGNING AV ROMLIGE KONSENTRASJONSFORDELINGER BASERT
PÅ TIMEVISE MÅLINGER, DATAGRUNNLAG FOR EKSPONERING

K.E. Grønskei, S.E. Walker og F. Gram

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 64, 2001 LILLESTRØM
NORGE

FORORD

I 1979 gjennomførte Norsk institutt for luftforskning (NILU) en undersøkelse i nedre Telemark for å se på sammenhengen mellom luftforurensninger og helseeffekter. Resultatene fra denne første undersøkelsen ga et godt grunnlag for videre undersøkelser i området.

Miljøverndepartementet (MD), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF) bevilget i 1986 midler til detaljplanlegging av en videre helseundersøkelse i Grenland. Den feltmessige delen av helseundersøkelsen ble gjennomført i 1988 som et samarbeid mellom NILU og Statens institutt for folkehelse (SIFF). Sluttrapporten skal være ferdig i 1990.

Formålet med helseundersøkelsen er å undersøke om enkelte luftforurensende stoffer eller kombinasjoner av disse har korttidsvirkninger på befolkningens helse og trivsel.

På grunnlag av målinger av luftkvalitet på faste stasjoner i området, forurensning innendørs, meteorologiske forhold, utslipp av forurensende stoffer og kartlegging av bevegelsesmønsteret til deltagere i helseundersøkelsen, kartlegges hver enkelt persons eksponering for ulike typer luftforurensning fra time til time.

Denne rapporten beskriver metodene for beregning av timevise romlige konsentrasjonsfordelinger basert på timevise data for utslipp, vind, spredning og målte konsentrasjoner.

Feil i konsentrasjonsfordelingene som følge av feil ved inngangsdata eller beregningsmetodene for utslipp og spredning er vurdert for nitrogenoksider (NO_x), små partikler (PM 2.5) og svoveldioksid (SO_2). En metode for anvendelse av beregningsresultatene til å anslå timevise usikkerheter i eksponeringsestimater foreslås.

KONKLUSJON

Datagrunnlaget for eksponeringsberegningene i Grenland, nedre Telemark, er utarbeidet i form av timevise konsentrasjonsfordelinger i et 16x23 km² område. De romlige konsentrasjonsfordelingene er gitt som middelkonsentrasjoner i km²-ruter, tilleggskonsentrasjoner i sterkt trafikkerte gater og sub-gridkonsentrasjoner i km²-ruter hvor det kan forekomme spissbelastninger på grunn av utslipp fra store enkeltkilder.

Timevise konsentrasjonsmålinger av nitrogenoksider (NO_x), små partikler og svoveldioksid (SO₂) er benyttet til å angi konsentrasjonene i luften som strømmer inn i Grenlands-området (bakgrunnskonsentrasjoner).

Spredningsberegninger i km²-ruter basert på data for utslipp og spredning forklarer ca 50% eller mer av variansen i tidsseriene for NO_x og for små partikler. For SO₂ er samvariasjonen mellom beregnede og målte verdier dårligere dels på grunn av ufullstendig beskrivelse av timevise utslipp og dels på grunn av kjemiske reaksjoner med andre reaktive komponenter i atmosfæren.

Spredningsberegningene i km²-ruter beskriver hovedtrekkene i den romlige fordelingen av forurensningskomponentene, og avviket mellom målte og beregnede verdier har ofte samme fortegn i hele beregningsområdet. Feilen er korrigert uten å endre hovedtrekkene i den romlige fordelingen ved statistisk interpolasjon (ordinary kriging), basert på forholdet mellom beregnede og observerte konsentrasjoner på fem målestasjoner. Lokale vindvariasjoner medfører en romlig usikkerhet i posisjoner av beregnede verdier av størrelsesorden 1 km.

Målestasjonene var plasserte slik at målte konsentrasjonsverdier bør være representative for større områder. I tillegg forekommer det i beregningsområdet lokale konsentrasjonsvariasjoner med liten romlig utstrekning. Dette skjer særlig i nærheten av store enkeltkilder (Union, Skien og Herøya, Porsgrunn)

eller ved sterkt trafikkerte veier. Timeverdier av forventede lokale konsentrasjonsvariasjoner innen hver km² er beregnet for hovedveinettet i beregningsområdet, og tilleggsdata for lokale konsentrasjonsvariasjoner på grunn av enkeltkilder er gitt spesielt. Disse data kan benyttes til spesifisering av mulig feil i eksponeringsestimatene.

Det er også beregnet timevise konsentrasjonsfordelinger av klor (Cl), karbonmonoksid (CO), nitrogendioksid (NO₂) og ozon (O₃), samt 12 timers verdier av sulfat og nitrat, basert på målinger.

I episoder forekommer det overskridelser av SFTs grenseverdier:

1. Overskridelser av grenseverdier for SO₂ i området nær Skien skyldes hovedsakelig industriutslipp i Skien.
2. Overskridelser av grenseverdier for NO₂ langs sterkt trafikkerte veier skyldes en kombinasjon av industriutslipp og eksosutslipp fra biltrafikken.
3. Beregnede overskridelser av grenseverdier for CO i sterkt trafikkerte gater skyldes eksosutslipp fra biltrafikken.
4. Overskridelser av grenseverdier for O₃ skyldes hovedsakelig konsentrasjoner i luften som transporteres inn i beregningsområdet.

SAMMENDRAG

Rapporten presenterer resultater av timevise konsentrasjonsberegninger basert på data for utslipp, spredning og timevise målte konsentrasjoner på flere målestasjoner.

På grunnlag av data for utslipp og spredning ble timevise konsentrasjoner beregnet i km²-ruter ved hjelp av en massekonsistent tidsavhengig spredningsmodell i 3 lag (til 200 m nivå over bakken). I tillegg til middelkonsentrasjoner i km²-ruter ble konsentrasjoner langs hovedveiene i området og nær utslippet fra de store enkeltkildene beregnet.

Konsentrasjonsberegningene ble videre korrigert ved hjelp av målinger av SO₂, NO_x og dis på fem målestasjoner. Dismålinger var godt korrelert med 12 timers måling av atmosfærens konsentrasjon av små partikler (PM 2,5). For hver 12 timers periode ble de timevise dismålingene skalert ved hjelp av 12 timers målingene av atmosfærens innhold av fine partikler (d_≤ 2,5 μm). Timevise målinger av NO_x, partikler (PM 2,5) og SO₂ ble benyttet til å korrigere konsentrasjonsberegnete verdier. Korreksjonene besto av tre deler:

- Konsentrasjonen i luften som for hver time kom inn over Grenland ble bestemt på grunnlag av målingene ved å legge størst vekt på målinger fra stasjoner som bare i liten grad var påvirket av lokale utslipp. En tok også hensyn til konsentrasjoner beregnet i nærheten av målestasjonen når timevise bakgrunnskonsentrasjoner ble bestemt.
- Videre tok en hensyn til mulige romlige usikkerheter i beregningsresultatet før en korrigerer de beregnete verdiene ytterligere. Dersom en fant samsvar mellom observert konsentrasjon og en beregningsverdi innenfor en avstand på 1 km fra målestasjonen, aksepterte en spredningsberegningene og benyttet den observerte konsentrasjonen til å karakterisere luftkvaliteten i km²ruten for målestasjonen.

- Når en ikke fant overensstemmelse ved å akseptere en romlig usikkerhet, modifiserte en den beregnede konsentrasjonsfordeling ved statistisk interpolasjon "Ordinary kriging" av forholdet mellom målt og beregnet konsentrasjon på målestasjonene. Resultatene viste at konsentrasjonsfordelingene i rommet beholdt sin form i størst mulig grad ved å interpolere en korreksjonsfaktor.

Timevise konsentrasjoner i beregningsområdet av O_3 og NO_2 ble beregnet på grunnlag av timevise beregninger av NO_x -konsentrasjoner, målinger av O_3 i luften som kommer utenfra og NO_2 -konsentrasjoner målt på fem målestasjoner i området. Langt fra lokale utslipp benyttet en ligningene for fotokjemisk balanse til å bestemme NO_2 -konsentrasjonene på grunnlag av observert O_3 -konsentrasjon og beregnet NO_x -konsentrasjon. Modellvalideringen viste gode resultater for NO_x -konsentrasjonene. Beregnede konsentrasjoner var dårligere korrelert med målte verdier for partikler (PM 2.5) og dårligst korrelert for svoveldioksid.

SHORT TERM COHORT STUDY OF THE RELATIONSHIP BETWEEN HEALTH AND AIR POLLUTION IN GRENLAND, NORWAY

CALCULATION OF SPATIAL CONCENTRATION DISTRIBUTION
BASED ON HOURLY MEASUREMENTS.
THE DATA FOR EVALUATION OF EXPOSURE

SUMMARY

1 INTRODUCTION

In 1979, the Norwegian Institute for Air Research (NILU) did a preliminary investigation of the health effects of air pollution in Grenland, Norway (industrialized area) compared to the area around the city of Larvik (control). The cross-spatial study indicated that the number of individuals reporting symptoms and illnesses of the respiratory system, differed in areas having high, medium or low air pollution (Siem and Skogvold, 1981).

The Ministry of the Environment (MD), the Norwegian State Pollution Control Authority (SFT) and the Royal Norwegian Council for Scientific and Industrial Research (NTNF) financed, in 1986, planning of the details of a new investigation of the effects on health of air pollution in the area. This new study was initiated in 1988 as a co-operative study between NILU and the National Institute for Public Health (SIFF). Data control and analysis have continued in 1989 and 1990.

The aim of the study is to investigate whether air pollutants, either individually or in combination have short term effects on the health and well-being of the population of the two municipalities of Skien and Porsgrunn.

This report describes the program for preparation of data for exposure calculations in the period of January to June 1988.

Each participant's exposure to air pollution will be estimated. In order to do this, a calculation procedure estimates outdoor air quality on a 1 km grid for the entire region for each day and hour of the investigation. The procedure for calculating levels of air quality are based on hourly data on emission of pollutants from all sources in the area and on wind and dispersion conditions. Measurements of air quality at the fixed stations in the area have been used to correct the calculated values. Results of the model calculations combined with information on air quality indoors and with information as to where each individual has been for each hour and day of the study (from a diary), will be used to calculate each individual's exposure to each measured pollutant, for each hour and day of the study. This exposure information will then be compared with a diary of state of health and well-being that is filled out by each individual and with measurements of each individual's peak expiratory flow (measured four times a day) and with results of physical examinations. The aim is to investigate the possible effect of air pollution on the participant's subjective feeling of health and on objective health indicators.

The Grenland (Figure A) area lies in the county of Telemark in the southeastern part of Norway and is one of the most industrialized areas in the country. Around 100 000 people live in the area, mostly in the towns of Skien and Porsgrunn. Pollution control of emissions and air quality are done continuously by the Norwegian State Pollution Control Authority's local control section. Two of the measuring stations used in this study are part of a nation-wide control program for air quality in cities and towns.

2 DATA ON EMISSION

Hourly emissions of sulphur and nitrogen oxides (SO₂ and NO_x), carbonmonoxide (CO) and particles are estimated for car- and ship-traffic, industry and home heating in Grenland (Southern Telemark). Emission data were collected for an area of 16 x 23 km² including the urban centers Skien, Porsgrunn and Brevik. Industry and residential areas are located adjacent to each urban center. Raw materials and industrial products are further shipped by boat across Frierfjorden and also along the waterway to Skien.

Hourly emission data are given for two periods of the health investigation.

Period 1: 1 January-15 March 1988 (winter).

Period 2: 18 April-24 June 1988 (summer).

Table A and Table B show average emissions of SO₂, NO_x, CO and suspended particles.

Table A: Emissions, period 1 (1 January-15 March 1988), in kg/h and as per cent of total emissions.

Group of source	SO ₂	NO _x *	CO	Suspended particles
Area source, oil	12.3 (7.5%)	8.5 (1.2%)	10.2 (0.3%)	0.7 (0.3%)
Area source, wood	1.4 (0.9%)	2.5 (0.4%)	360.7 (9.8%)	38.6 (18.4%)
Point sources	131.6 (80.4%)	343.9 (50.8%)	1 863.0 (50.7%)	154.4 (73.6%)
Car traffic	14.8 (9.0%)	268.4 (39.6%)	1 437.6 (39.1%)	14.9 (7.1%)
Ship traffic	3.6 (2.2%)	54.1 (8.0%)	5.8 (0.1%)	1.1 (0.5%)
Total	163.7	677.5	3 677.3	209.7

* given as NO₂.

Table B: Emissions, period 2 (18 April-24 June 1988), in kg/h and as per cent of total emissions.

Group of source	SO ₂	NO _x *	CO	Suspended particles
Area source, oil	1.7 (7.5%)	1.2 (0.2%)	1.4 (-)	0.1 (0.1%)
Area source, wood	0.2 (0.1%)	0.3 (-)	48.2 (1.4%)	5.2 (2.8%)
Point sources	161.6 (87.7%)	448.4 (59.2%)	2 140.3 (62.5%)	162.0 (88.3%)
Car traffic	14.3 (8.1%)	247.3 (32.7%)	1 227.0 (35.8%)	14.9 (8.1%)
Ship traffic	4.0 (2.2%)	60.1 (7.9%)	6.5 (0.2%)	1.2 (0.7%)
Total	182.3	757.4	3 423.4	183.4

* given as NO₂.

Total emissions of SO₂ were dominated by point sources; about 80% in winter and about 90% in summer. The total emission of NO_x was dominated by two main groups of sources; in winter ca. 50% from point sources (large industry) and ca. 40% from car traffic, in summer ca. 60% from point sources and 30% came from car traffic. Eight per cent of the total emissions of NO_x were caused by ships, and this source may be the dominant one close to the water-ways.

Total emissions of particles was dominated by point sources (ca. 75%), and by wood combustion (ca. 20%) in the winter. In the summer the main sources for total emissions of particles were point sources (ca. 88%) and car traffic (ca. 8%).

It is necessary when making dispersion calculations based upon data for time variable emission, to consider the influence of sources on air quality close to the ground. For example, emissions from car traffic were of minor importance during the night while traffic intensity will determine air quality along roads with heavy traffic during the day. Emission from point sources (large industry) influenced air quality in limited areas determined by the actual emission and dispersion conditions.

3 MEASUREMENT PROGRAM FOR AIR QUALITY AND METEOROLOGICAL CONDITIONS

Measurements were taken of both air quality and dispersion conditions (meteorological parameters) during the winter and the summer period. Portions of the air quality and meteorological measurement programs continued during the interim period as well. The location of the stations is shown in the figure A.

A summary of the measurement program for air quality is shown in table C. The program was done by NILU in co-operation with SFTs control section.

Table C: Measurement program for air quality during the investigation of health effect of air pollution in Grenland, Norway, winter and summer 1988.

Measuring period 1.1.-11.3.1988 and 18.4.-26.6.1988	Continuous registration, hourly averages							12 hour averages, day (0800-2000) and night (2000-0800)			24-hour averages (0800-0800)						
	SO ₂	NO	NO _x	NO ₂	O ₃	Haze	Pol- len	Par- ticu- lates	Alde- hydes	Denu- der- samp- ler	SO ₂	SO ₄	NO ₂	NH ₃	NH ₄	Soot	Pb
Station																	
1. Ås	x	x	x	x	x	x		x		x ¹	x	x	x	x	x	x	
2. Klyve	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x ¹							
3. Georg Stangsgt.	x	x	x	x		x		x									
4. Nenset	x	x	x	x				x									
5. Frednes	x	x	x	x				x									
6. Skien brann- stasjon	x	x	x	x													
7. Herre											x	x			x	x	
8. Rådhuset, Porsgrunn											x	x				x	
9. Kongens gt. Skien											x	x	x			x	x

1) Measurements included nitric acid (gas), nitrate (particulates), hydrogen chloride (gas), chloride (particulates), ammonia (gas), and ammonium (particulates). Together with aldehydes, these samples were taken in selected 24 hour periods in each measuring period.

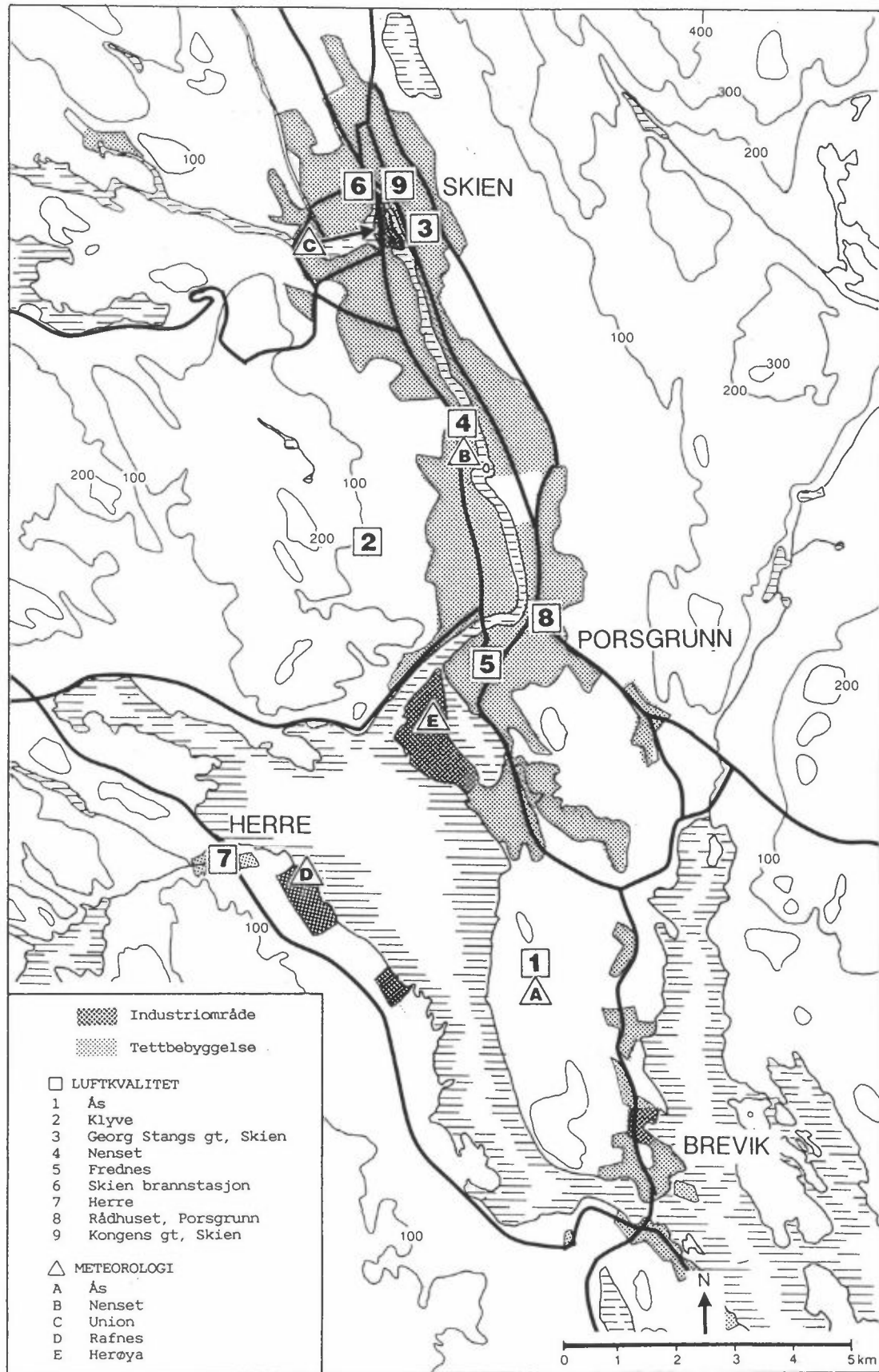


Figure A: The location of measuring stations in the area of investigation.

The continuously recording instruments were equipped with data loggers, and data were transferred over a dial-up system.

Earlier studies have shown that a major part of aerosols (particles in the air) are comprised of ammonium chloride, ammonium sulphate and ammonium nitrate. These salts have a high vapor pressure. Therefore it was necessary to use special sampling procedures to get a correct picture of the pollution situation in the area. This is called denuder sampling. Denuder and aldehyde samples were taken for a few selected days in each measuring period.

A summary of the meteorological measurement program is shown in table D.

Table D: Measurement program for meteorology of the different stations. All parameters are given as hourly averages.

Measuring period: 1.1.-30.6.88	Wind direction		Wind speed		Temperature		Temperature difference 25-10 m	Relative humidity 2 m	Maximal wind speed (Gust)		Turbulence 25 m	SODAR: Wind direction and wind speed every 25 m up to 200 m
	10 m	25 m	10 m	25 m	2 m	25 m			1 s	3 s		
A Ås		x		x	x	x	x	x	x	x	x	
B Nenset	x		x		x			x				x ¹
C Union	x		x		x			x				
D Rafnes	x		x									
E Herøya												x ²

1) Winterperiod: 8.1.-27.2.1988

2) Summerperiod: 3.5.-4.7.1988

Measurements at Ås were done with NILUs Automatic Weather Station (AWS) which equipped with a data logger and a dial-up system. Mechanical wind measurement equipment was used at Nenset and Union (Lambrecht Woelfle type) and at Rafnes (Fuess

type). SODAR (Sonic Detection and Ranging) was used at Nenset and Herøya.

Meteorological conditions

Meteorological conditions were measured at five stations. Measurements included wind direction, wind speed, temperature, temperature difference and height, humidity, gust, and fluctuation in wind direction.

Wind direction was measured at Ås, Rafnes, Herøya, Nenset and Union. The results show that wind is canalized because of the local topographical nature of the terrain. However, at a height of 100-125 meters, wind direction is no longer affected by the underlying terrain.

4 HOURLY CONCENTRATION DISTRIBUTION FOR EXPOSURE CALCULATION

4.1 Introduction

As shown in Chapter 3 a large amount of data has been collected on the pollution situation hour by hour, and the measuring stations have been located to represent the area. The emission from large sources follow the wind and are diluted as a result of turbulence and time variation in the wind conditions. As a result of the spatial distribution of emission in Grenland, the hourly concentrations may vary considerably over short distances. As the wind and turbulence conditions vary considerably from hour to hour, variations in concentrations are found accordingly.

People move in an environment characterized by a number of pollution components that fluctuate in space and time and that may interact chemically when they are mixed together.

Measurements of wind, turbulence and emission constitute the most important data for the description of spatial distribution of pollution components. The data have been combined in a time dependent, mass consistent dispersion model. Average concentrations have been calculated in each square km for three levels. Selecting the finite difference approximation of the time dependent dispersion model in the square km system, emphasis is given to a mass consistent formulation.

As a result of numerical smoothing the extreme concentration values and gradients are not described in the finite difference approximation.

To account for subgrid gradients and concentration maxima as a result of car exhaust a road/street model has been used to calculate concentrations along the main roads in the area. Further the emission from 32 single sources are treated separately by a subgrid puff-model. Single puffs of pollution follow the air movements until the size of the puff is comparable with the side of the grid cell horizontally or vertically. The mass of pollution is then mixed into the grid cell where the puff is located.

The geographic location of objects was then coded by the specifying grid square (km^2) and in addition road segment when the person was travelling or in a house by a major road.

Most of the puff's are located at elevated levels and do not contribute to ground level concentrations. Subgrid concentration distributions that should be accounted for as a result of low level single sources, include:

- SO_2 -concentrations in the Skien area.
- Concentrations of nitrogen oxides and particulates near the Herøya area.

Subgrid deviations in other areas may occur as a result of temporarily increased emission in a neighbouring source. These

subgrid fluctuations in space and time may be considered as a stochastic part of the concentration level to be used for exposure estimation.

The model validation shown in Chapter 4.5 indicates that the polluted zone close to roads could be described more accurately by a subgrid model. On the other hand the data required for exposure estimation would increase considerably.

In addition to lack of spatial resolution the following sources of error are considered in the presentation of results:

- error in input data (emissions and meteorological conditions)
- error in model description, in particular the description of vertical exchange in inversion situations.

4.2 Concentration contribution from local sources

To describe fluctuations in time and space as a result of local emissions, the advection-diffusion equation is solved with a horizontal grid distance of 1 km. The atmosphere close to the ground is divided into three layers to account for variations with height in emissions, wind and dispersion conditions. The three layers (0-50, 50-100, 100-200 m) are divided into $16 \times 23 \text{ km}^2$. A mass consistent finite difference system of the following of equations has been developed.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \underbrace{\vec{V}_h \cdot \nabla_h C_i}_{\text{I}} - \underbrace{w \frac{dC_i}{dz}}_{\text{II}} - \underbrace{\frac{\partial (w' C')}{\partial z}}_{\text{III}} - \underbrace{\nabla_h \cdot (v' C_i')}_{\text{IV}} + \underbrace{R_i}_{\text{V}} + \underbrace{Q_i}_{\text{VI}}$$

Processes to be considered in the model are:

- I : horizontal advection, $\vec{V}_h \cdot \nabla_h C_i$
- II : vertical advection, $w \frac{\partial C_i}{\partial z}$
- III : turbulent exchange vertically

IV : turbulent exchange horizontally
V : chemical reactions (sinks or sources)
VI : emission

- Horizontal advection is calculated using consecutive horizontal windfields based on statistical interpolation of hourly wind observations at five stations.
- Vertical advection is based on requirement of air movements free of three dimensional divergence.
- Vertical exchange between layers is estimated by SODAR measurements of vertical fluctuations in the wind field (σ_w) at the levels separating the model layers (50 m, 100 m, and 200 m). Further, the statistical turbulence theory is used to describe the exchange rate using Venkatram (1984) for the description of the scale of turbulence and the Lagrangian time scale.
- For the horizontal exchange process close to the source the method suggested by Irwin (1983) has been applied.

4.3 The boundary conditions

Using upwind finite difference approximation for dispersion calculations the concentration values where air moves into the area have to be measured. Accumulated concentrations in the grid system determine the flux out of the area at the downwind boundary.

A station measuring the pollution concentrations entering the area has not been established. However, measurements from the existing stations have been applied to estimate background concentrations. The estimation is based on an optimizing process giving weight to measurements from stations with low influence from local sources (near the upwind boundary) and from stations far from concentration gradients.

The concentration in the air entering the region (background concentration) is assumed to be constant or approximately constant in space both horizontally and vertically. Here it is denoted by the symbol β .

The background concentration is estimated at a given hour by using the following equation

$$\hat{\beta} = \frac{1}{\sum_{k=1}^n w_k} \sum_{k=1}^n w_k (O_k - M_k)$$

Here n denotes the number of measuring stations, w_k for $k=1, \dots, n$ are weights attached to the stations, and O_k and M_k are observed (measured) and calculated concentrations based on data for emissions and dispersion at station k for $k=1, \dots, n$.

Since the background is an additive part of the concentration level in the area, differences between observed values O_k and dispersion calculated values (from local sources) M_k should convey information about the background concentration β . For error-free data the difference $O_k - M_k$ should be equal to β for $k=1, \dots, n$.

The weights are introduced in order to put more weights on stations which are considered to be good for estimating background concentrations.

The statistical model is based on defining and calculating variances V_k for each station k :

$$V_k = \sigma_{\epsilon_k}^2 + M_k^2 \sigma_Q^2 + (1 + \sigma_Q^2) \|\nabla M_k\|^2 \sigma_{\Delta_k}^2 + \sigma_{\epsilon_k M}^2$$

Here σ_{ϵ_k} denotes measurement noise σ_{Q_k} uncertainty associated with the level of the field, and σ_{Δ_k} spatial uncertainty. Further the quantity $\|\nabla M_k\|$ denotes the norm of the gradient vector of the dispersion calculated field at station k .

The weights are then chosen to minimize total variance in estimating the background β . It can easily be shown that optimal weights are inversely proportional to the V_k values, i.e.:

$$W_k^* = V_k^{-1} / \sum_{i=1}^n V_i^{-1}$$

In order for the estimator to be unbiased the weights are scaled in order to sum to 1. This makes the predictor β approximately unbiased as a predictor for the background concentration β .

This method is used to estimate background concentrations for the three components NO_x , SO_2 , and PM 2.5. For NO_x and SO_2 values for the four stations Klyve, Nenset, Frednes, and Ås were used, while for PM 2.5 values for stations Klyve, Nenset, and Ås were used.

Data from station Georg Stangs gt. in Skien were not used in this estimation procedure, since the concentrations were largely influenced by nearby industrial sources.

4.4 Correction of concentration distribution based on hourly measurements

The deviation between observed and calculated concentration values may be accounted for by the following groups of errors in a mass consistent scheme of calculations:

- 1 Errors as a result of input data on an hourly basis
 - 1.1 Sources outside the area
 - 1.2 Emission in single sources
 - 1.3 Emission from area sources

1.4 Horizontal wind field

1.5 Vertical exchange parameters

2 Errors as a result of dispersion model formulation

2.1 Sub grid distributions

2.2 Description of vertical exchange

These errors influence the calculated distributions in different ways. Errors as a result of sources outside the area are corrected for by adding a spatial homogeneous concentration value to all grid points in the area.

Errors as a result of horizontal meandering are accounted for by the introduction of a spatial uncertainty in the results of dispersion calculations that cannot be corrected for by statistical interpolation procedure. Further it is assumed that the main features of the concentration distribution based on dispersion calculations are preserved in the observed values. However, errors in the area sources and in the vertical exchange process influence the actual concentration values. This may be corrected for by a factor of proportionality when the factor of proportionality varies in space, nonhomogeneous effects of the errors are taken into account.

The correction of the dispersion calculation is based on the following equation:

$$\Delta c(x,y) = \sum_{k=1}^n W_k(x,y) \ln (O'_k/M'_k)$$

Here n denotes the number of measuring stations $W_k(x,y)$ is the weight attached to station k for gridpoint (x,y) and O'_k and M'_k are derived from observed and model calculated values for station k as follows:

$$O'_k = \max (O_k - \beta, 5)$$

$$M'_k = \max (M_k, 5)$$

The value M_k is determined as the best fit concentration within 1 km distance from the station k (matching) where β is the background concentration as described in section 4.3 and Appendix C.

The weights are calculated based on the ordinary kriging procedure as described in Appendix D. Here the spatial correlation functions are based on exponential form with integral scale equal 2 km.

The weights are computed in advance and are independent of time.

In order to prevent meaningless low or large values in the logarithmic difference, the observed and model-calculated values are here replaced by modified values.

The actual correction of the dispersion calculation is based on the following formula

$$\hat{M}(x,y) = M(x,y) \exp(\Delta c(x,y))$$

From this formula it follows that the updated values $\hat{M}(x,y)$ will be equal to the observed values at the measuring stations $k=1, \dots, n$. For gridpoints far away from the stations the multiplicative factor will be approximately the average of the individual ratios for each station. Thus, locally the corrected field will correspond to the observed concentrations, and a scaling of the concentration distribution will be preserved in the correction procedure.

Correction of the dispersion calculations is based on multiplication of concentration values with factors which are all non-negative and which vary about unity. Since the factors are all non-negative the corrected concentration distribution $M(x,y)$ will also be non-negative. Close to a station the adjusted concentration distribution will correspond to the observed value. "Ordinary kriging" has been applied to develop correction

factors throughout the area. Thus, far from the stations the geometric average ratio between observed and calculated values is applied as a correction factor.

This final correction method is used to correct the dispersion calculation for the components NO_x , SO_2 , and PM 2.5. For NO_x and SO_2 the five stations Klyve, Georg Stangs gt., Nenset, Frednes, and Ås were used, while for PM 2.5 data for the three stations Klyve, Nenset and Ås were used.

4.5 Results and model validation

4.5.1 Estimated concentrations in the air entering the region. (background concentration)

Figure B shows estimated hourly variation in the background concentration for components SO_2 and PM 2.5. The figure shows fairly good agreement between level of these components. Maxima in concentration values indicate episodes of long range transport of pollution including SO_2 and particles simultaneously. The computations are based on separate series of measurements.

In the summer season, there were two predominant periods with high concentration of fine particles (PM 2.5) between 30 April-3 May 1988 and again between 25-28 May 1988. These two periods were characterized by high values of sulphate SO_4^{--} at the station Klyve and Ås. This indicates that these concentrations mainly originated from sources outside the area also during the summer period.

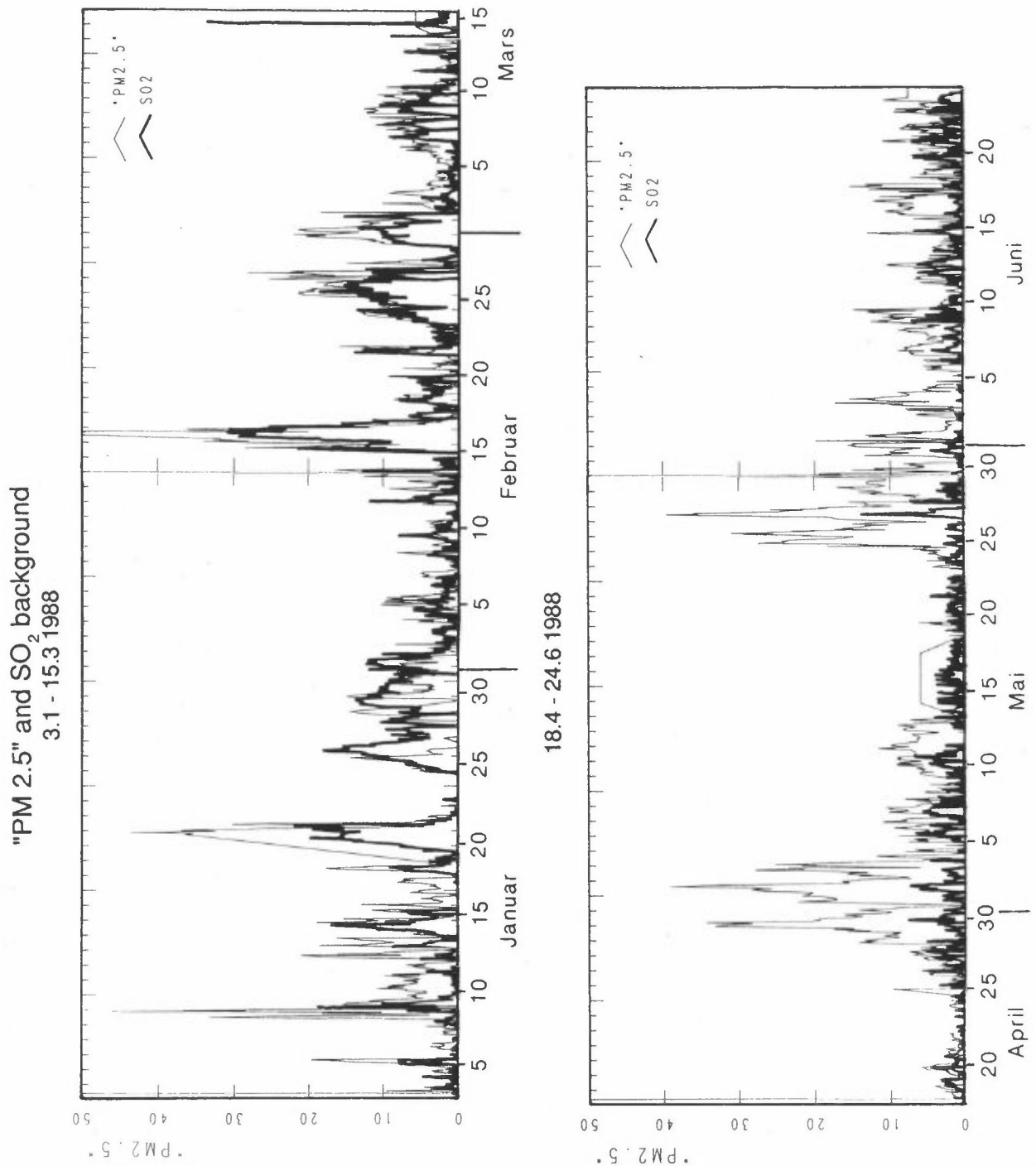


Figure B: Hourly background concentrations of SO₂ and PM 2.5 in the air entering Greenland during the winter period 3.1.-15.3.1988 (a) and during the summer period 18.4.-24.6.1988 (b).

4.5.2 Result of model evaluation

Model evaluation has been performed using parameters recommended in U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Guidelines (US EPA 1981, 1984). Also results of Willmott (1982) were taken into account.

The basis of the model evaluation is the comparison of observed and model-calculated hourly values of concentration at the measuring stations in the area.

For the components NO_x and SO_2 there are five measuring stations, Klyve, Georg Stangs gt., Nenset, Frednes, and Ås. For each station and for each period (winter: 3.1.-15.3., summer: 18.4.-24.6.). Several model evaluation parameters have been computed.

Results are here shown for some of these parameters in table E. The column marked "P+B+M" here denotes model-estimated values based on dispersion calculation adding background concentrations and finally performing matching. The matching procedure means using the value in the calculated concentration distribution which are closest to the measured value within a range of 1 km.

4.5.3 Model validation for NO_x

Table E shows results of the validation of the model description of hourly concentration variation at the different measuring stations.

NO_x -concentrations are slightly underpredicted at the Klyve station and is slightly overpredicted at the station Ås. A systematic overprediction at Ås is observed in situations with wind from northerly direction. At the stations Nenset and Frednes underpredictions of average observed concentrations are more serious. When the wind blows from nearby roads with high

Table E: Model validation for NO_x.
Period: 3.1.-15.3. 1988

Station	Klyve				Georg Stangs gate		
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	24.1	21.3	26.8	38.2	38.5	38.4
SDev	"	30.1	30.2	30.0	49.1	48.9	41.5
NMD	"		0.12	-0.11		-0.007	-0.003
RMSE	"		28.3	13.5		41.3	25.9
RMSE _s	"		13.4	4.1		17.6	13.8
RMSE _u	"		24.9	12.9		37.4	21.9
Corr	"		0.57	0.90		0.65	0.85
IA	"		0.74	0.95		0.79	0.91
Station	Nenset				Frednes		
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	61.9	40.6	44.1	73.4	44.1	57.5
SDev	"	89.9	51.0	29.4	95.5	57.7	64.9
NMD	"		0.34	0.29		0.40	0.22
RMSE	"		73.7	60.6		84.5	56.5
RMSE _s	"		61.9	53.0		69.7	44.1
RMSE _u	"		39.9	29.4		47.8	35.4
Corr	"		0.62	0.81		0.56	0.84
IA	"		0.69	0.80		0.67	0.87
Station	Ås						
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	24.4	29.6	33.8			
SDev	"	30.4	38.5	34.7			
NMD	"		-0.21	-0.38			
RMSE	"		38.6	26.3			
RMSE _s	"		15.7	10.8			
RMSE _u	"		35.2	24.0			
Corr	"		0.40	0.72			
IA	"		0.61	0.82			

0: Mean observed NO_x-concentration.

P: Mean concentration value based on dispersion calculations.

P+B+M: Calculated concentration value based on contribution from NO_x-concentration in the air entering the area, contribution from local sources and taking into account spatial uncertainties in the local pollution concentration.

traffic, the observed concentrations become higher than calculated. This effect of sub-grid concentration distribution is partly compensated for by taking into account a pollution contribution from the main roads. Dispersion calculations could be improved by considering the decay in pollution contribution with down wind distance from the road. In our calculations the hour to hour spatial average concentration value is considered

within each square km². This sub-grid error is not accounted for by the spatial uncertainty model. The index of agreement and correlation between hourly observed and calculated values of NO_x show good correspondance at all stations, better than for SO₂ and particulates. Accordingly NO_x is the best single pollution component to be used for a description of the pollution situation in Grenland. Results of dispersion calculation may further be used for describing the pollution contribution from different groups of sources.

4.5.4 Model validation particles (PM 2.5)

Table F shows results of the validation of the model description of hourly concentration distribution for particles.

Table F: Model validation for particles (PM 2.5). 2.5).

Station	Klyve				Georg Stangs gate		
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	11.4	14.0	14.6	14.7	12.0	14.4
SDev	"	12.0	23.9	14.9	13.0	12.6	11.3
NMD	"		-0.225	-0.282		0.18	0.117
RMSE	"		23.0	10.4		14.9	7.9
RMSE _s	"		4.7	3.3		9.1	4.0
RMSE _u	"		22.5	9.8		11.9	6.8
Corr	"		0.34	0.75		0.34	0.80
IA	"		0.47	0.84		0.59	0.89
Station	Ås						
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	13.7	14.9	16.3			
SDev	"	11.4	23.7	14.4			
NMD	"		-0.04	-0.19			
RMSE	"		25.1	11.6			
RMSE _s	"		8.7	3.4			
RMSE _u	"		8.7	11.1			
Corr	"		0.12	0.64			
IA	"		0.33	0.78			

0: Mean observed PM 2.5-concentration.

P: Mean concentration value based on dispersion calculations.

P+B+M: Calculated concentration value based on contribution from PM 2.5-concentration in the air entering the area, contribution from local sources and taking into account spatial uncertainties in the local pollution concentration.

The mean value in the winter period is slightly overestimated at Klyve and Ås, and slightly underestimated at Georg Stangs gt. The standard deviation in the hourly fluctuations is seriously overestimated at the stations Klyve and Ås. The error is probably connected to the estimation of emission and dispersion of particulates from the Herøya area. The index of agreement is acceptable when a spatial uncertainty is taken into account.

4.5.5 Model validation for SO₂

Table G show results of the validation of the model description of hourly concentration fluctuations for SO₂ on the different stations.

When background concentrations were not taken into account the SO₂-concentrations were underestimated at the stations Klyve, Georg Stangs gt., Nenset, and Ås. Both the mean values and the standard deviations of the time series from the different stations were underestimated. An overestimation was observed at Frednes located between the Herøya area and the center of Porsgrunn.

Poor correspondance between observed and calculated hourly fluctuations was found at all stations. This correspondance was improved considerably when hourly background concentrations were taken into account, and further when allowance for spatial uncertainty was accounted for. The SO₂-calculations remained uncertain, however, probably as a result of emissions at low level and elevated point sources. The emission intensities of some low level sources are poorly known in the Skien area. In the Porsgrunn area SO₂ may react with other pollution components coming from the Herøya area.

To evaluate sub-grid concentration variations a list of concentrations along all segments of the main roads in the area is given for each hour. Further positions of high concentrations

Table G: Model validation for SO₂.
Period 3.1.-15.3.

Station	Klyve				Georg Stangs gate		
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	11.6	6.5	11.6	26.0	15.2	17.8
SDev	"	17.7	9.1	7.3	44.5	25.8	16.2
NMD	"		0.44	0.13		0.42	0.32
RMSE	"		20.1	15.7		51.0	40.0
RMSE _s	"		17.9	14.3		25.8	14.1
RMSE _u	"		9.1	6.5		25.8	14.1
Corr	"		0.057	0.47		0.07	0.50
IA	"		0.25	0.51		0.28	0.50
Station	Nenset				Frednes		
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	13.8	11.1	12.5	9.9	11.6	10.5
SDev	"	16.7	15.8	9.7	12.4	16.1	8.9
NMD	"		0.20	0.09		-0.17	-0.06
RMSE	"		22.2	14.4		18.3	8.9
RMSE _s	"		15.6	11.8		9.3	6.2
RMSE _u	"		15.8	8.3		15.8	6.4
Corr	"		0.08	0.52		0.20	0.69
IA	"		0.33	0.64		0.42	0.80
Station	Ås						
Parameter	Unit	0	P	P+B+M	0	P	P+B+M
Mean	µg/m ³	6.9	5.3	7.5			
SDev	"	7.3	9.2	7.0			
NMD	"		0.23	-0.09			
RMSE	"		11.7	5.2			
RMSE _s	"		7.3	2.3			
RMSE _u	"		9.2	4.8			
Corr	"		0.03	0.73			
IA	"		0.35	0.85			

0: Mean observed SO₂-concentration.

P: Mean concentration value based on dispersion calculations.

P+B+M: Calculated concentration value based on contribution from from SO₂-concentration in the air entering the area, contribution from local sources and taking into account spatial uncertainties in the local pollution concentration.

downwind of the 32 dominant single sources may be given for each hour in the area of calculation.

The spatial distribution as a result hourly dispersion calculations based on local emissions is corrected by adding a background concentration value to all grid point values. Emphasis

is given to this distribution when the final corrections are made according to hourly measurements at five stations.

Performing the dispersion calculations of hourly mean values in a square-km grid and correcting the calculated values by measurements from stations located outside the areas polluted by maximum concentrations, it is likely that the hourly maximum concentrations occurring in the area of calculation are not detected. As a result of the knowledge of sub-grid distributions the maxima are likely to be found in the Skien area or close to the Herøya area. The areas close to roads with high traffic intensities are further exposed to high exhaust pollution that is shown in the calculated values except on the roads themselves.

5 APPLICABILITY OF DATA FOR EXPOSURE CALCULATIONS

Hourly concentration values measured at 5 stations for NO_x , NO_2 , and SO_2 have been used as primary data for describing time variation in air quality throughout the area of investigation.

Selection of locations of measuring stations was based on:

- avoidance of contribution from sources close to the measuring station
- the location of the participants in the health investigation
- the location of the main sources to air pollution in the area
- discrimination of contribution from different groups of sources.

In addition to the primary components measurements have been made to specify the hourly variation in the concentration of small particulates at three stations and of the ozone concentration at two stations.

The SO_2 -concentrations are of primary importance in the Skien area as a result of industrial emissions. Several groups of sources contribute to the air pollution of nitrogen oxides and the highest concentrations are observed along roads with high traffic intensity and for short periods in the location of maximum concentrations downwind of single sources. The maxima downwind of single sources meander with variation in wind directions. In the Skien area and close to the Herøya area gradients of concentrations both in space and time may be of primary importance for the description of concentration exposure.

Data on hourly emission intensity of SO_2 , NO_x , and small particulates have been collected for all groups of sources in the area. Hourly data on emission and dispersion have further been used for dispersion calculations of hourly concentration values in km^2 -grid system.

The primary components have many groups of sources. Further, the Herøya area should be considered separately as a large number of pollution components may originate in this area. Of these components chlorine-components, ammonia, and nitric acid should be mentioned. These components enter into complex chemical reactions with the primary components and may develop haze with different degree of acidity. These reactions have not been considered in this project and reference is made to Gram et al., 1990.

Calculated hourly concentrations of chlorine based on meteorological data and on monthly average emission data may be used as an indicator of areas influenced by the Herøya plumes.

Emission of chlorine contributes to the oxidation of SO_2 to sulphate and may also contribute to local development of ozone, normally of minor importance compared with background ozone values. Background values of ozone affect the chemical transformation of NO to NO_2 , reducing the ozone concentration and

increasing the NO_2 -concentration. This is taken into account calculating hourly NO_2 -values.

The hourly concentration distribution throughout the area have been determined by dispersion calculations corrected by statistical interpolation to adjust the distribution locally to the measured concentration value at five stations.

Fluctuations in the concentration field as a result of hourly variation in emissions and dispersion or as a result of subgrid concentration distribution may cause errors in the calculated concentration field. The possibility of errors varies throughout the area. The maximum errors may be found in the urban area in particular close to the main sources. The concentration variation given by the nine neighbouring km^2 -area are used as a measure of the spatial uncertainty in the km^2 -model. Further the maximum street/road concentration and the mean puff concentration in each km^2 may be used as an expression of possible sub-grid variations in concentration.

To improve the description priority would be given to sub-grid description and improved emission data for the important sources.

INNHold

	Side
FORORD	1
KONKLUSJON	3
SAMMENDRAG	5
SUMMARY	7
1 INNLEDNING	35
2 KONSENTRASJONSBEREGNINGER. METODEBESKRIVELSE	37
2.1 Beskrivelse av utslippsdata	37
2.1.1 Industriutslipp	39
2.1.2 Utslipp fra boligoppvarming og små industri- anlegg	39
2.1.3 Utslipp fra biltrafikken	40
2.1.4 Utslipp fra skipstrafikken	41
2.1.5 Samlet utslipp	41
2.1.6 Vedrørende anvendelsen av utslippsdata	42
2.2 Beskrivelse av spredningsdata	43
2.3 Beskrivelse av beregningsmetodene	46
2.3.1 Konsentrasjonsberegninger i km ² -ruter	46
2.3.2 Konsentrasjonsberegninger for sterkt trafikkerte gater og veier	47
2.3.3 Estimering av bakgrunnskonsentrasjoner basert målinger	50
2.3.4 Ozonkonsentrasjoner og kjemiske reaksjoner i Grenlandsluften	53
2.3.5 Korreksjoner av beregnete konsentrasjons- fordelinger ved hjelp av målinger av NO _x , partikler og SO ₂	54
2.3.6 Korreksjoner av beregnete konsentrasjonsfor- delinger ved hjelp av målinger av NO ₂ og O ₃	56
3 KONSENTRASJONER BASERT PÅ SPREDNINGSBEREGNINGER ..	57
3.1 Nitrogenoksider (NO _x)	58
3.1.1 Langtidsmiddelverdier og standardavvik for observerte og beregnete NO _x -konsentrasjoner	58
3.1.2 Timevise variasjoner i bakgrunnskonsentra- sjonen av NO _x	61
3.1.3 Timevise NO _x -konsentrasjoner på de enkelte målestasjonene, målte og beregnete verdier	63
3.2 Partikkelkonsentrasjoner (PM _{2.5})	70
3.2.1 Langtidsmiddelverdier og standardavvik for observerte og beregnete partikkel- konsentrasjoner	71
3.2.2 Timevise variasjoner i bakgrunnskonsen- trasjoner av PM _{2.5}	74

3.2.3	Timevise partikkelkonsentrasjoner (PM ₅) på de enkelte målestasjonene, målte og beregnede verdier	76
3.3	Svoveldioksid (SO ₂)	80
3.3.1	Langtidsmiddelverdier og standardavvik for observerte og beregnede SO ₂ -konsentrasjoner	81
3.3.2	Timevise variasjoner i bakgrunnskonsentrasjonen av SO ₂	84
3.3.3	Timevise SO ₂ -konsentrasjoner på de enkelte målestasjonene, målte og beregnede verdier	86
3.4	Klor (Cl)	93
4	KORREKSJONER AV MODELL-BEREGNINGER	94
4.1	Korreksjoner av NO _x -konsentrasjonene	94
4.2	Korreksjoner av partikkelkonsentrasjonene (PM _{2,5})	97
4.3	Korreksjoner av SO ₂ -konsentrasjonene	99
4.4	Korrigerte beregningsresultater for NO ₂ og ozon	102
4.5	Sulfat- og nitratkonsentrasjoner bestemt ved statistisk interpolasjon av målte verdier	104
5	KONSENTRASJONSBIDRAG FRA FORSKJELLIGE KILDEGRUPPER	105
5.1	Bidrag fra kilder utenfor området	105
5.1.1	Resultater for SO ₂	105
5.1.2	Resultater for NO _x	106
5.1.3	Resultater for partikler (PM _{2,5})	107
5.1.4	Kontroll av estimerte bakgrunnskonsentrasjoner for SO ₂ ved uavhengige målinger ..	108
5.2	Bidrag fra kildegrupper i Grenlandsområdet	110
5.2.1	Resultater for SO ₂	110
5.2.2	Resultater for NO _x	113
6	VURDERING AV DATAGRUNNLAGET FOR BESTEMMELSE AV EKSPONERING	114
7	REFERANSER	116
	APPENDIX A: Dispersion calculations in a three level grid, K.E. Grønskei	121
	APPENDIX B: Statistical interpolation of wind measurements, S.E. Walker	137
	APPENDIX C: Estimation of background concentrations, S.E. Walker	155
	APPENDIX D: Correction of concentrations by measured values, S.E. Walker	173
	APPENDIX E: Model for NO, NO ₂ and ozone concentrations, K.E. Grønskei	181
	APPENDIX F: Model evaluation, S.E. Walker and K.E. Grønskei	189

KORTTIDSSTUDIER AV SAMMENHENGEN MELLOM LUFTFORURENSNINGER OG HELSEVIRKNINGER I GRENLAND

BEREGNING AV ROMLIGE KONSENTRASJONSFORDELINGER BASERT PÅ TIMEVISE MÅLINGER

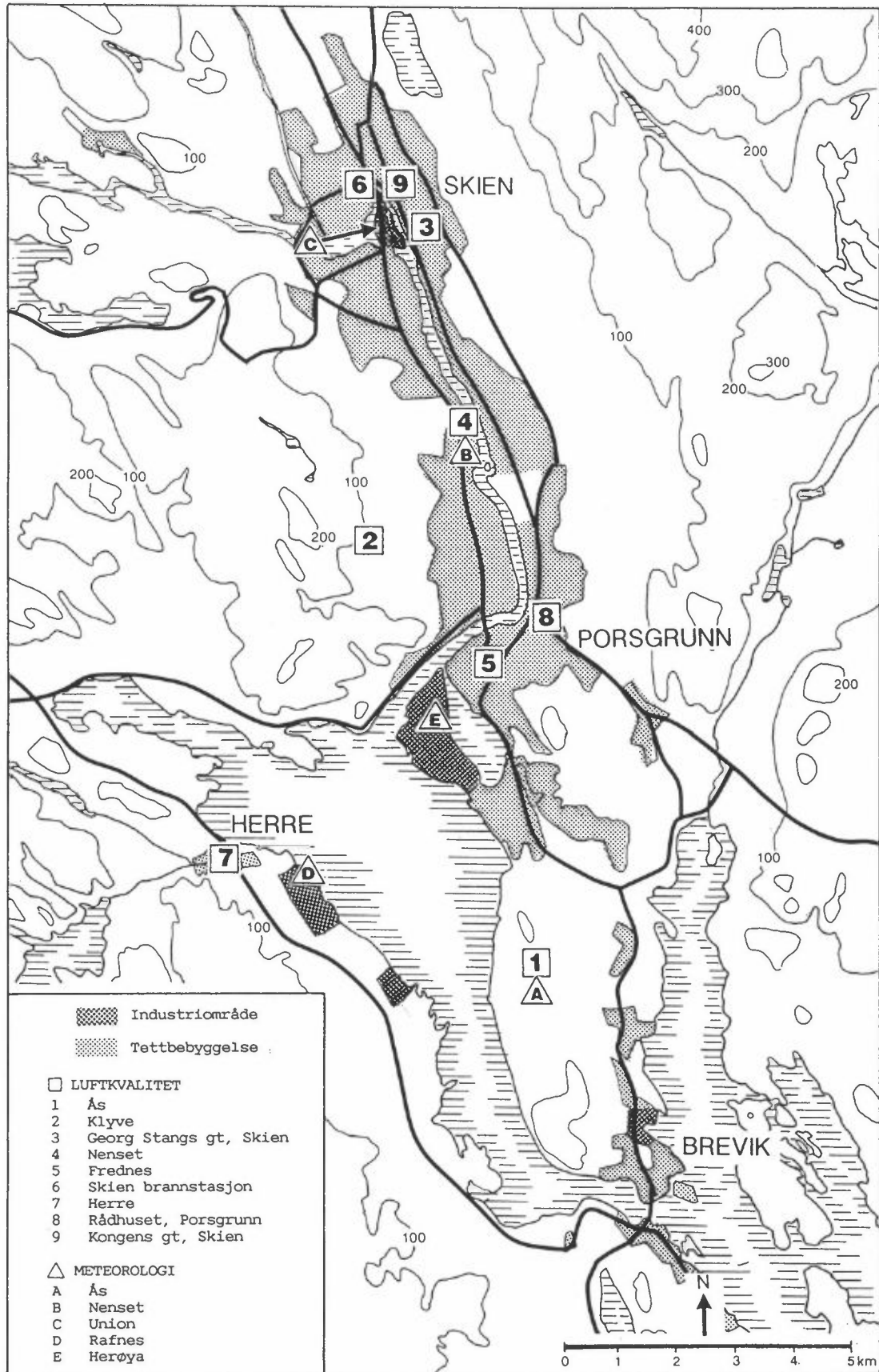
DATAGRUNNLAG FOR EKSPONERING

1 INNLEDNING

Konsentrasjonsberegningene er en del av helseundersøkelsen i Grenland i 1988. Undersøkelsen ble planlagt av Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Statens institutt for folkehelse (SIFF) i samarbeid med Norsk Regnesentral (NR) (Clench-Aas et al., 1986).

Målet med prosjektet var å undersøke om luftforurensninger som enkeltkomponenter eller i kombinasjoner har korttidsvirkninger på menneskers helse og trivsel i Grenlandområdet. Arbeidet har vært utført etter oppdrag fra Miljøverndepartementet (MD), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norges teknisk-naturvitenskapelige forskningsråd (NTNF). For å klarlegge mulige korttidsvirkninger av luftforurensninger er det nødvendig å kjenne konsentrasjonsvariasjonene fra time til time for å forklare timevise effekter på helse og trivsel. Kontinuerlige målinger av spredningsforhold (vind og turbulente blandingsforhold) og konsentrasjoner ble avlest som timesmiddelverdier på 5 målestasjoner (Ås, Klyve, Georg Stangs gt, Nenset og Frednes). Lokaliseringen av målestasjonene som ble anvendt i undersøkelsen er vist i figur 1.1. Målingene gav kontinuerlig informasjon om forurensningsforholdene på 3-5 steder i området. I tillegg ble data fra målingene som inngår i SFTs overvåkings-system i Grenland benyttet (Johnsrud, 1989).

Området for undersøkelsen, vist i figur 1.1, består av adskilte industriområder som er omgitt av tettbebyggelse med varierende størrelse. Områdene forbindes med hovedveier og småveier. Det



Figur 1.1: Målestasjoner under helseundersøkelsen i Grenland i perioden januar-juni 1988.

er dessuten en betydelig skipstrafikk til Brevik, Herre, Herøya og Skien. Denne aktiviteten fører til et mangeartet utslipp av forurensninger både når det gjelder komponenter, intensitet og variasjoner i tid og rom.

De høyeste forurensningskonsentrasjonene finnes til enhver tid på lesiden av kildeområdene og konsentrasjonsverdiene er avhengig av utslipps- og spredningsforhold. Det kan derfor forekomme betydelige gradienter i forurensningskonsentrasjonene både i tid og rom.

Området har en utstrekning på 20 km og ved normale vindforhold vil det ta ca. 3 timer å erstatte luften i området med luft fra andre områder. I løpet av tre timer vil det dessuten skje en betydelig vertikalblanding.

For å gi best mulig informasjon om forurensningsvariasjonene fra time til time var det derfor nødvendig å benytte all tilgjengelig informasjon. På grunnlag av data for utslipp og spredning er det utført timevise konsentrasjonsberegninger i et km²-rutenett.

Målinger av spredningsforhold og luftkvalitet er beskrevet av Hagen og Hoem (1989). Utslippsdata som er benyttet i utslippsberegningene er beskrevet av Haugsbakk og Grønскеi (1989).

2 KONSENTRASJONSBEREGNINGER, METODEBESKRIVELSE

2.1 BESKRIVELSE AV UTSLIPPSDATA

Tabell 2.1 og tabell 2.2 viser midlere timesutslipp av SO₂, NO_x, CO og partikler fra bil- og båttrafikk, industri og boligoppvarming i beregningsområdet. Området omfatter tettstedene Skien, Porsgrunn og Brevik med tilhørende bolig- og industriområder. Timesvise data for utslipp er gitt for helseundersøkelsens to registreringsperioder:

Vinterperioden: 1. januar-15. mars 1988

Sommerperioden: 18. april-24. juni 1988

Tabell 2.1: Utslipp, vinterperioden (1. januar-15. mars 1988), i kg/h, og som prosent av totalutslipp.

Kildegruppe	SO ₂	NO _x *	CO	Partikler
Arealkilder olje	12,3 (7,5%)	8,5 (1,2%)	10,2 (0,3%)	0,7 (0,3%)
Arealkilder ved	1,4 (0,9%)	2,5 (0,4%)	360,7 (9,8%)	38,6 (18,4%)
Punktkilder	131,6 (80,4%)	343,9 (50,4%)	1 863,0 (50,7%)	154,4 (73,6%)
Biltrafikk	14,8 (9,0%)	268,4 (39,6%)	1 437,6 (39,1%)	14,9 (7,1%)
Båttrafikk	3,6 (2,2%)	54,1 (8,0%)	5,8 (0,1%)	1,1 (0,5%)
Totalt	163,7	677,5	3 677,3	207,7

* oppgitt som NO₂.

Tabell 2.2: Utslipp, sommerperioden (18. april-24. juni 1988), i kg/h, og som prosent av totalutslipp.

Kildegruppe	SO ₂	NO _x *	CO	Partikler
Arealkilder olje	1,7 (0,9%)	1,2 (0,2%)	1,4 (-)	0,1 (0,1%)
Arealkilder ved	0,2 (0,1%)	0,3 (-)	48,2 (1,4%)	5,2 (2,8%)
Punktkilder	161,2 (88,7%)	448,4 (62,5%)	2 140,3 (62,5%)	162,0 (88,3%)
Biltrafikk	14,8 (8,1%)	247,3 (32,7%)	1 227,0 (35,8%)	14,9 (8,1%)
Båttrafikk	4,0 (2,2%)	60,1 (7,9%)	6,5 (0,2%)	1,2 (0,7%)
Totalt	182,3	757,4	3 423,4	183,4

* oppgitt som NO₂.

2.1.1 Industriutslipp

Data for utslippene fra industriområdene Union ved Skien, Herøya ved Porsgrunn, Norcem Cement ved Brevik, og petrokjemi-anleggene i Bamble er innsamlet i samarbeide med bedriftene og Statens forurensningstilsyns avdeling i nedre Telemark. Utslippsdata fra industrien er i stor grad basert på måledata. For enkelte skorsteinutslipp foreligger det timesmidlete målinger, for andre utslipp utføres det regelmessige målinger for typiske driftsforhold. Utslipp fra industrikildene regnes som punktkilder, og det er gitt detaljerte data for posisjon, høyde, utslippshastighet osv.

I vinterperioden hadde 10 enkeltbedrifter ca. 80% av totalutslippet av SO_2 , ca. 75% av totalutslippet av partikler og ca. 50% av totalutslippet av NO_x og CO. I sommerperioden hadde disse andelene steget til ca. 90% for SO_2 og partikler, vel 60% for NO_x (se punktkilder i tabellene 2.1 og 2.2).

Virkingen på luftkvaliteten ved bakken avhenger i tillegg til utslippsmengdene av utslippsforholdene, klimatiske og topografiske forhold. Eksempelvis har utslipp i høye piper normalt liten virkning på luftkvaliteten ved bakken i beregningsområdet. I registreringsperiodene var utslippene fra samtlige industrikilder lavere enn SFTs konsesjonsgrenser.

2.1.2 Utslipp fra boligoppvarming og små industrianlegg

Utslipp fra små bedrifter og fra boligoppvarming er basert på informasjon om prosessutslipp og om forbruk av olje og fast brensel. Små punktkilder regnes som en del av rommidlet utslipp i km^2 -ruter. Totalt oljeforbruk i området er beregnet på grunnlag av oljeselskapenes salgstall. Totalt vedforbruk er beregnet på grunnlag av erfaringstall fra andre områder (Oslo og Elverum).

Utslipp fra forbruk av olje og ved til boligoppvarming er fordelt i området etter befolkningsfordelingen. Utslipppet fra boligoppvarmingen varierer fra dag til dag proporsjonalt med temperaturvariasjonene (graddagstallet) som er basert på kunnskap om fyringsbehovets variasjon med middeltemperaturen. Forbruket varierer også med ukedag og med tid på døgnet i samsvar med erfaringstall fra andre områder. Utslippsfaktorer for oljefyring ble valgt i samråd med Statens forurensningstilsyn og Norsk Petroleumsinstitutt.

I tabellene 2.1 og 2.2 er det skilt mellom utslipp fra ved- og oljeforbruk i beskrivelsen av arealkildens bidrag. Oljeforbruket bidro i vinterperioden til ca. 10% av totalt SO₂-utslipp, og vedforbruket til ca. 18% av totalt partikkelutslipp. I sommerperioden utgjorde SO₂-utslippet fra oljeforbruket ca. 1% av totalt SO₂-utslipp og partikkelutslippene fra vedfyring ca. 3% av totalt partikkelutslipp. Øvrige utslipp fra arealkilder var av liten betydning.

2.1.3 Utslipp fra biltrafikken

Veikontoret i Telemark har gitt data for årsdøgnetrafikken langs hovedveier i beregningsområdet (se figur 2.2 s. 47), og data for variasjonen i trafikkintensiteten med ukedag og tid på døgnet. Dette gav grunnlag for å beregne forventet timevis trafikk langs alle hovedveier i beregningsområdet. Det er beregnet timevise utslipp fra alle hovedveiene i området. Utslipppet om natten er meget lite (10-20% av middelutslippet). I rushtiden om ettermiddagen (ca. en time) er utslippsintensiteten fra biltrafikken ca. dobbelt så stort som middelutslippet over døgnet.

Utslipppet langs småveiene i området er beregnet på grunnlag av data for salg av bensin og diesel i området, etter at vi hadde trukket fra bensin og dieselforbruket langs hovedveiene. Utslipp fra trafikken langs småveiene er fordelt etter befolkningsfordelingene i området.

CO-utslippet utgjorde ca. 40% av totalutslippet i området i vinter- og sommerperioden. Utslippet av NO_x utgjorde ca. 40% av totalutslippet i vinterperioden og 33% i sommerperioden. Selv om utslippet fra biltrafikken bare er 40% av totalutslippet i området, forekommer det overskridelser av grenseverdier bare i sterkt trafikkerte gater, og vanligvis i køsoner i rushtidene om ettermiddagene. Utslippet av NO_x foreligger hovedsakelig som NO i de sterkt trafikkerte gatene.

2.1.4 Utslipp fra skipstrafikken

Timesmidlet utslipp fra skipstrafikken er beregnet på grunnlag av data fra trafikksentralen for skip i området. Det er benyttet utslippsfaktorer for midlere utslipp fra skip i fart og fra lossing/lasting av skip i havn. Skipstrafikken bidro med ca. 8% av totalt NO_x -utslipp og ca. 2% av totalt SO_2 -utslipp i vinter- og sommerperioden. Utslipp av øvrige stoffer fra skipstrafikken var hver for seg mindre enn 0,7% av totalutslippene. En detaljert beskrivelse av utslipp fra skipstrafikken i Grenland er utarbeidet av Grønskei (1989).

2.1.5 Samlet utslipp

Totalutslippet av SO_2 var dominert av punktkildene; ca. 80% i vinterperioden og ca. 90% i sommerperioden. Totalutslippet av NO_x hadde to hovedkildegrupper; i vinterperioden punktkilder med ca. 50% og biltrafikken med ca. 40%, i sommerperioden punktkilder med ca. 60% og biltrafikken med ca. 30%. Partikkelutslippet ble preget av punktkildene (ca. 75%), og vedfyring (ca. 20%) i vinterperioden. I sommerperioden dominerte punktkilder (ca. 88%) og biltrafikken (ca. 8%).

For å ta hensyn til utslippenes virkning på luftkvaliteten er det nødvendig å utføre spredningsberegninger basert på timesvariable utslipp. Eksempelvis er utslipp fra biltrafikk av

liten betydning om natten mens biltrafikken vil være bestemmende for luftkvaliteten i sterkt trafikkerte gater om dagen, spesielt i rushtiden. I tillegg vil utslipp fra industrikilder være av avgjørende betydning i begrensede områder.

Tabell 2.1 og 2.2 viser utslippene fra de ulike kildegrupper i kg/h og som prosent av totalutslippet.

2.1.6 Vedrørende anvendelsen av utslippsdata

Utslippsdata er benyttet til å beregne konsentrasjoner i Grenland som befolkningen eksponeres for. Vi regner med at den romlige fordelingen av tidsmidlere utslipp er tilfredsstillende beskrevet.

Tidsvariasjonen i utslippet mangler for mange enkeltkilder, og det har vært nødvendig å benytte middeltall basert på målinger under typiske utslippsforhold. Maksimalutslippene er derfor ikke beskrevet. På timesbasis er det benyttet målinger fra fem stasjoner til å korrigere beregnede konsentrasjonsfordelinger og på denne måten tas det hensyn til ufullstendig detaljkunnskap om utslipp og spredningsforhold på timesbasis. Det er utført timemålinger av SO_2 -, NO_2 -, NO_x -, O_3 - og partikkelkonsentrasjoner. Lokale utslipp forårsaker hovedsakelig SO_2 , NO_x og partikkelforurensninger.

I tillegg var det nødvendig å ta hensyn til eksosforurensning i sterkt trafikkerte gater. Norsk Hydro slipper ut betydelige mengder CO i høye skorsteiner, og innledende spredningsberegninger viste at disse skorsteinsutslippene hadde liten forurensningsmessig betydning sammenlignet med CO-forurensninger fra bileksosen som slippes ut i sterkt trafikkerte bygater.

De forskjellige kildegruppene i området slipper ut flere forurensningskomponenter som ikke er behandlet i denne rapporten som f.eks. PAH-komponenter, dioksiner og tungmetaller. Det er

ikke påvist i andre undersøkelser at disse forurensningskomponentene har korttidseffekter på helse og trivsel ved de konsentrasjonsverdier som er målt i Grenland.

Andre forurensningskomponenter kan ha liten betydning helsemessig, men påvirke kjemiske reaksjoner i atmosfæren. For mange av disse komponentene mangler en data til å utarbeide fullstendige utslippsoversikter. De eksisterende data for utslipp av NO_x , SO_2 , CO og partikler er benyttet til å beskrive tids- og romvariasjoner i forurensningsbidraget for forskjellige kildegrupper. Det er rimelig å anta at eventuelle korttidsvirkninger av luftforurensninger på helse og trivsel i Grenland vil ha direkte sammenheng med høye konsentrasjoner av disse forurensningskomponentene.

2.2 BESKRIVELSE AV SPREDNINGSDATA

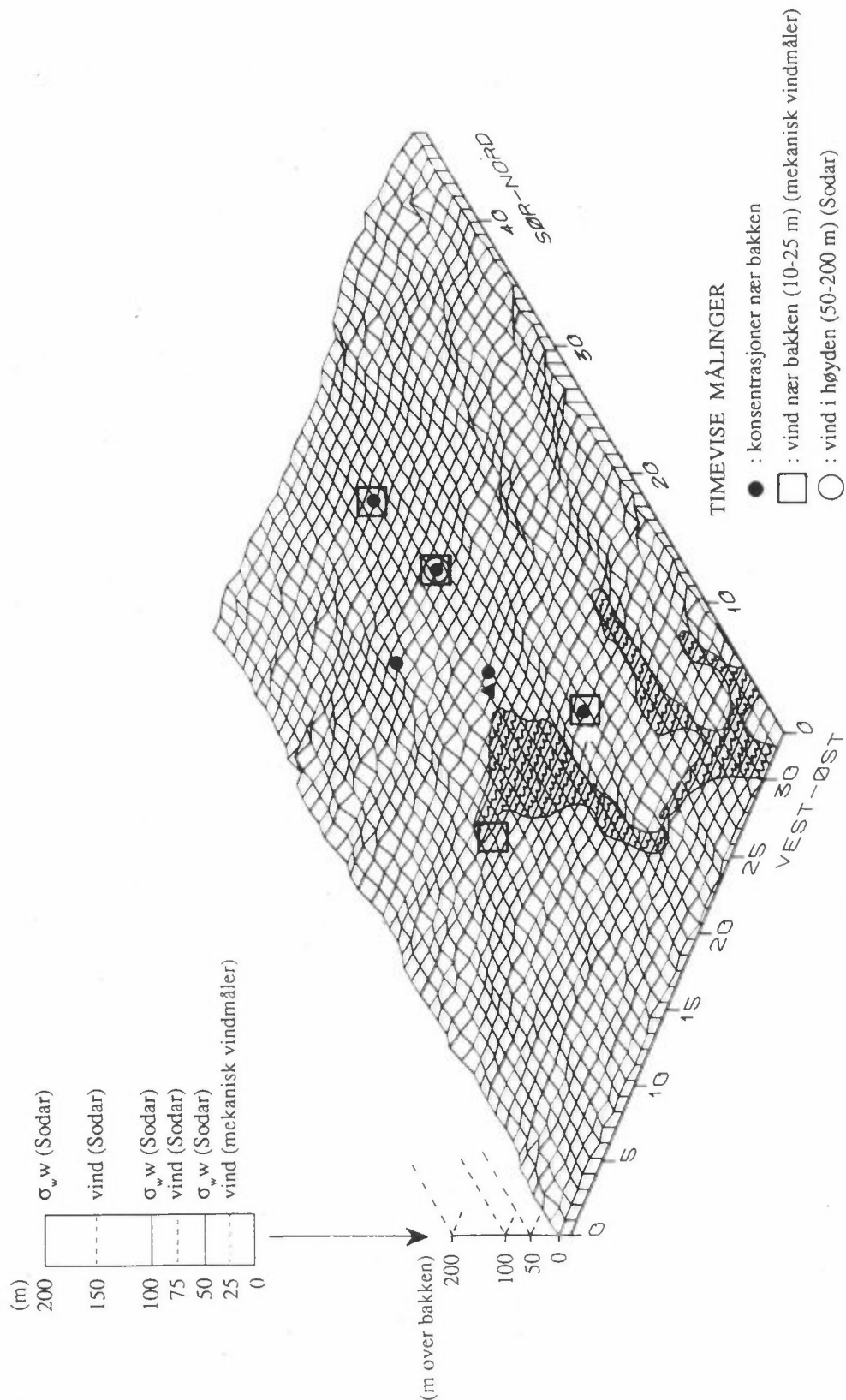
Figur 2.1 viser lokaliseringen av de meteorologiske målestasjonene og av stasjoner som målte forurensningskonsentrasjoner samt hvilke parametre som er benyttet i spredningsberegningene. Tabell 2.3 gir en oversikt over de meteorologiske spredningsparametere som er benyttet som utgangspunkt for spredningsbeskrivelsen.

Tabell 2.3: Måleprogram for meteorologi på de enkelte stasjonene. Alle parametre gis som timesmiddelverdier.

Måleperiode 1.1.- 30.6.88	Vindretning		Vindstyrke		Temperatur		Temperaturdifferanse 25-10 m	Relativ fuktighet 2 m	Maksimal vindstyrke (Gust)		Turbulens 25 m	SODAR: Vindretning, vindstyrke og turbulens hver 25 m opp til 200 m
	10 m	25 m	10 m	25 m	2 m	25 m			1 s	3 s		
A Ås		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x ¹
B Nenset	x		x		x			x				
C Union	x		x		x			x				
D Rafnes	x		x									
E Herøya												

1) Vinterperiode: 8.1.-27.2.1988

2) Sommerperiode: 3.5.-4.7.1988



Figur 2.1: Måling og bruk av spredningsparametre. Topografi og lokalisering av målestasjoner i beregningsområdet.

Stasjonen på Ås (hovedstasjon) er utstyrt med datalogger og oppringt samband.

SODAR (Sonic Detection and ranging) er et instrument som ved hjelp av lyd-pulser måler vindstyrken og standardavviket i vindstyrken i tre retninger for hver 25. meter i intervallet 50-200 m over bakken. Ut fra dette kan vindretning og vindstyrke bestemmes opp til 200 m over bakken. Disse dataene har stor betydning for vurdering av spredning av luftforurensninger i høyden.

På hovedstasjonen Ås er det gjennomført et omfattende måleprogram for meteorologiske forhold som har omfattet temperatur, luftfuktighet, vindretning, vindstyrke, stabilitetsforhold og turbulens. For å ta hensyn til lokale variasjoner er et enklere måleprogram gjennomført på de andre stasjonene. Instrumentene og målingene er beskrevet detaljert i separate rapporter (Hagen, 1989; Hagen og Hoem, 1989).

Horisontalvinden ved bakken beskrives ved statistisk interpolasjon av målingene i et km²-rutenett. Metoden er beskrevet i Appendix B.

Sodarmålingen av vind i 150 m nivå benyttes til å angi homogen vind i nivå 3 på timesbasis. Vi regner med at ikke-homogene vindforhold hovedsakelig skyldes topografien som påvirker vinden i nivå 1 nærmest bakken.

Horisontalvinden i nivå 2 beregnes som den aritmetiske middelvinden mellom verdien i nivå 1 og verdien i nivå 3.

Utvekslingen mellom lagene beskrives av standardavviket av den vertikale vindkomponenten σ_w i 50 m nivå i 100 m nivå og i 200 m nivå (se figur 2.1).

I tillegg til målte verdier for standardavviket i den vertikale vindkomponenten er det nødvendig å estimere den vertikale skalaen til turbulenselementene. Skalaen er estimert ved hjelp

av observasjonen av temperaturvariasjonen med høyden som foreslått av Venkatram (1984). Se beskrivelse av metoden i Appendix A.

Atmosfærens blandingshøyde er viktig for spredning over større avstander. Den kommer vanligvis frem som en endring i atmosfærens temperaturstruktur i form av en lokal inversjon i en bestemt høyde over bakken. Det ble ikke utført observasjoner av temperaturfordelingen med høyden over nedre Telemark. Blandingshøyden ble avlest to ganger daglig for radiosonde-stasjonen ved Gøteborg. De avleste verdiene var vanligvis så høye at de ikke hadde nevneverdig betydning for konsentrasjonsberegningene i Grenland i vinterperioden. I sommerperioden kan variasjoner i blandingshøyde få større betydning. Sannsynligvis er det bedre å bestemme blandingshøyde på grunnlag av lokale observasjoner av turbulens og temperaturfordeling med høyden enn å benytte data fra en fjern radiosonde-stasjon.

Før beregningene startet ble det sørget for komplette sett med data ved å vurdere spredningssituasjoner med manglende data subjektivt. En detaljert beskrivelse av spredningsmodellen som er benyttet er gitt i Appendix A.

2.3 BESKRIVELSE AV BEREGNINGSMETODENE

2.3.1 Konsentrasjonsberegninger i km²-ruter

For å skille mellom bidraget fra de enkelte industriområdene, samt mellom bidraget fra høye og lave kilder i området, har en utviklet en spredningsmodell med 1 km-ruter 16 km utstrekning øst-vest og 23 km nord-syd og med 3 nivåer vertikalt (Gram og Grønskei, 1990). Beregningsmodellen er programmert slik at beregningsområdet enkelt kan utvides, f.eks. til en regional modell.

Beregningsområdet inndelt i km²-ruter er vist i figur 2.1.

I beregningsområdet finnes det kildegrupper som slipper ut forskjellige forurensningskomponenter. Utslippene skjer på ulik måte og utslippsforhodene er av avgjørende betydning for utslippenes bidrag til forurensningskonsentrasjonene i omgivelsene nær bakken:

- industriutslipp i høye skorsteiner
- mange småutslipp i takhøyde fra boligoppvarming og fra mindre industrikilder
- eksosutslipp fra biltrafikken skjer i lav høyde og fører til lokale forurensningsbidrag spesielt langs sterkt trafikkerte gater og veier.

For å beregne forurensningskonsentrasjonene som følge av disse utslippene er det nødvendig å ha timevise data for utslippsintensiteten, vind og lokale blandingsforhold.

2.3.2 Konsentrasjonsberegninger for sterkt trafikkerte gater og veier

Langs hovedveinettet (se figur 2.2) er luften forurenset av eksosutslippene. Figur 2.2 viser årsdøgntrafikken langs hovedveiene i området. På grunnlag av metodene som er beskrevet av Haugsbakk og Grønskei (1989) beregnes den timevise utslippsintensiteten langs alle veisegmentene. Utslippene spres med vinden og spredningen er en funksjon av vind og utluftingsforhold som er illustrert i figur 2.3.

Målinger har vist at spredningen nær veibanen hovedsakelig er avhengig av vindforholdene. Larssen (1982) har tilpasset følgende formel til CO-målinger i norske byer.

$$c = k \frac{Q}{(V+0,5)B} \quad (\text{lign. 2.1})$$

c = timevise konsentrasjoner (Enhet: mg/m^3) midt på kvartalet, 2 m over fortauet

Q = utslippsintensiteten langs veien (Enhet: $\text{mg}/(\text{m} \cdot \text{s})$).

V = vindhastighet over hustakene (i 10 m høyde) (Enhet: m/s).

B = gatebredden (Enhet: m).

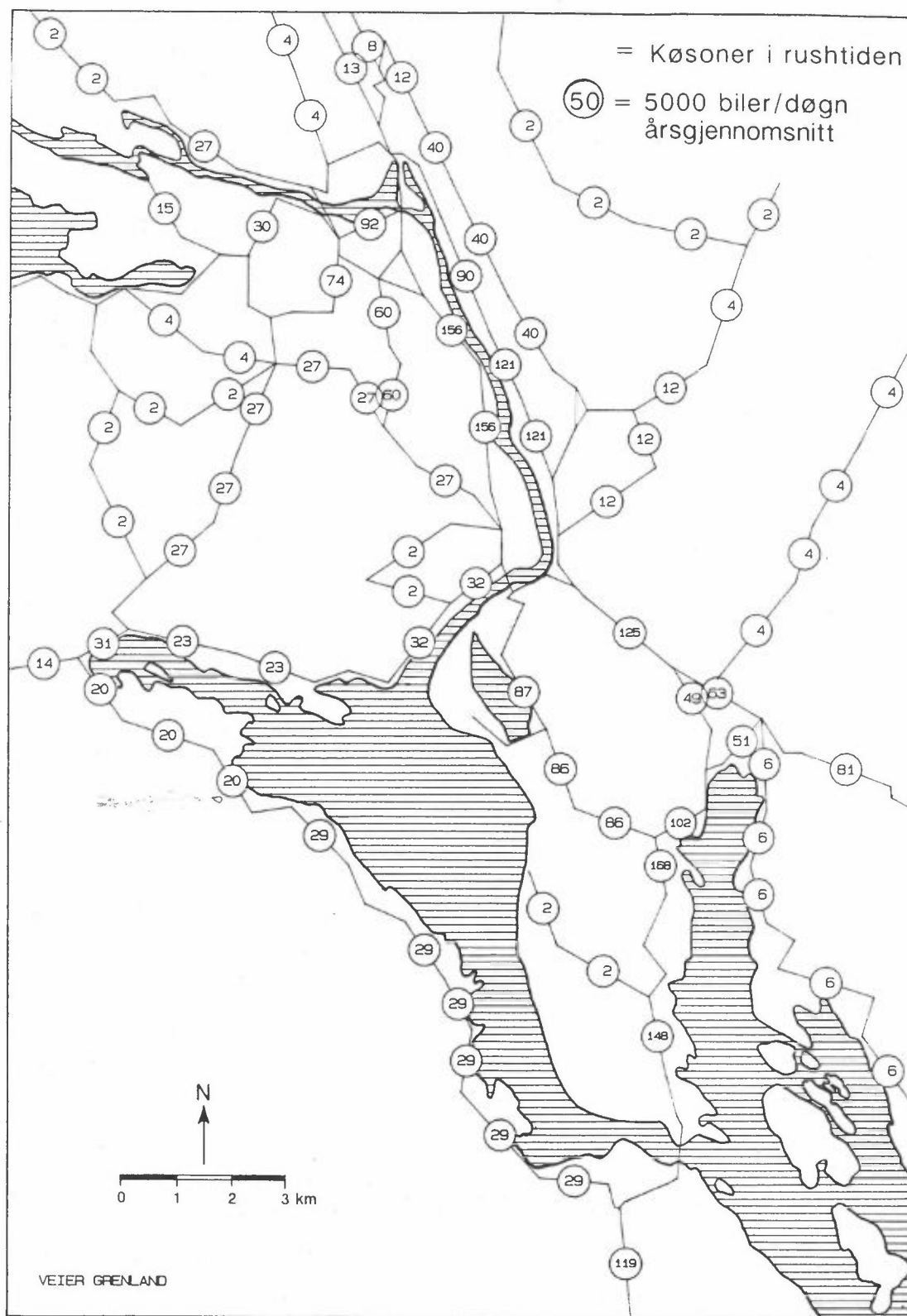
k = dimensjonsløs empirisk tilpasningskoeffisient som er ca. 25 for timesverdier i norske byer.

I denne undersøkelsen har vi derfor valgt å benytte en formel av samme form som ligning 2.1 også ved å åpne veier, når avstanden fra veien er liten.

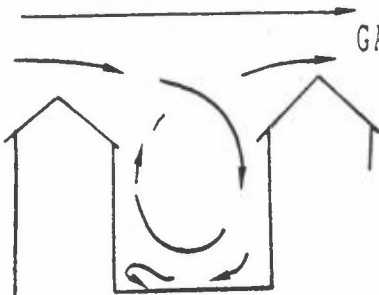
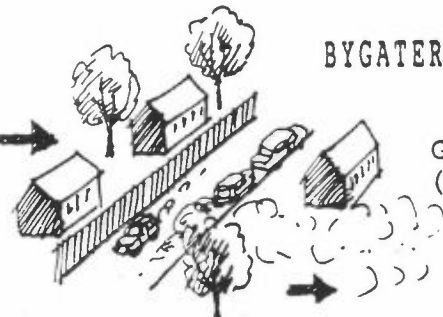
Ifølge opplysninger fra veikontoret i nedre Telemark er gatebredden i beregningsområdet 9 m utenom kryss der det er avsatt plass til stoppsoner. På hver side av gatene er det 2 m brede fortau. Dette gir en gatebredde på 13 m.

Konsentrasjonen ved åpne veier er avhengig av vindhastigheten, spredningen bak bilene og vindretningen. Konsentrasjonen ved veikanten på lesiden av åpne veier beregnes ved linjekilde-modeller f.eks. HIWAY som benyttes ved EPA i USA (Petersen, 1980).

I HIWAY-2 er det tatt hensyn til resultater av sporstofforsøk og konsentrasjonen nær veien er vanligvis ikke kritisk avhengig av vindretningen i forhold til retningen av veien. Ved situasjoner med vind langs veien (vindretningen avviker mindre enn 30 grader fra retningen av veien) vil konsentrasjonen ved veikanten være høyere enn beregningsmetoden angir. Konsentrasjonen vil imidlertid avta raskt med avstanden fra veien. Beregningsmetodene kan forbedres ved bl.a. å ta hensyn til disse effektene.



Figur 2.2: Årsdøgntrafikken langs hovedveiene i Grenland.

DOMENE	MODELL	INNGANGSDATA
	<p>GATER MED FASADE-REKKE(R)</p> <p>Nordisk beregningsmetode for bilavgasser</p>	<p>Trafikk Utslipp Vei</p>
	<p>LANDEVEIER BYGATER MED SPREDT BEBYGGELSE</p> <p>Gaussisk spredningsmodell (eks.: HIWAY, USA)</p>	<p>Trafikk Utslipp Vei Spredning (vind etc.)</p>

Figur 2.3: Spredning i bygater og langs landeveier og bygater med spredt bebyggelse.

2.3.3 Estimering av bakgrunnskonsentrasjoner basert på målinger

Luften som strømmer inn i beregningsområdet inneholder ulike typer forurensning. Konsentrasjonsbidraget fra kilder utenfor området må derfor adderes til konsentrasjonsbidraget fra lokale forurensningskilder for å beregne totalkonsentrasjonene i beregningsområdet. Ingen av stasjonene kan karakteriseres som bakgrunnsstasjoner i vanlig betydning. Lokaliseringen er likevel valgt slik at i bestemte situasjoner (vind fra nærmeste kant av området) er bidraget fra lokale utslipp lite.

Sammenligning av målte konsentrasjonsverdier med verdier beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning viste at i perioder var bakgrunnskonsentrasjonene av merkbar betydning for konsentrasjonen. Det gjaldt spesielt for SO_2 , men også for NO_x og partikler.

Det ble derfor utviklet en bakgrunnsestimator (vedlegg C) som legger stor vekt på måleverdier i områder som er lite påvirket av lokale utslipp. Timevise måleverdier fra Ås, Klyve, Frednes og Nenset ble benyttet til å estimere bakgrunnskonsentrasjonene. Tidsvariasjonene i bakgrunnskonsentrasjonen er vist for SO_2 og små partikler (PM 2,5) i figuren 2.4 og for henholdsvis NO_x , partikler (PM 2,5) og SO_2 hver for seg i figurene 3.2, 3.9 og 3.14.

Vi ser at SO_2 -, NO_x - og partikkelkonsentrasjonen er av samme størrelse og at de varierer i takt. Konsentrasjonsøkning i enkelte perioder skyldes sannsynligvis langtransporterte forurensninger. Perioder hvor bidrag fra langtransport synes å dominere er:

08.01.-20.01.

24.01.-01.01.

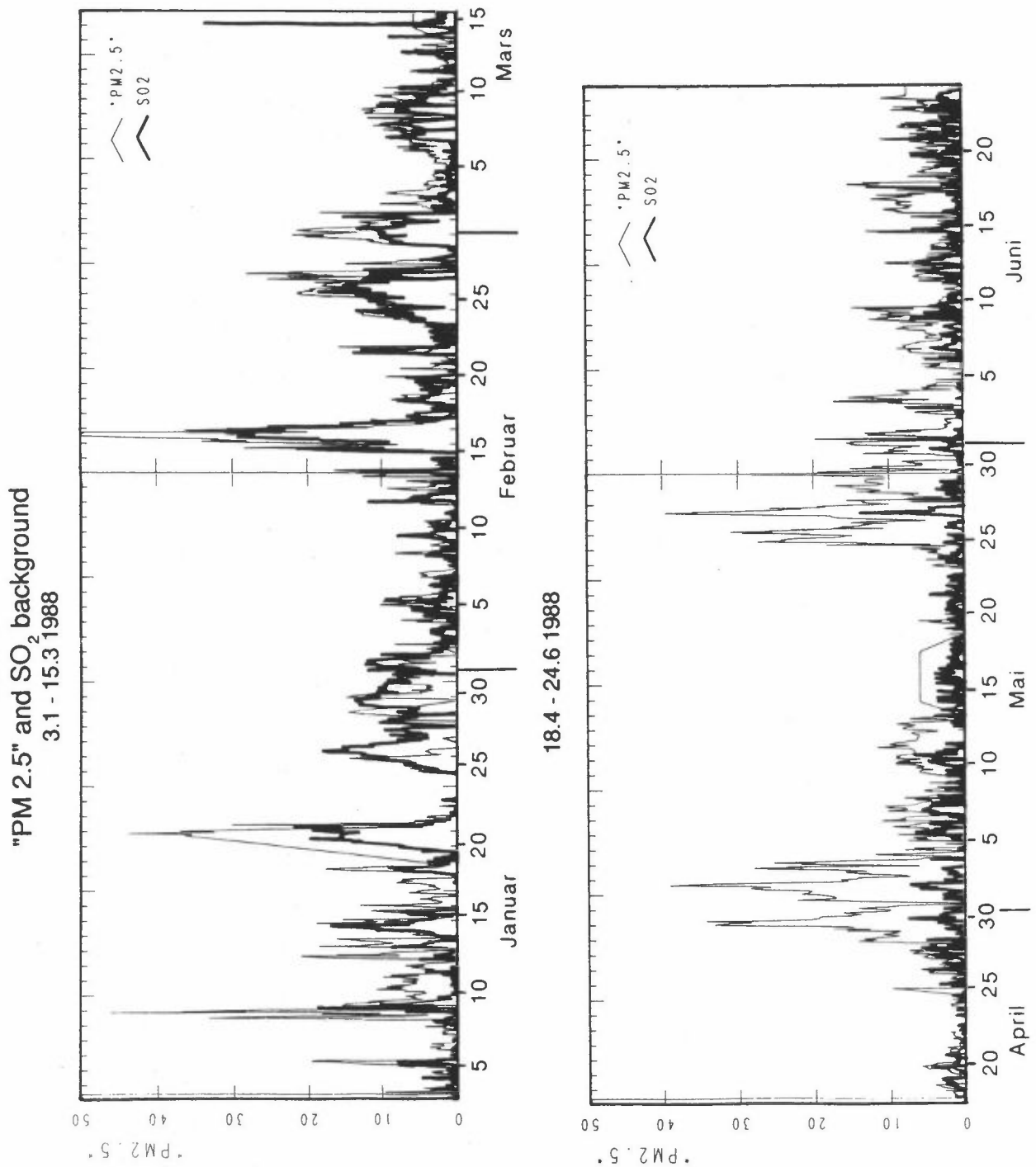
15.02.-18.02.

24.02.-26.02.

I sommerperioden ble det ikke registrert høye bakgrunnskonsentrasjoner for SO_2 , men det forekom episoder med høye bakgrunnskonsentrasjoner av partikler. Data tyder på at sulfat utgjør en betydelig andel av partikkelkonsentrasjonene i disse episodene.

Episodene som er nevnt ovenfor registreres også på Birkenes og andre bakgrunnsstasjoner i Norge. Episoden den 16. februar karakteriseres av den høyeste døgnmiddelverdi for SO_2 observert på Birkenes i 1988 (se tabell 1.3.1). Langtransportepisoden den 15.-18.02.1988 skyldes akkumulering av forurensning i luften over sentraleuropa og senere en svak luftstrøm fra sør som brakte forurenset luft inn over Sør-Norge.

Estimerte bakgrunnskonsentrasjoner kan også skyldes at forurenset luft fra utslipp i Grenland kommer tilbake til beregningsområdet på grunn av kompliserte spredningsforhold i tid og rom.



Figur 2.4: Estimerte bakgrunnsverdier for SO₂ og PM 2.5 i Grenland i 1. og 2. registreringsperiode.
Enhet: µg/m³.

2.3.4 Ozonkonsentrasjoner og kjemiske reaksjoner i Grenlands- luften

Tidligere undersøkelser i Grenland tyder på at ozondannelsen hovedsakelig skyldes prosesser på større skala (Grønskei og Hesstvedt, 1976) og at høye ozonkonsentrasjoner som kommer inn i området brytes ned på grunn av lokale utslipp av NO. Reaksjonene fører til høye konsentrasjoner av NO₂ i området, særlig om natten (Gram et al., 1980). Lokale utslipp av klor kan føre til dannelse av oksidanter på lesiden av Herøyaområdet (Hov, 1983). Dannelsen er moderat og begrenset til røykfanen fra Herøyaområdet. I denne røykfanen kan det skje en dannelse av synlig dis på grunn av utslippene av klor, saltsyre og ammoniakk. Aerosolvolumet som skyldes utslippene fra Herøya består hovedsakelig av ammoniumsulfat, ammoniumklorid og ammoniumnitrat som kun dannes i luften forurenset av Herøya-anleggene, spesielt i fuktig vær. Aerosoler som skyldes støvutslipp fra Herøyaområdet består av magnesiumoksid, magnesiumsalter, fullgjødsel og urea (Semb, 1984). Det kommer dessuten manganoksider med støvutslippet fra Elkem A/S.

I denne undersøkelsen har vi bare tatt hensyn til inerte støvutslipp som er beskrevet i utslippdata. Vi har likevel benyttet observerte partikkelkonsentrasjoner til å korrigere beregnete verdier.

Beregningsmetodene tar hensyn til alle kildegrupper, men det har ikke vært mulig å beskrive partikkeldannelsen i røyken på lesiden av Herøyaområdet i dette prosjektet. Aerosolsammensetningen som følge av disdannelse ved Herøya-anleggene i perioden 1985-1988 er beskrevet av Gram et al. (1990).

2.3.5 Korreksjoner av beregnete konsentrasjonsfordelinger ved hjelp av målinger av NO_x, partikler og SO₂

Timevise bakgrunnskonsentrasjoner ble lagt til konsentrasjonsfeltet som ble beregnet på grunnlag av lokale utslipp. (Metodene for bestemmelse av bakgrunnskonsentrasjoner er beskrevet i Appendix C). Til slutt ble det foretatt en endelig korreksjon av modellberegningene ved hjelp av de observerte konsentrasjonene. Korreksjonen er basert på interpolasjon av avviket mellom målte og beregnete verdier, og er nærmere beskrevet i Appendix D.

Vi understreker at metoden delvis er av lokal natur ettersom korreksjonene foretas lokalt på eller nær målepunktet, og delvis global ved at korreksjonene i utkanten vil være et middel av forholdene av beregningsområdet. Det innebærer blant annet at en skaleringfeil vil korrigeres på riktig måte i hele området, det vil si at alle konsentrasjonsverdiene multipliseres med samme faktor. Tidligere beregninger viser (Hanna, 1987) at det forekommer feil som skyldes avvik i konsentrasjonsfordelingens posisjon i rommet. For å redusere omfanget av feilkorreksjoner aksepteres en feil i den romlige konsentrasjonsfordelingen på 1 km i hver retning. De observerte verdiene på målestasjonene sammenlignes derfor med den verdien som passer best innen konsentrasjonsintervallet som beskrives av beregnete konsentrasjoner i den ni nærmeste rutene (matching).

La $M(x,y)$ betegne et felt med verdier beregnet på grunnlag av spredningsberegninger (beregningemetoden er beskrevet i Appendix A). La B betegne bakgrunnsverdier estimert på grunnlag av målingene som beskrevet i Appendix C. Det endelige korrigerte feltet basert på målinger blir beregnet som følger:

$$\hat{M}(x,y) = M(x,y) * \exp(\Delta C(x,y)) + B$$

Størrelsen $\Delta C(x,y)$ betegner et interpolert felt av verdier basert på interpolasjon av $\Delta C(x_i, y_i) = \Delta C_i$ for $i=1, \dots, n$.

Størrelsene ΔC_i beregnes for hver målestasjon ved følgende prosedyre:

1. Beregn $O_i' = O_i - B$ for $i=1, \dots, n$
 O_i : observert konsentrasjon på målestasjon i .
2. Beregn M_i^* som "en best tilpasset" verdi til O_i' på grunnlag av spredningsberegnete konsentrasjon: de n_i nærmeste rutene til målepunkt i for $i=1, \dots, n$
3. Beregn $O_i^{+'} = \max(O_i', 5)$ og $M_i^{*+} = \max(M_i^*, 5)$ for $i=1, \dots, n$
4. Beregn $\Delta C_i = \ln(O_i^{+'}/M_i^{*+})$ for $i=1, \dots, n$

ΔC_i betegner altså primært logaritmen til forholdet mellom "observerte" og "modell-beregnete" verdier. Det er tatt hensyn til gradienter i feltene omkring målepunktene, samt unngått lave verdier for teller og for nevner i brøken.

Den best tilpassede verdi er brukt fordi det ikke er ønskelig å korrigere feltet ved en målestasjonen dersom årsaken til avviket kan skyldes gradienter i beregningsfeltet.

Korreksjonene bringer det justerte spredningsberegnete konsentrasjonsverdiene i overensstemmelse med observasjonene i og omkring målepunktet.

Dersom alle ΔC_i -verdier er like store vil interpolasjon medføre et konstant felt med ΔC -verdier. Dette vil medføre at korreksjonen blir en konstant faktor i hele området.

Ved inntil 6 timer med manglende måleverdier blir det brukt lineær interpolasjon i tiden. Ved mer enn 6 timer med sammenhengende manglende data er det brukt ekstrapolasjon i inntil 2 timer i hver ende av tidsserien.

Manglende måleverdier er blitt noe redusert ved denne interpolasjons/ekstrapolasjonsprosedyren.

For en beskrivelse av den vekten som målestasjonen blir tillagt, se figurene D1-D5 i Appendix D. I de ruter der målestasjonene ligger, er korrigerte konsentrasjonsverdier satt lik de målte konsentrasjonsverdiene.

2.3.6 Korreksjoner av beregnete konsentrasjonsfordelinger ved hjelp av målinger av NO₂ og O₃

Beskrivelse av metoden

La $NO_{2fb}(x,y)$ betegne NO₂-verdier i området beregnet på grunnlag av fotokjemisk balanse (se Appendix E). Det endelige korrigerte NO₂-feltet basert på målinger av NO₂ blir beregnet som følger:

1. Beregn $O_i^+ = \max(O_i, 5)$ og $M_i^+ = \max(M_i, 5)$ for $i=1, \dots, n$
2. Beregn $\Delta C_i = \ln(O_i^+ / M_i^+)$ for $i=1, \dots, n$
3. Beregn $\Delta C(x,y)$ ved bruk av ordinary kriging som beskrevet i Appendix D.
4. Beregn $NO_2(x,y) = NO_{2fb}(x,y) * e^{(\Delta C(x,y))}$

Dersom felt-verdier for NO₂ overskrider tilsvarende felt-verdier for NO_x, så blir NO₂-verdiene satt lik NO_x-verdiene. Til slutt settes måleverdiene av NO₂ inn i NO₂-feltet, i de rutene der målestasjonene ligger.

Utgangspunktet for beregning av ozon er målinger på timesbasis av ozon (O₃) på stasjonene Klyve og Ås, samt beregning av NO₂ som beskrevet foran.

Maksimum av ozon-verdiene på Klyve og Ås, $ozon_{max}$ (O_{3max}), ble benyttet for hver time som estimat for det midlere nivået av ozon i området.

Hvis NO_2 -feltet for en gitt time betegnes $NO_2(x,y)$, blir ozonfeltet på samme time beregnet ved:

$$M_{O_3}(x,y) = O_{3max} - NO_2(x,y) * \frac{M_{O_3}}{M_{NO_2}}$$

$M_{O_3} = 48$: molekylvekten for ozon

$M_{NO_2} = 46$: molekylvekten for NO_2

Negative verdier av ozon blir satt lik null.

3 KONSENTRASJONER BASERT PÅ SPREDNINGSBEREGNINGER

Beregningene er utført på grunnlag av timevise estimater av utslipp, vind og atmosfærens blandingsforhold. Disse estimatene vil være beheftet med feil som gir avvik mellom beregnete og observerte konsentrasjoner. Dessuten kan modellen forårsake avvik og feil.

Resultatet av den statistiske modellevalueringen som er beskrevet i vedlegg F viser godt samsvar mellom beregnete og observerte NO_x -konsentrasjoner. En fant dårligere samsvar for partikler når beregnete verdier ble sammenlignet med nephelometermålinger som var skalert ved målinger av massen til partikler med diameter mindre enn $2,5 \mu m$ (PM 2,5). Resultatet av SO_2 beregningene viste lave konsentrasjoner utenom Skiensområdet. Samsvaret med målte verdier var dårligere enn for NO_x og "PM 2,5".

3.1 NITROGENOKSIDER (NO_x)

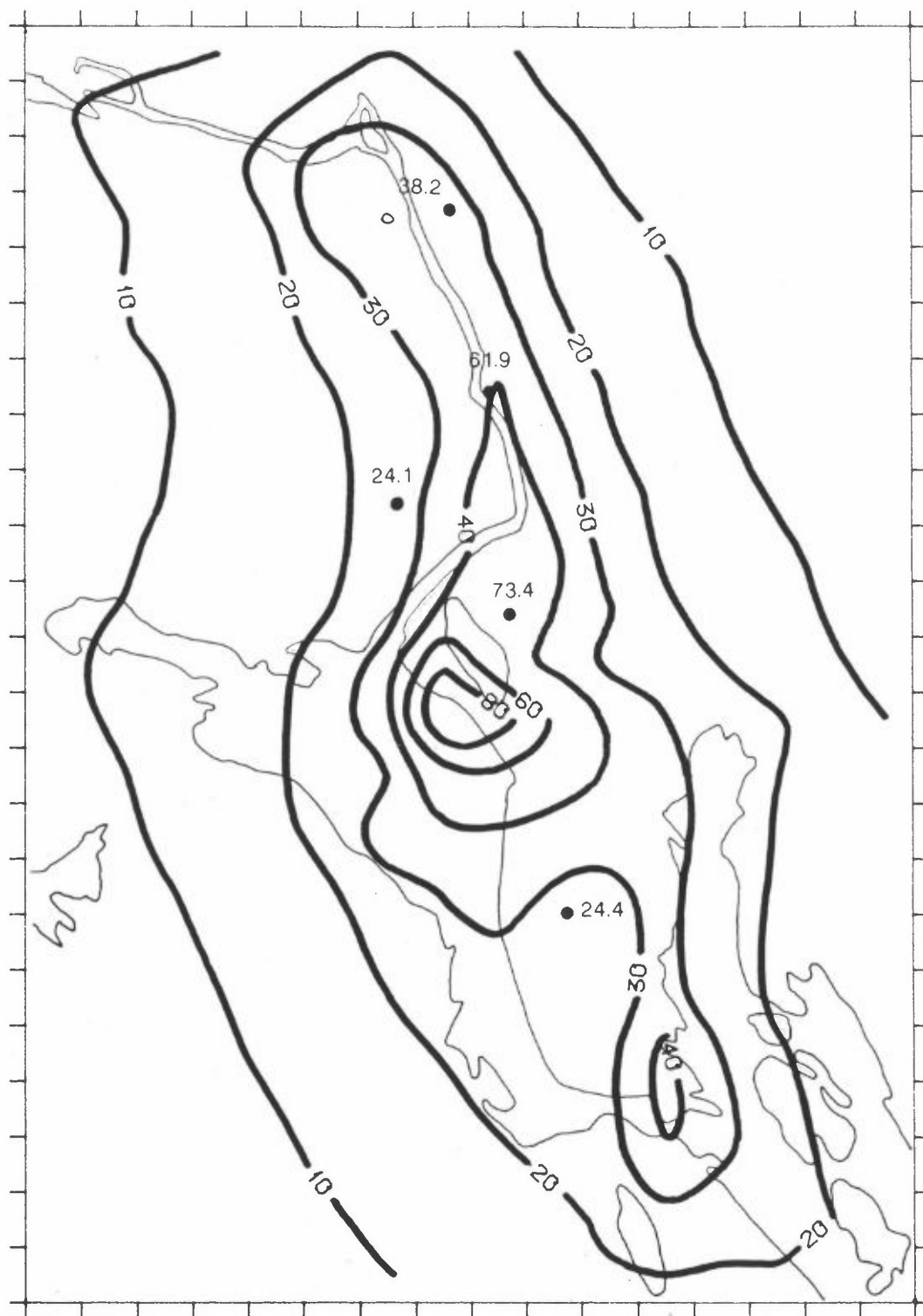
3.1.1 Langtidsmiddelverdier og standardavvik for observerte og beregnete NO_x-konsentrasjoner

Figur 3.1 viser fordelingen av middelverdien av beregnete NO_x-konsentrasjoner i området. Figur 3.1a viser verdiene for vinterperioden (3.1.-15.3.1988) og figur 3.1b viser verdiene for sommerperioden (18.4.-24.6.1988).

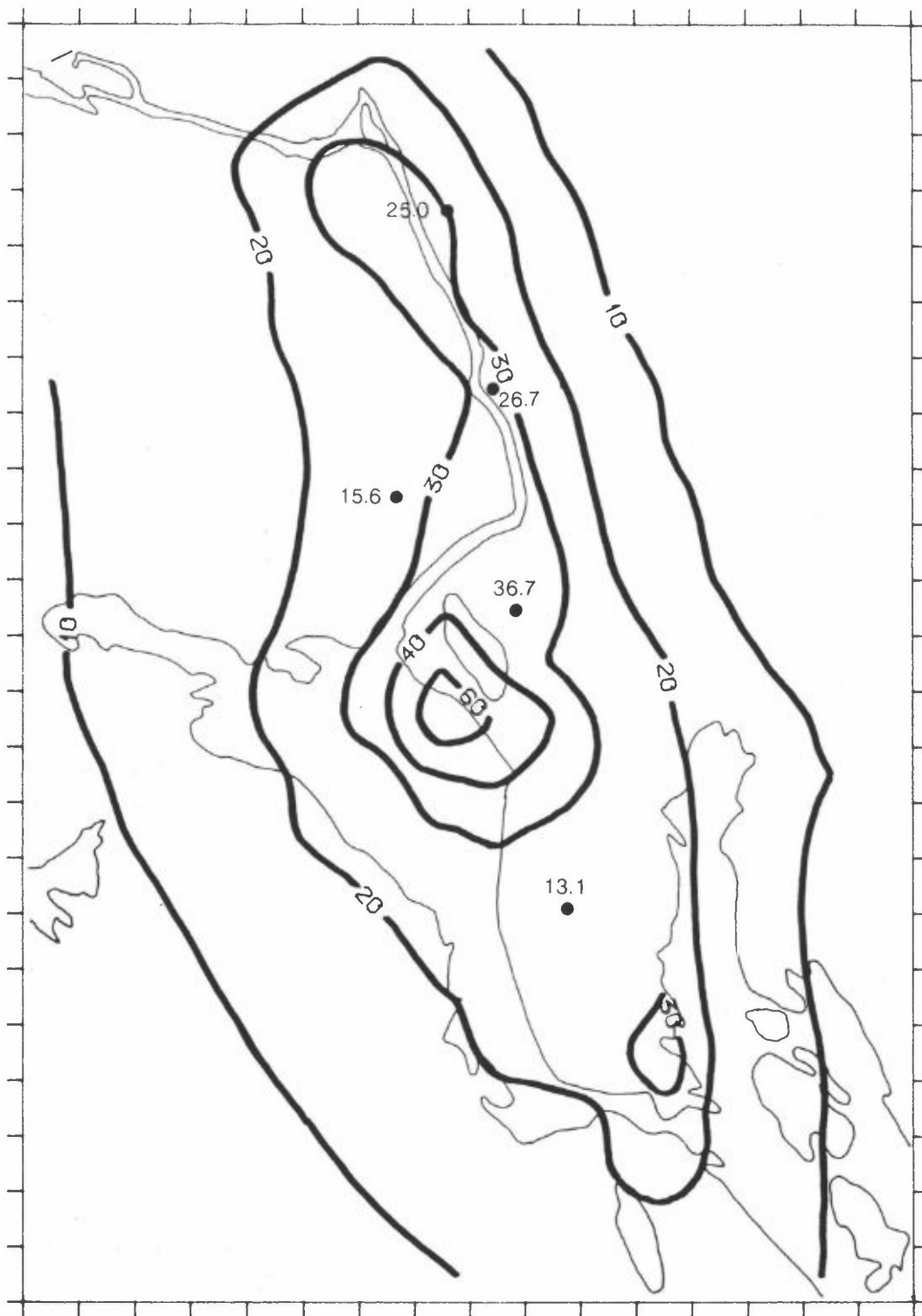
Midlere bakgrunnsverdi for NO_x er estimert til ca. 10 µg NO₂/m³ i vinterperioden og ca. 2,5 µg NO₂/m³ i sommerperioden. Bakgrunnsverdiene er tatt med ved beregning av middelverdier (figur 3.1a og b). Ved målestasjonene på figurene er det angitt målte middelverdier for henholdsvis vinterperioden og for sommerperioden. Av verdiene (Appendix I) ser vi at middelverdiene overestimeres på målestasjonene Klyve, Georg Stangs gt. og Ås når en tar med midlere bakgrunnskonsentrasjon. Beregningsmetodene underestimerer observerte middelkonsentrasjoner på målestasjonene Nenset og Frednes om vinteren. Middelverdiene overestimeres på Nenset om sommeren og stemmer bra på Frednes.

Tabell 3.1 viser standard-avvik i tidsseriene av henholdsvis observerte og beregnete timevise konsentrasjonsverdier.

Verdiene i tabell 3.1 viser at tidsseriens standardavvik beskrives godt av ukorrigerede spredningsberegninger om vinteren på stasjonene Klyve og Georg Stangs gt. og at korreksjonen har liten effekt på tidsseriens standardavvik. I sommerperioden er standardavviket i de beregnete tidsseriene større enn i de observerte seriene. Målestasjonene Nenset og Frednes påvirkes av eksosutslipp langs nærliggende veier. Standardavvik i tidsseriene av observerte konsentrasjoner er høyere enn beregnete verdier. Om sommeren karakteriseres observerte og beregnete tidsserier av samme standardavvik.



Figur 3.1a: Fordelingen av midlere NO_x-konsentrasjoner beregnet i km²-ruter.
Enhet: μg/m³ som NO₂.
Vinterperioden 3.1.-15.3.1988.



Figur 3.1b: Fordelingen av midlere NO_x-konsentrasjoner beregnet i km²-ruter.
Enhet: μg/m³ som NO₂.
Sommerperioden 18.4.-24.6.1988.

Tabell 3.1: Standardavvik i tidsseriene av timevise observerte og beregnede NO_x -konsentrasjoner.
 Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som NO_2 .

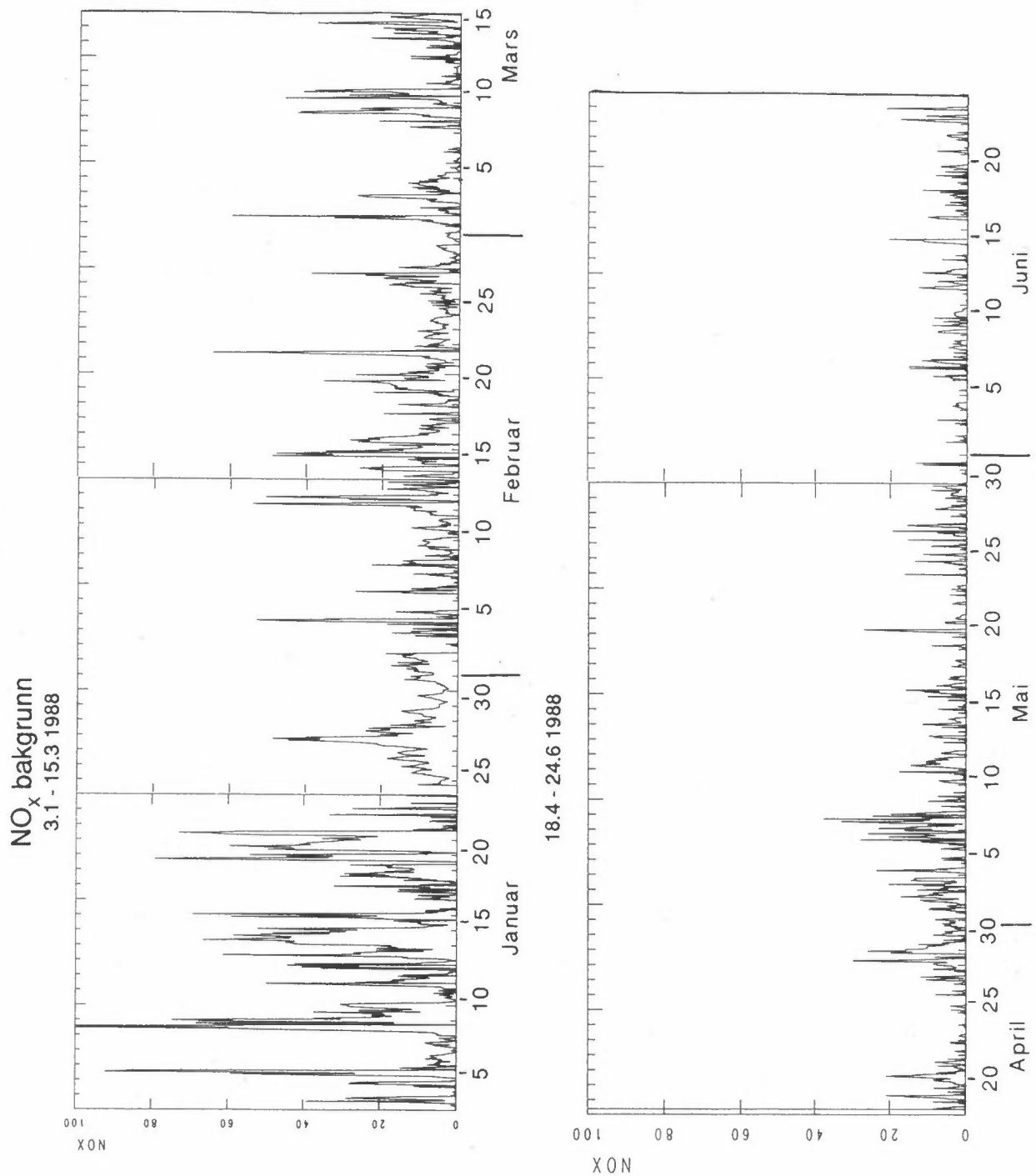
O : Observerte verdier
 P : Spredningsberegnet verdi
 P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskonsentrasjon
 P+B+M: P+M tilpasset observerte verdier

Stasjon	VINTER			
	O	P	P+B	P+B+M
Klyve	30,1	30,2	33,6	30,0
Georg Stangs gt.	49,1	48,9	53,3	41,5
Nenset	89,9	51,0	40,4	29,4
Frednes	95,5	57,7	60,3	64,9
Ås	30,4	38,5	41,3	34,7
Stasjon	SOMMER			
	O	P	P+B	P+B+M
Klyve	15,6	25,2	24,8	19,5
Georg Stangs gt.	22,5	33,2	33,1	22,4
Nenset	33,7	33,1	32,8	27,0
Frednes	38,8	39,1	38,7	31,7
Ås	15,5	26,1	26,4	19,8

På målestasjonen Ås karakteriseres beregnete tidsserier av høyere standardavvik enn de observerte tidsseriene både i vinterperioden og i sommerperioden. Denne stasjonen påvirkes i særlig grad av punktkildene i Herøyaområdet (se kapittel 5).

3.1.2 Timevise variasjoner i bakgrunnskonsentrasjonene av NO_x

Figur 3.2 viser timevise variasjoner i bakgrunnskonsentrasjonene av NO_x . Verdiene varierer mye fra time til time på en tilfeldig måte. De statistiske metodene som er benyttet til å estimere bakgrunnskonsentrasjonene antyder også stor usikkerhet i beregningsresultatene.



Figur 3.2: Timevise verdier beregnet for bakgrunnskonsentrasjonen av NO_x.
 a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988
 b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988
 Enhet: $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$.

3.1.3 Timevise NO_x-variasjoner på de enkelte målestasjonene, målte og beregnete verdier

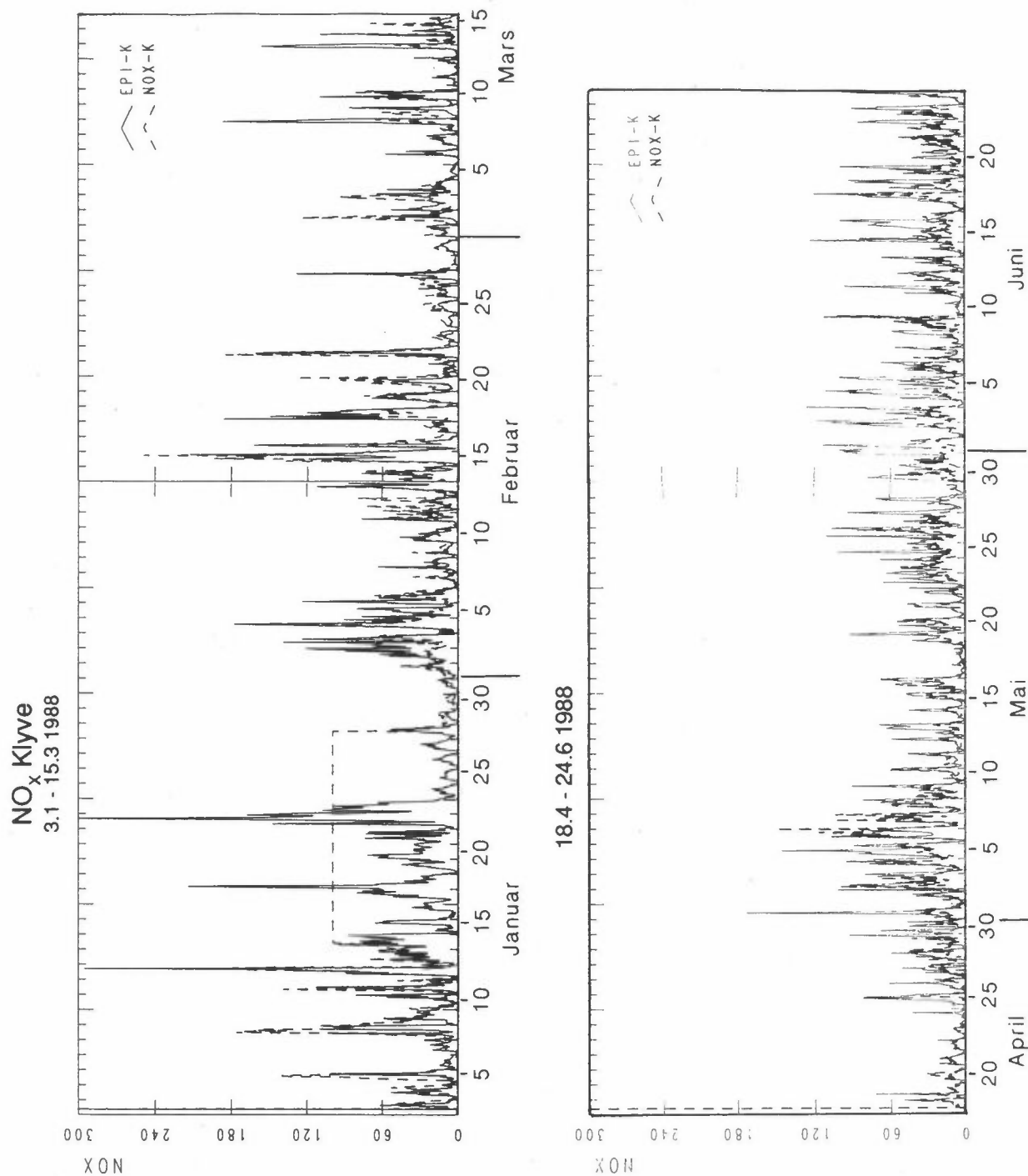
Figurene 3.3-3.7 viser timevise NO_x-konsentrasjoner, beregnet og observert på de enkelte målestasjonene. De beregnete konsentrasjonene viser ukorrigerte timevise middelkonsentrasjoner i den samme km²-ruten der målestasjonen er lokalisert. Observerte konsentrasjoner er vist ved stiplet kurve, konsentrasjoner beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning er vist ved tynn heltrukket kurve. Manglende observasjon er betegnet med 99,0. Det fremkommer også som verdien 99,0 på figurene (se figur 3.3 som viser 14 dager med manglende NO_x observasjoner fra målestasjonen Klyve i vinterperioden).

Dersom vi betegner observerte konsentrasjonsendringer som signaler, ser vi at nesten samtlige signaler predikteres av timevise spredningsberegninger i km²-ruter. De numeriske beregningsmetodene er massekonsistente, og den numeriske diffusjonen virker utjevne på konsentrasjonsfordelingen i området.

Figur 3.3 viser observerte og ukorrigerte beregnete verdier fra målestasjonen på Klyve.

Vi ser at i sommerperioden (spesielt i juni måned) er det en tendens til å beregne høyere maksimalkonsentrasjoner enn de som observeres. Tidsrekken av beregnete konsentrasjoner får derfor et høyere standardavvik enn den observerte (se tabell 3.1). I vinterperioden beregnes det for høye maksimalverdier i noen perioder mens det beregnes for lave konsentrasjonsverdier i andre perioder. Det er godt samsvar mellom standardavvikene i beregnete og observerte tidsrekker.

For å ta ut timesverdier med klare avvik mellom beregnede og observerte konsentrasjoner er de beregnete NO_x-konsentrasjonene først korrigert for bakgrunnskonsentrasjoner bestemt ved metoden beskrevet i Appendix C. Videre er verdiene korrigert ved "matching" med den verdi som passet best innenfor en avstand på 1 km fra målestasjonens lokalisering.



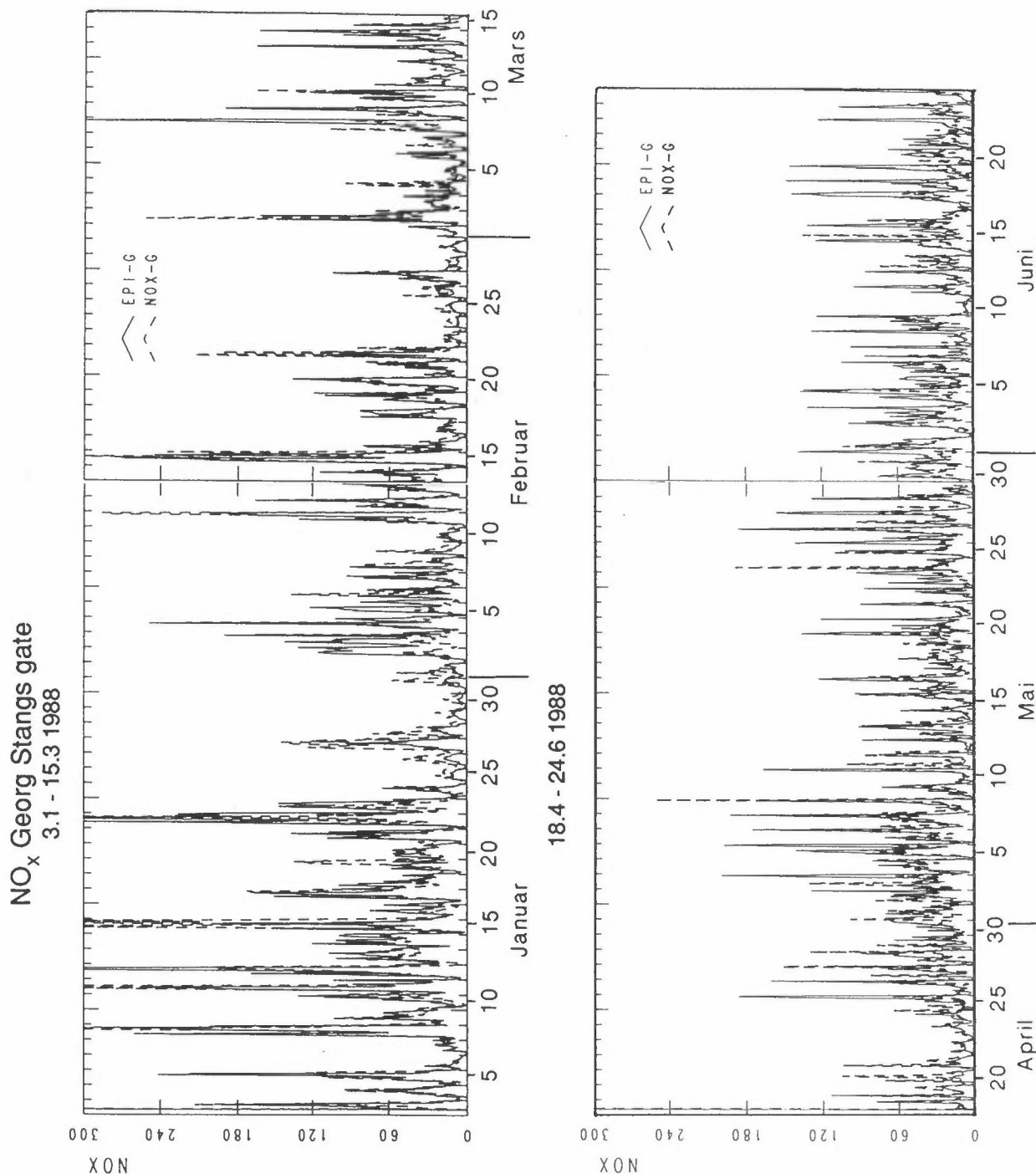
Figur 3.3: Timevise verdier for beregnete (heltrukket kurve) og observerte (stiplet linje) NO_x-konsentrasjoner fra målestasjonen Klyve.

a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988

b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988

Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.

Enhet: $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$.



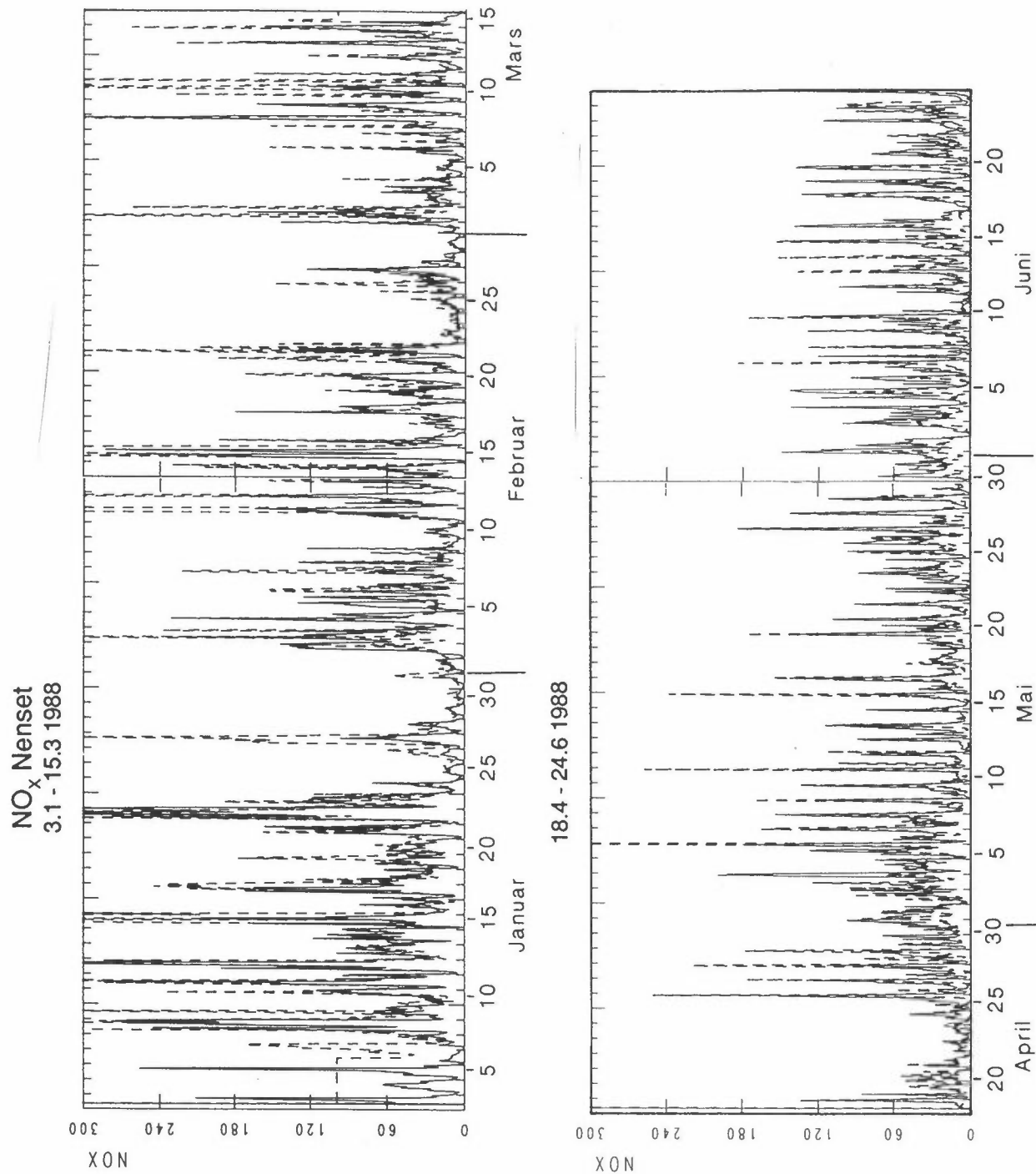
Figur 3.4: Timevise verdier for beregnede (heltrukket kurve) og observerte (stiplet linje) NO_x-konsentrasjoner fra målestasjonen Georg Stangs gt.

a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988

b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988

Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.

Enhet: $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$.



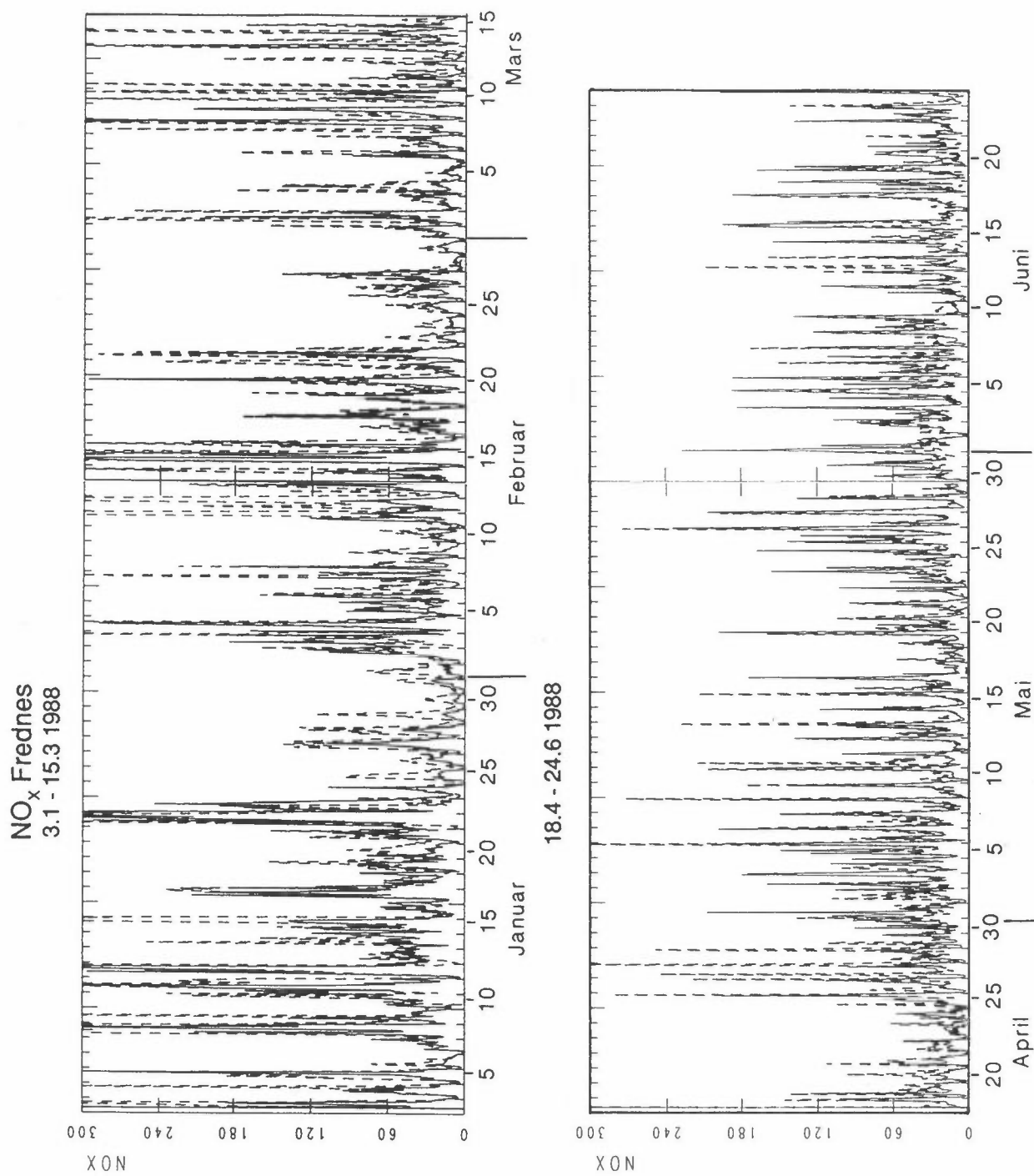
Figur 3.5: Timevise verdier for beregnete (heltrukket kurve) og observerte (stiplet linje) NO_x-konsentrasjoner fra målestasjonen Nenset.

a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988

b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988

Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.

Enhet: $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$.



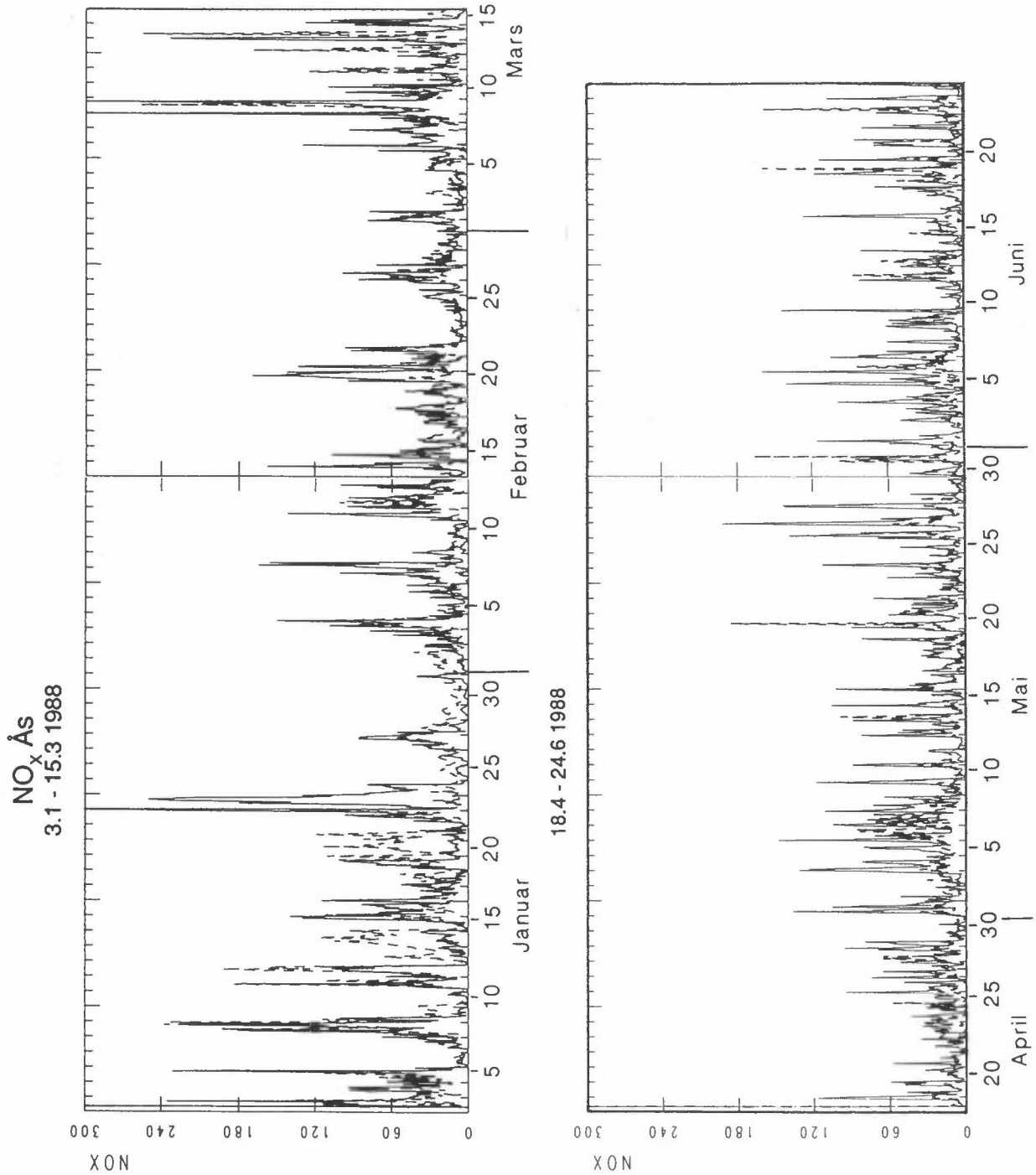
Figur 3.6: Timevise verdier for beregnede (heltrukket kurve) og observerte (stiplet linje) NO_x -konsentrasjoner fra målestasjonen Frednes.

a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988

b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988

Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.

Enhet: $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$.



Figur 3.7: Timevise verdier for beregnede (heltrukket kurve) og observerte (stiplet linje) NO_x-konsentrasjoner fra målestasjonen Ås.
 a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988
 b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988
 Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.
 Enhet: $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$.

De beregnede konsentrasjonsverdier som er korrigert på denne måten er sammenliknet med observerte verdier i vedlegg F (se figurene F1, F2, F3, F4 og F5).

Disse figurene viser sammenhengen mellom beregnede og observerte verdier når de beregnede verdiene tolkes på den mest villige måten for å oppnå samsvar mellom observerte konsentrasjoner og konsentrasjonene bestemt ved spredningsberegninger. Når det forekommer avvik mellom observerte og beregnede konsentrasjoner i figurene F1-F5 er det feil i inngangsdata eller beregningsmetoden som forårsaker avviket. For NO_x er disse avvikene analysert grundigere ved hjelp av betingede "scatterplot" for å klarlegge årsaken til avviket mer detaljert. Denne analysen er beskrevet i en separat rapport (Grønskei og Walker, 1990). Med referanse til denne rapporten vil vi peke på følgende feilkilder

- Stasjonene Nenset og Frednes er påvirket av nærliggende veier som ved store eksosutslipp på veien og spesielt ved dårlige spredningsforhold om vinteren indikerer konsentrasjoner som kan være høyere enn verdien i km^2 -ruten.
- På stasjonen Ås er det tendens til å overestimere NO_x -konsentrasjonene ved vind fra nord.
- På stasjonene Klyve er det tendens til å overestimere NO_x -konsentrasjonene ved vind fra sør. Dette kan skyldes en kombinasjon av utslippsestimatene på Herøya, overhøydeberegningene og spredningsforholdene.

Tabell 3.2 viser "Index of agreement" mellom beregnede og observerte timesverdier for NO_x -konsentrasjonene på de enkelte målestasjonene. "Index of agreement" er definert i ligning F.13 i appendix F.

For stasjonene Klyve og Georg Stangs gt er det best samsvar mellom beregnede og observerte verdier om vinteren. For stasjonene Nenset og Frednes er det best samsvar om sommeren.

Tabell 3.2: "Index of agreement" mellom observerte og beregnede NO_x -konsentrasjoner på timebasis. Tall i parentes angir korrelasjonskoeffisienten.

P : Spredningsberegnet verdi
 P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskonsentrasjoner
 P+B+M: P+B tilpasset observerte verdier (se kapittel 2.3.5).

Stasjon	VINTER		
	P	P+B	P+B+M
Klyve	0,74 (0,57)	0,85 (0,74)	0,90 (0,95)
Georg Stangs gt	0,79 (0,65)	0,81 (0,69)	0,91 (0,85)
Nenset	0,69 (0,62)	0,75 (0,68)	0,80 (0,81)
Frednes	0,67 (0,56)	0,73 (0,63)	0,87 (0,84)
Ås	0,61 (0,40)	0,68 (0,56)	0,82 (0,72)
Stasjon	SOMMER		
	P	P+B	P+B+M
Klyve	0,55 (0,43)	0,58 (0,50)	0,76 (0,55)
Georg Stangs gt	0,66 (0,51)	0,68 (0,55)	0,86 (0,75)
Nenset	0,78 (0,63)	0,79 (0,66)	0,91 (0,86)
Frednes	0,72 (0,53)	0,74 (0,57)	0,90 (0,82)
Ås	0,49 (0,38)	0,52 (0,44)	0,71 (0,61)

3.2 PARTIKKEL-KONSENTRASJONER ("PM_{2,5}")

Partikkelkonsentrasjonene er registrert ved to målemetoder:

- Kontinuerlige nefelometermålinger registrerer lysspredningen i atmosfæren som er avhengig av luftens innhold av små partikler.
- Tolvtimers midlere konsentrasjon av massen av partikler med ekvivalent diameter under og over 2,5 μm er registrert ved veiing av partikler som er samlet opp på filtre. Prøvene er samlet i tofraksjonsimpaktoren "Sierra Instruments Series 245. Automatic Dichotomous Sampler".

Korrelasjonsanalyse viser godt samsvar mellom tidsseriene av 12-timers midlere nefelometermålinger og massen av små partikler bestemt ved veiing av filtre. I hver 12-timersperiode er nefelometermålingene benyttet til å beskrive endringer i partikkelkonsentrasjonene fra time til time. De timevise

konsentrasjonene er kalibrert slik at tolvtimersmiddelverdiene svarer til konsentrasjonen av partikler under $2,5 \mu\text{m}$ bestemt ved veiing.

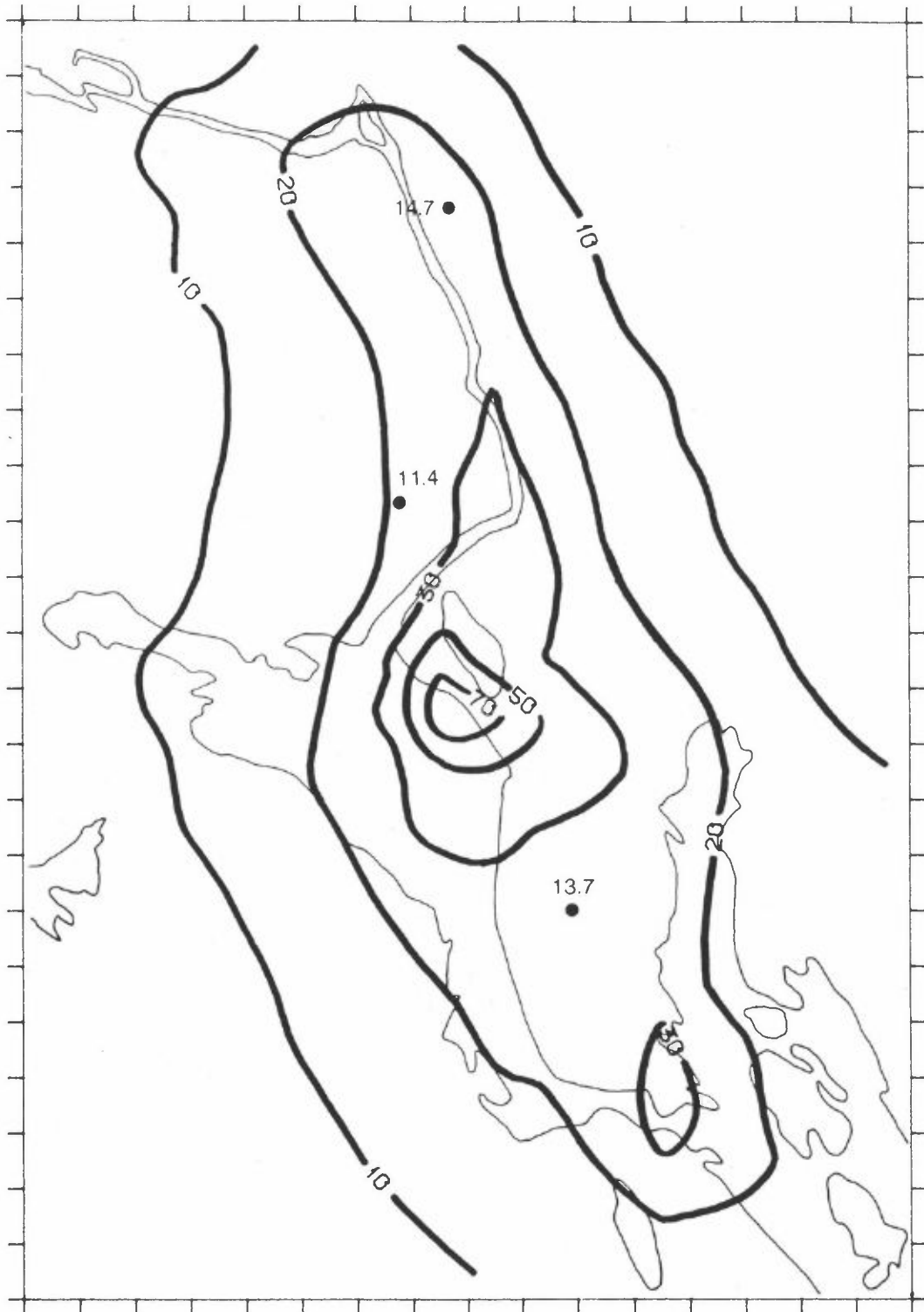
Utslippsdata er gitt for små partikler uten at det har vært mulig å gi en skarp grense for partikkelstørrelsen. Dette kan forårsake systematiske avvik mellom beregnete og observerte partikkelkonsentrasjoner.

3.2.1 Langtidsmiddelverdier og standardavvik for observerte og beregnete partikkelkonsentrasjoner

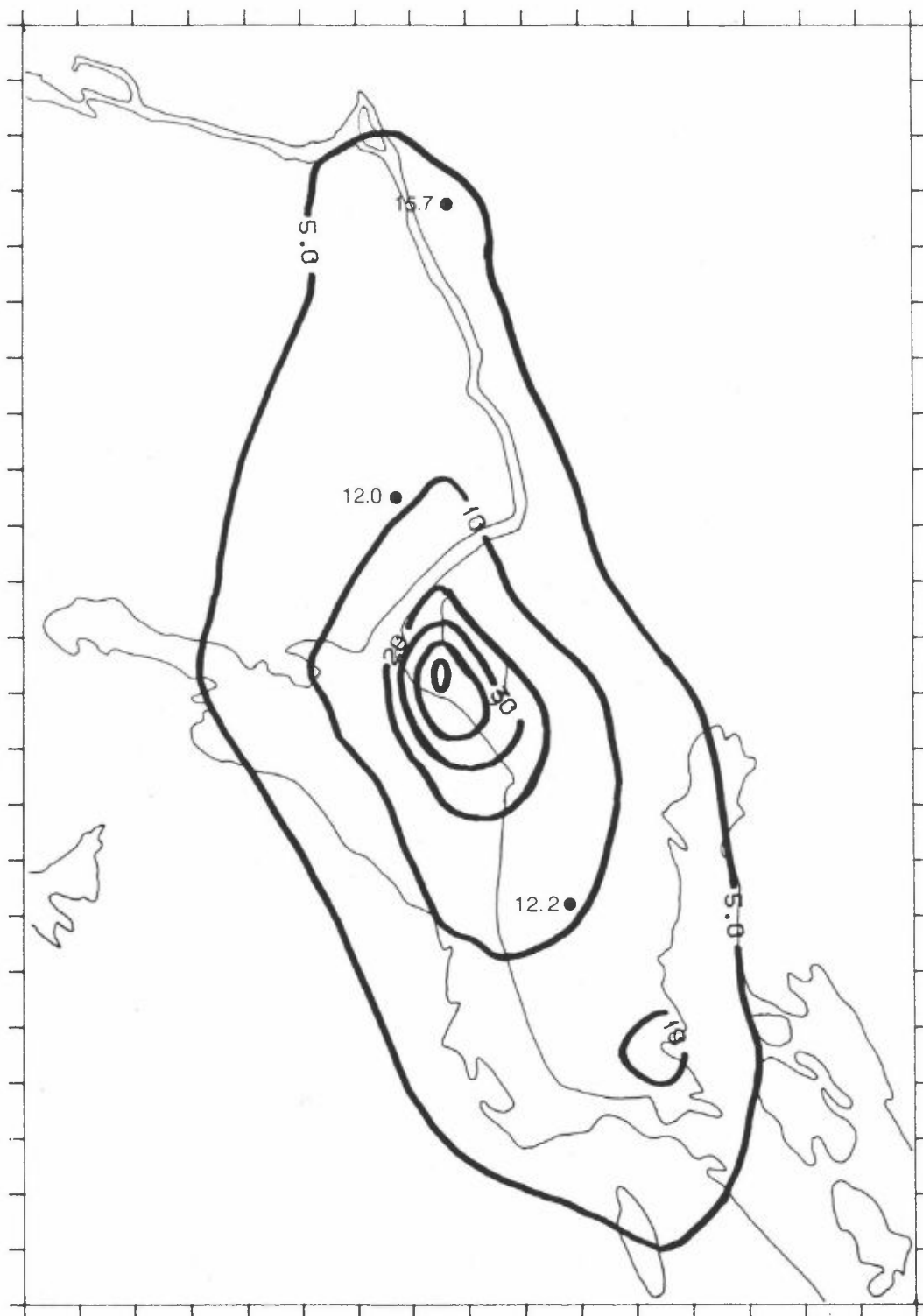
Figur 3.8 viser fordelingen i området av midlere "PM 2,5"-konsentrasjon beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning. Figur 3.8a viser verdiene for vinterperioden (3.1.-15.3.1988) og figur 3.8b viser verdiene for sommerperioden (15.3.-24.6.1988). Midlere bakgrunnsverdi er estimert til ca. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ både i vinterperioden og i sommerperioden. Ved målestasjonene på figurene er det angitt målte middelverdier for henholdsvis vinterperioden og sommerperioden. Av verdiene ser vi at middelverdiene overestimeres på Ås og på Klyve. I Georg Stangs gt er det godt samsvar mellom observerte og beregnete konsentrasjoner når en tar hensyn til estimert bakgrunns-konsentrasjon. Likeledes er standardavvikene i de beregnete tidsseriene høyere enn i de observerte tidsseriene for PM 2,5-konsentrasjoner på Klyve og Ås (se tabell 3.3). På målestasjonen i Georg Stangs gt er det godt samsvar mellom standardavvikene i observerte og beregnete tidsserier.

Overestimert i langtidsmiddelverdier og i standardavvik skyldes sannsynligvis at det i målingene av utslipp også er tatt med partikler som er større enn $2,5 \mu\text{m}$.

"Matching" mellom beregnete og observerte data fører til reduksjon i standardavvikene slik at det blir bedre samsvar mellom observerte og beregnete verdier på målestasjonene Klyve og Ås.



Figur 3.8a: Fordelingen av midlere PM-2,5-konsentrasjoner beregnet i km^2 -ruter. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Vinterperioden 3.1.-15.3.1988



Figur 3.8b: Fordelingen av midlere PM-2,5-konsentrasjoner beregnet i km^2 -ruter. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Sommerperioden 18.4.-24.6.1988

Tabell 3.3: Standardavvik i tidsseriene av timevise PM-2,5-konsentrasjoner.
Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

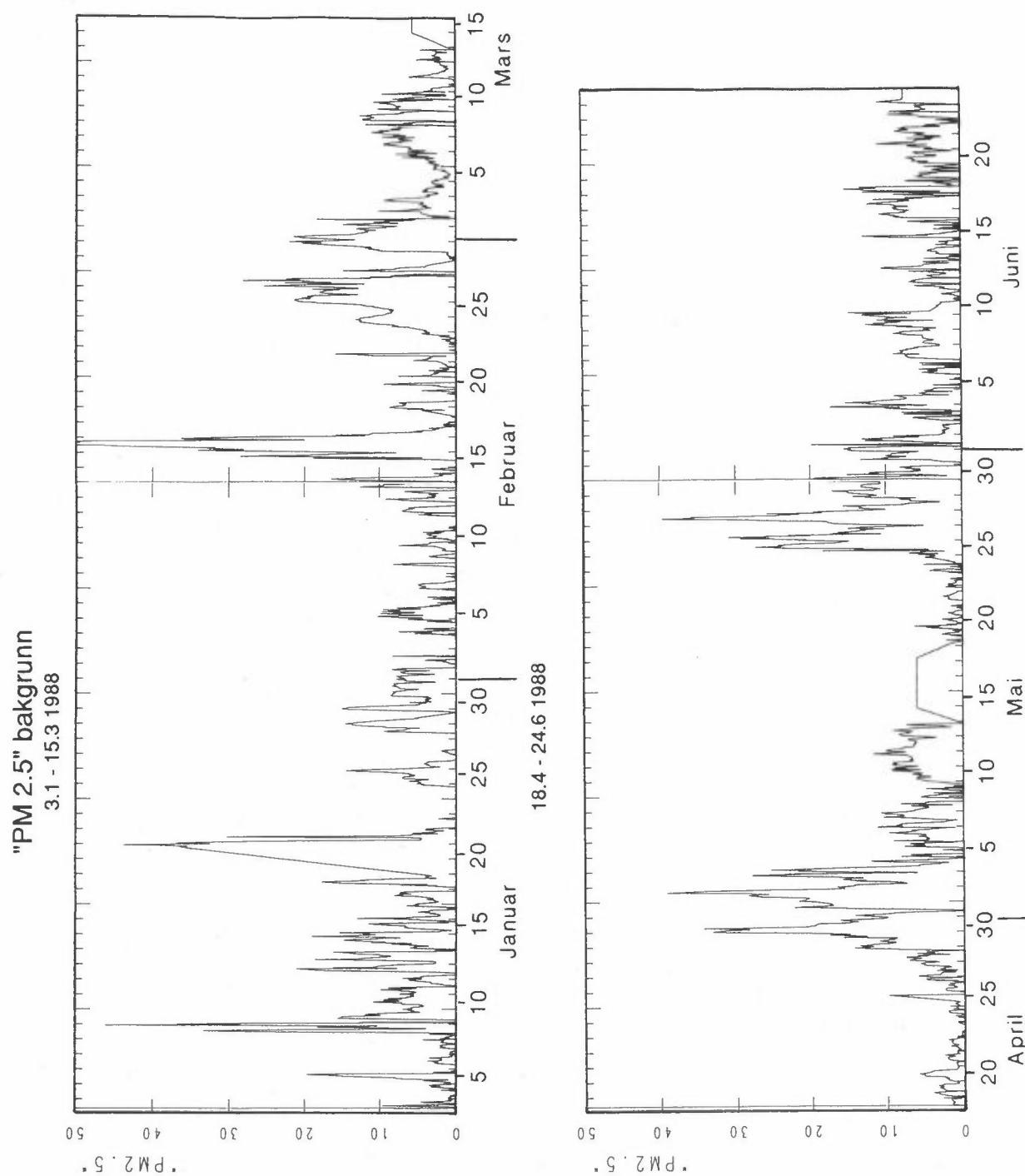
O : Observert verdi
P : Spredningsberegnet verdi
P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskonsentrasjon
P+B+M: P+B tilpasset observerte verdier (se kapittel 2.3.5)

Stasjon	VINTER			
	O	P	P+B	P+B+M
Klyve	12,0	23,9	25,0	14,9
Georg Stangs gt.	13,0	12,6	14,3	11,3
Ås	11,4	23,7	23,6	14,4
Stasjon	SOMMER			
	O	P	P+B	P+B+M
Klyve	10,6	14,3	15,5	11,6
Georg Stangs gt.	11,5	9,8	11,4	8,0
Ås	10,0	17,3	18,3	12,2

Etter "matching" blir standardavvik i de beregnede tidsseriene på målestasjonen i Georg Stangs gt lavere enn det observerte standardavviket.

3.2.2 Timevise variasjoner i bakgrunnskonsentrasjonen av partikler "PM 2,5"

Figur 3.9 viser timevise variasjoner i bakgrunnskonsentrasjonen av "PM 2,5". I noen atskilte episoder estimeres PM 2,5-konsentrasjoner i bakgrunnsluften over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Spesielt utpeker episoden 15.-17. februar seg med PM 2,5-konsentrasjoner over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Episoden skyldes langtransport av forurensninger fra sentral Europa og konsentrasjoner av samme størrelse observeres på bakgrunnstasjonen Birkenes. Episoden omtales mer detaljert i kapittel 3.3.



Figur 3.9: Timevise verdier beregnet for bakgrunnskonsentrasjonen av PM 2,5.
 Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^2$.
 a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988.
 b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988.

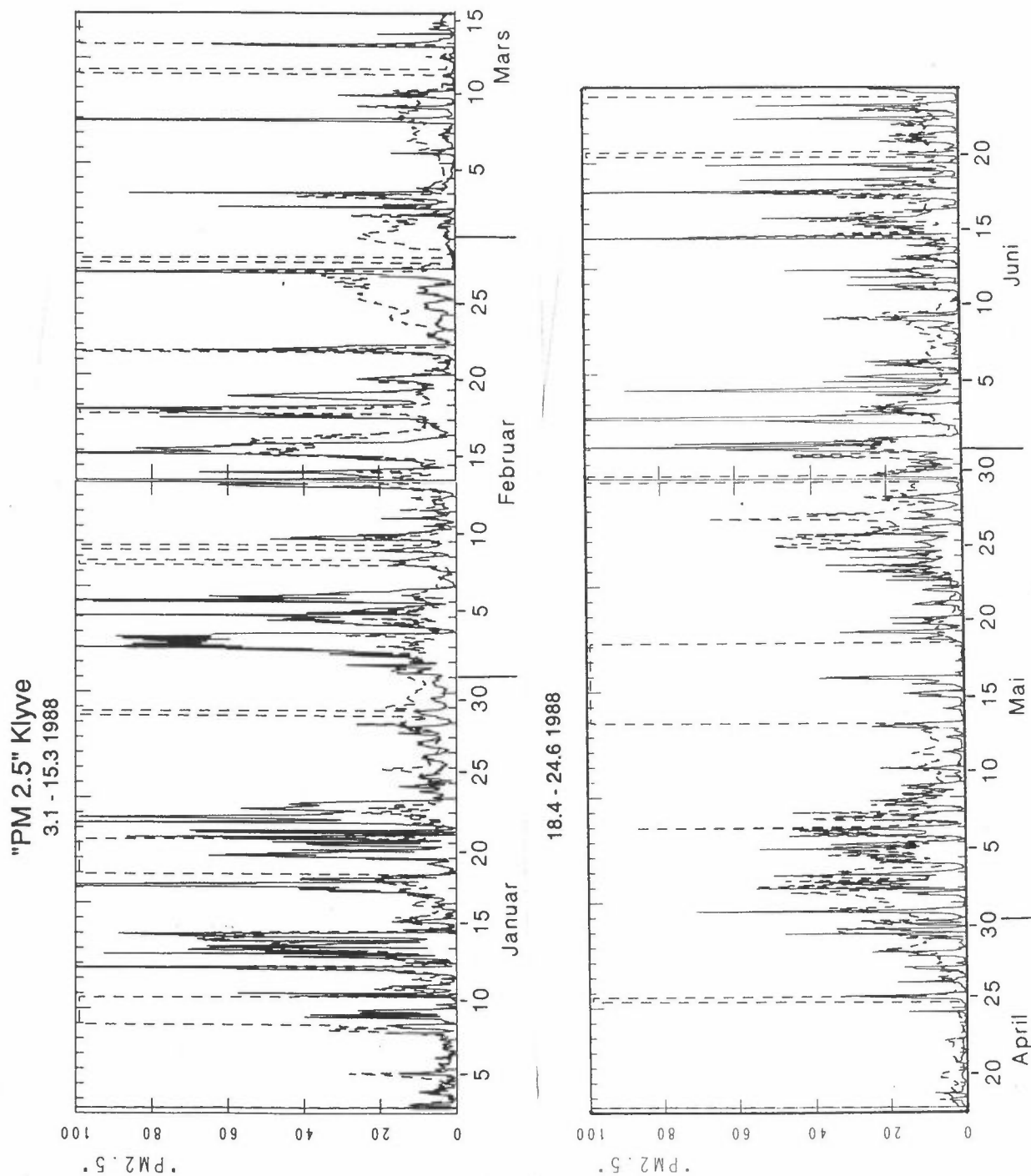
3.2.3 Timevise partikkelkonsentrasjoner (PM 2,5) på de enkelte målestasjonene, målte og beregnete verdier

Figurene 3.10-3.12 viser timevise PM 2,5-konsentrasjoner, beregnet og observert på tre målestasjoner (Klyve, Georg Stangs gt. og Ås). De beregnete konsentrasjonene viser ukorrigerede timevise middelkonsentrasjoner i den samme km²-ruten der målestasjonen er lokalisert.

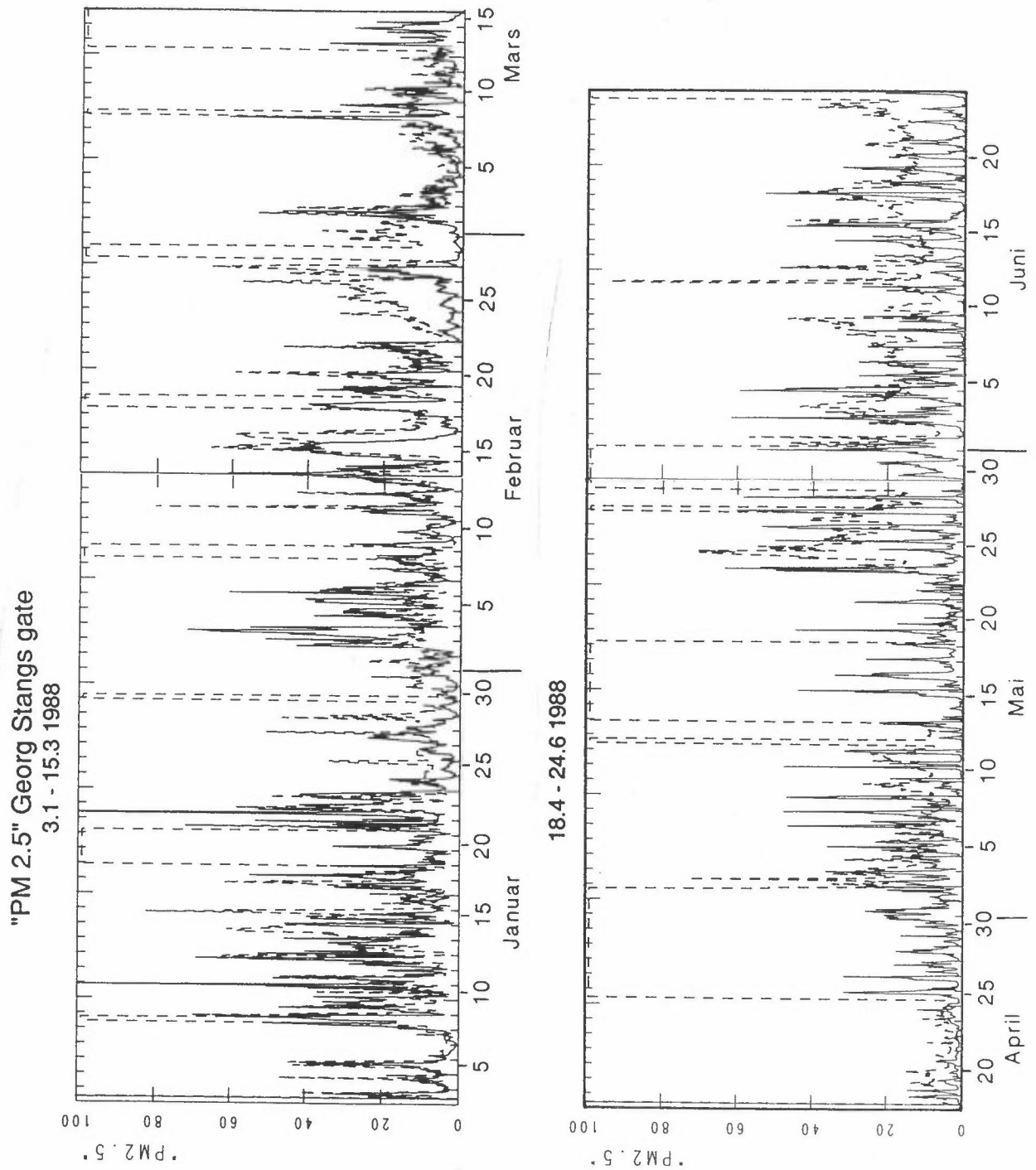
Figur 3.10 viser observerte (stiplet kurve) og beregnete konsentrasjoner (tynn heltrukket kurve) fra Klyve. Kurvene viser at de observerte signalene reproduseres dårligere i beregningene enn for NO_x. Det gjelder også for verdiene fra Georg Stangs gt. (figur 3.11) og fra Ås (figur 3.12). Det er likevel et visst samsvar mellom beregnete og observerte tidsserier, men modellen for beregnete konsentrasjoner bør forbedres. Standardavviket og beregnete maksimalkonsentrasjoner overestimerer observerte konsentrasjoner på Ås og Klyve. Den kan skyldes at bidraget fra industrikildene som er vanskelig å estimere riktig både når det gjelder posisjon i rommet og maksimale konsentrasjoner.

Verdiene fra målestasjonen i Georg Stangs gt. viser bedre samsvar, men også på denne stasjonen forekommer det betydelige avvik. På samtlige stasjoner kan en merke seg langtransportepisoden den 15. februar som forårsaker merkbare avvik mellom beregnete og observerte verdier.

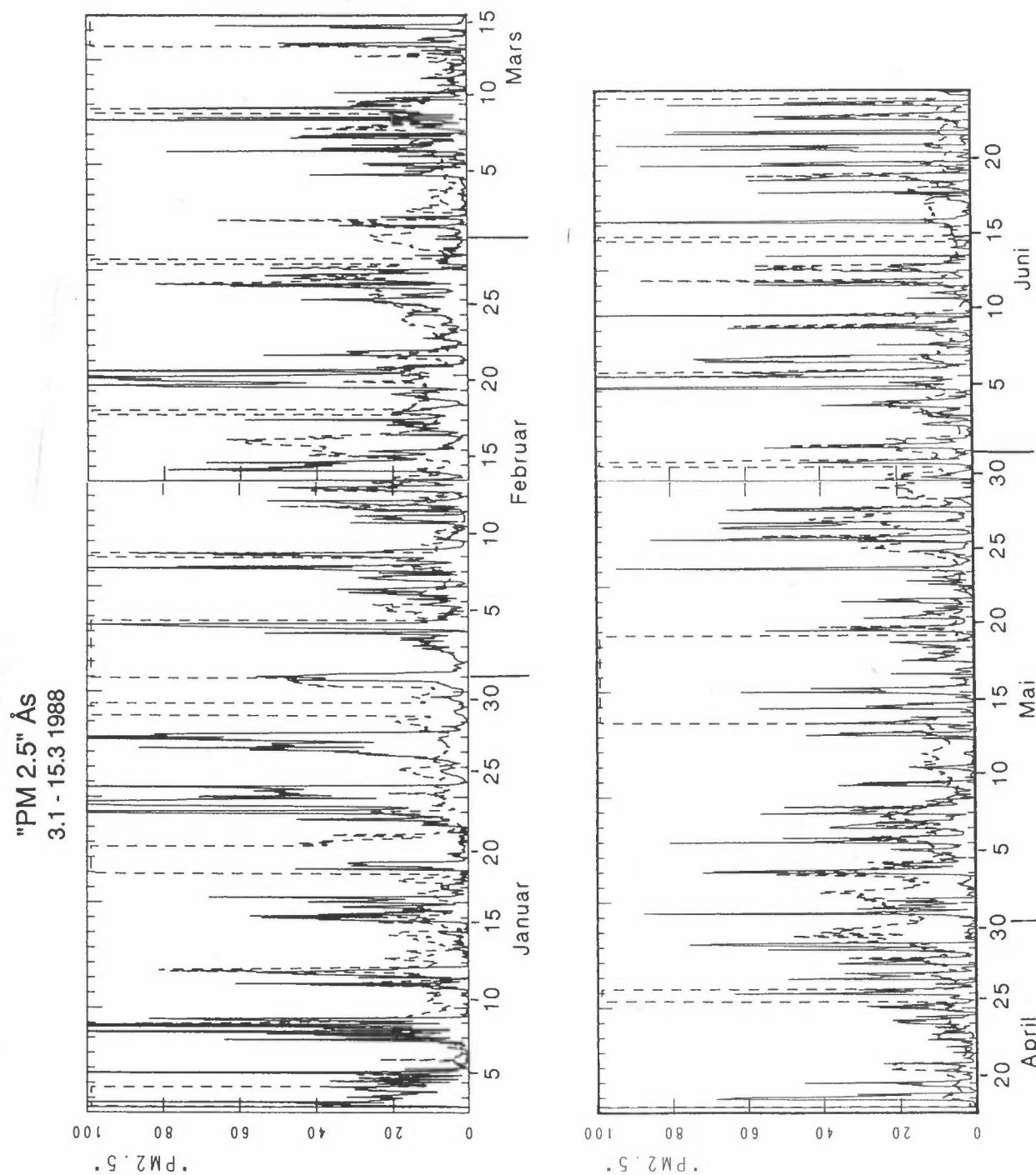
Tabell 3.4 viser "Index of agreement" mellom beregnete og observerte timesverdier for PM 2,5-konsentrasjoner på tre målestasjoner.



Figur 3.10: Timevise observerte (stiplet kurve) og beregnede (heltrukket kurve) PM 2,5-konsentrasjoner fra Klyve for vinterperioden (a) og sommerperioden (b).
 Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 3.11: Timevise observerte (stiplet kurve) og beregnede (heltrukket kurve) PM_{2,5}-konsentrasjoner fra Georg Stangs gt for vinterperioden (a) og sommerperioden (b). Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 3.12: Timevise observerte (stiplet kurve) og beregnede (heltrukket kurve) PM 2,5-konsentrasjoner fra Ås for vinterperioden (a) og sommerperioden (b).
Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 3.4 "Index of agreement" mellom observerte og beregnede PM-konsentrasjoner på timebasis. Tall i parentes angir korrelasjonskoeffisienten.

P : Spredningsberegnet verdi
 P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskonsentrasjon
 P+B+M: P+B tilpasset observerte verdier (se kapittel 2.3.5)

Stasjon	VINTER		
	P	P+B	P+B+M
Klyve	0,47 (0,34)	0,54 (0,49)	0,84 (0,75)
Georg Stangs gt	0,59 (0,34)	0,74 (0,55)	0,89 (0,80)
Ås	0,33 (0,12)	0,46 (0,34)	0,78 (0,64)
Stasjon	SOMMER		
	P	P+B	P+B+M
Klyve	0,52 (0,29)	0,69 (0,55)	0,89 (0,81)
Georg Stangs gt	0,45 (0,12)	0,59 (0,35)	0,75 (0,66)
Ås	0,45 (0,25)	0,56 (0,46)	0,84 (0,74)

"Index of agreement" og korrelasjonen mellom beregnede og observerte konsentrasjoner er best i Georg Stangs gt. om vinteren. Om sommeren er det bedre samsvar på Klyve og Ås. Dersom en aksepterer en romlig usikkerhet (matching) er resultatet gjennomgående litt dårligere for partikler som for NO_x . Disdannelse som ikke er tatt med i beregningene, er sannsynligvis en kilde til usikkerhet for små partikler.

3.3 SVOVELDIOKSID (SO_2)

Det er tre dominerende kildegrupper til svovelforurensninger i Grenland, og det er kjent at industriutslippene av svovelkomponenter fra Herøya-området kan reagere med andre forurensningsutslipp i det samme området og danne sulfatforbindelser som ikke registreres på måleinstrumentene for SO_2 .

Når det gjelder utslippene av SO_2 fra Union i Skien har NILU fått timevise målinger av skorsteinsutslippet fra cellulosefabrikken. Den største feilkilden er imidlertid andre utslipp i lav høyde som varierer betydelig med tiden og som kan påvirke nærliggende målestasjoner merkbart. Beregningene av SO_2 -konsentrasjoner i området er derfor beheftet med betydelige usikkerheter.

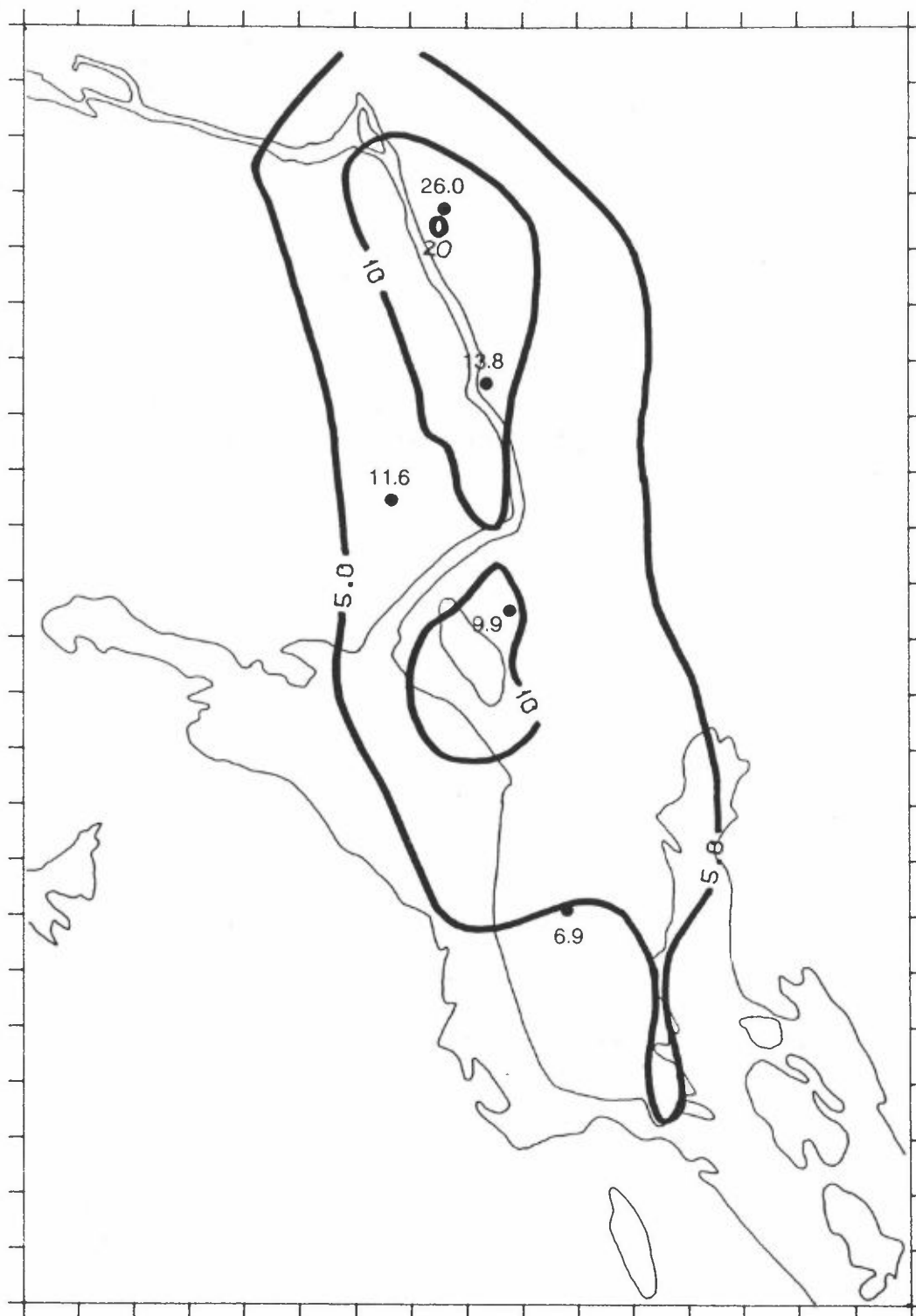
3.3.1 Langtidsmiddelverdier og standardavvik for observerte og beregnede SO_2 -konsentrasjoner

Figur 3.13 viser fordelingen i området av langtidsmidlere SO_2 -konsentrasjoner beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning. Figur 3.13a viser verdiene for vinterperioden (3.1.-15.3.1988), og figur 3.13b viser verdiene for sommerperioden (15.4.-24.6.1988).

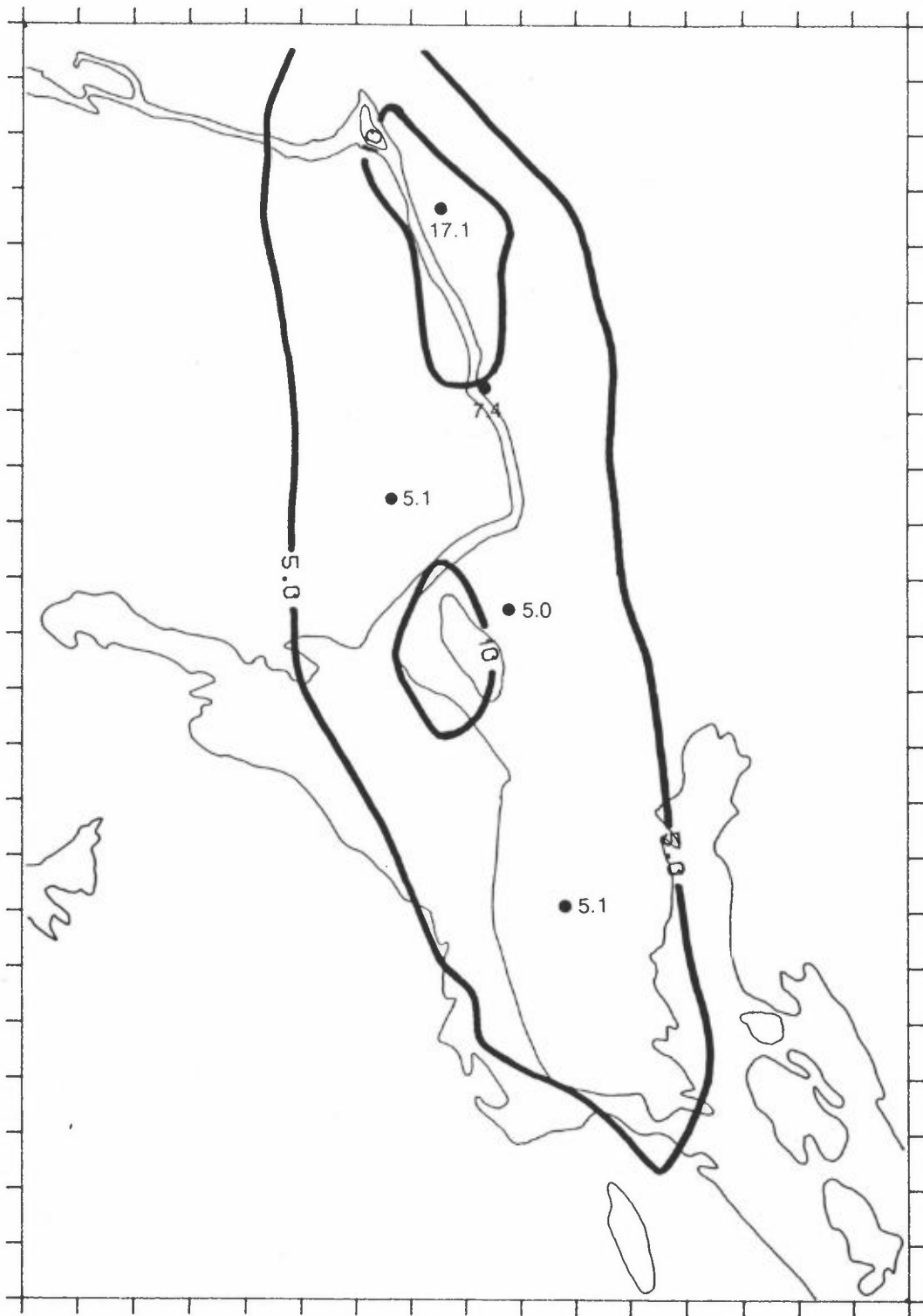
Midlere bakgrunnskonsentrasjon er estimert til $4 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ i vinterperioden og vel $1 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ i sommerperioden. Bakgrunnsverdiene er tatt med i figurene. Ved målestasjonene på figurene er det angitt målte middelverdier for henholdsvis vinterperioden og for sommerperioden. Figurene viser at det er godt samsvar mellom den beregnete konsentrasjonsfordelingen og observerte middelverdier. Midlere SO_2 -konsentrasjoner overestimeres svakt på samtlige målestasjoner når vi ser bort fra Klyve vinterstid. Dette skyldes muligens at svovelutslippene også foreligger som svovelkomponenter som ikke registreres på måleinstrumentene i perioden (sulfat).

Tabell 3.5 viser standard-avvik i tidsseriene av henholdsvis observerte og beregnete timevise konsentrasjonsverdier.

Verdiene i tabellen viser at i sommerperioden overestimeres observerte standardavvik bortsett fra på målestasjonen i Georg Stangs gt. I vinterperioden underestimeres standardavviket i



Figur 3.13a: Fordelingen av midlere SO₂-konsentrasjoner beregnet i km²-ruter. Verdiene er korrigert for midlere bakgrunnskonsentrasjon.
 Enhet: μg SO₂/m³.
 Vinterperioden 3.1.-15.3.1988.



Figur 3.13b: Fordelingen av midlere SO₂-konsentrasjoner beregnet i km²-ruter. Verdiene er korrigert for midlere bakgrunnskonsentrasjon.
 Enhet: $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.
 Sommerperioden 18.4.-24.6.1988.

Tabell 3.5: Standardavvik i tidsseriene av timevise observerte og beregnede SO₂-konsentrasjoner.
Enhet: µg/m³.

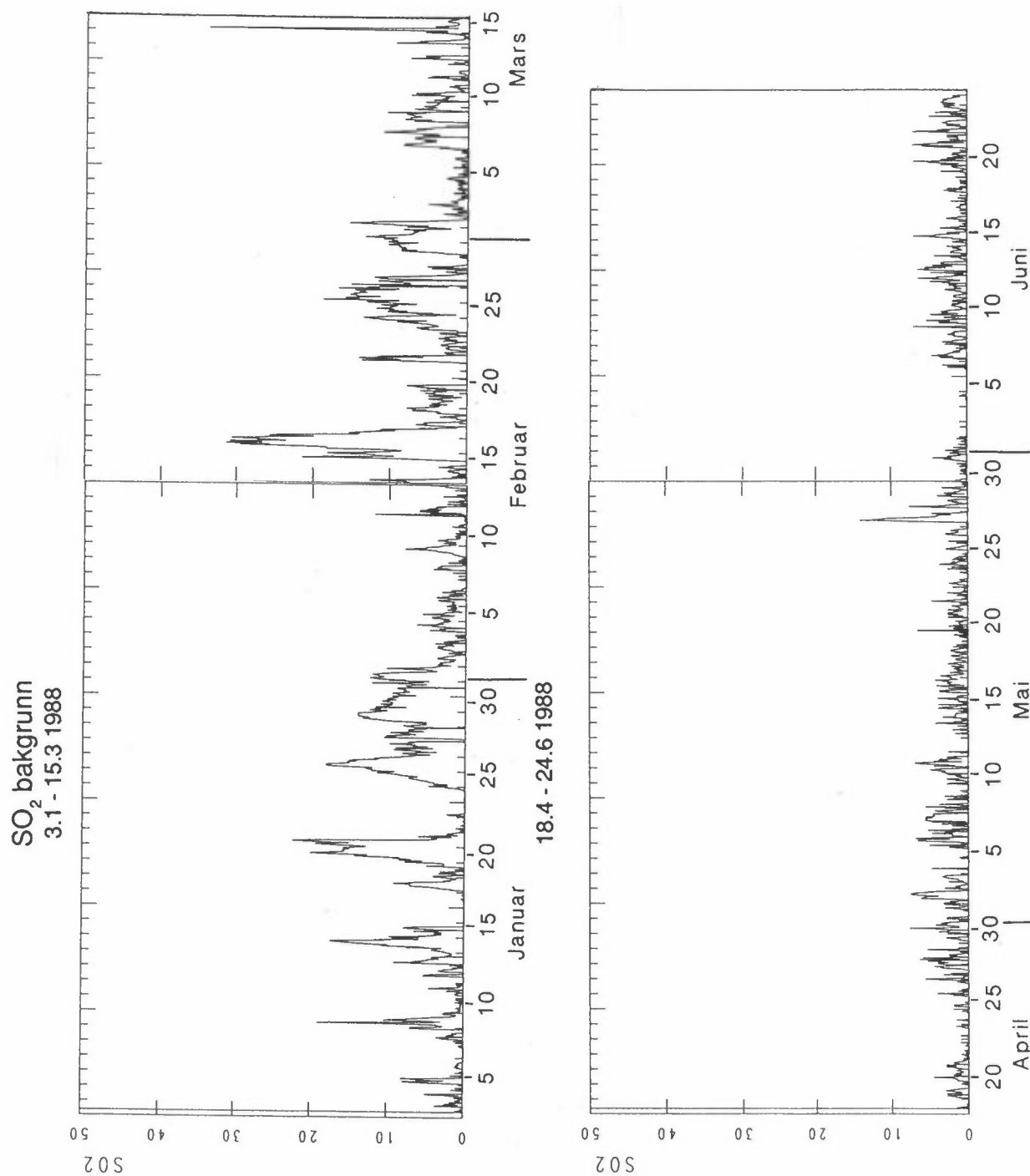
O : Observerert verdi
 P : Spredningsberegnet verdi
 P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskonsentrasjon
 P+B+M: P+B tilpasset observerte verdier (se kapittel 2.3.5)

Stasjon	VINTER			
	O	P	P+B	P+B+M
Klyve	17,7	9,1	10,1	11,6
Georg Stangs gt.	44,5	25,8	25,4	16,2
Nenset	16,7	15,8	15,5	9,7
Frednes	12,4	16,1	15,9	8,9
Ås	7,3	9,2	9,8	7,0
Stasjon	SOMMER			
	O	P	P+B	P+B+M
Klyve	4,4	10,9	10,8	4,8
Georg Stangs gt.	32,0	27,7	27,7	15,9
Nenset	5,4	15,8	15,9	5,9
Frednes	3,7	13,8	13,6	5,2
Ås	5,8	9,3	9,2	5,0

den observerte tidsrekke på stasjonene Klyve, Georg Stangs gt og Nenset. På stasjonen Frednes overestimeres standardavviket.

3.3.2 Timesvise variasjoner i bakgrunnskonsentrasjonene av SO₂

Figur 3.14 viser timevise variasjoner i bakgrunnskonsentrasjonen av SO₂. I noen atskilte episoder i vinterperioden estimeres det bakgrunnskonsentrasjoner av SO₂ over 10 µg SO₂/m³. Som for PM 2,5 utpeker langtransportepisoden fra den 15. til den 17. februar seg med maksimale SO₂-konsentrasjoner i bakgrunnsluften over 30 µg SO₂/m³. Episoden omtales også i SFTs overvåkingsrapport fra 1988 (Joranger et al., 1989). Trajektorieberegninger viser at luftmassene kommer fra Sentral-Europa. Målinger fra overvåkingstasjonen Birkenes for denne episoden er vist i tabell 3.6.



Figur 3.14: Timevise verdier beregnet for bakgrunnskonsentrasjonen av SO₂.
 a) Vinterperioden 3.1.-15.3.1988.
 b) Sommerperioden 18.4.-24.6.1988.
 Enhet: µg SO₂/m³.

Tabell 3.6: Målinger fra Birkenes i februar 1988.

Komp.	Enhet/Dato	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
SO ₂	µg/m ³	2,4	,6	,2	,8	,6	,2	,1	1,6	2,4	,2	,2	,1	2,0	,2	3,8
NO ₂	"	12,2	5,3	3,9	10,5	5,3	2,0	1,3	7,2	6,6	2,3	1,0	1,0	8,9	9,5	14,8
Sulfat	"	1,5	1,3	1,0	1,3	1,3	1,2	0,6	2,0	1,4	0,2	1,2	0,6	1,4	1,3	8,8
NO ₃	µgN/m ³	,6	,2	,1	,5	,2	,1	,1	,4	,2	,1	,2	,1	,8	,2	2,1
NH ₄	"	,6	,2	,1	,5	,1	,2	,2	,5	,3	,1	,3	,2	,8	,3	2,8

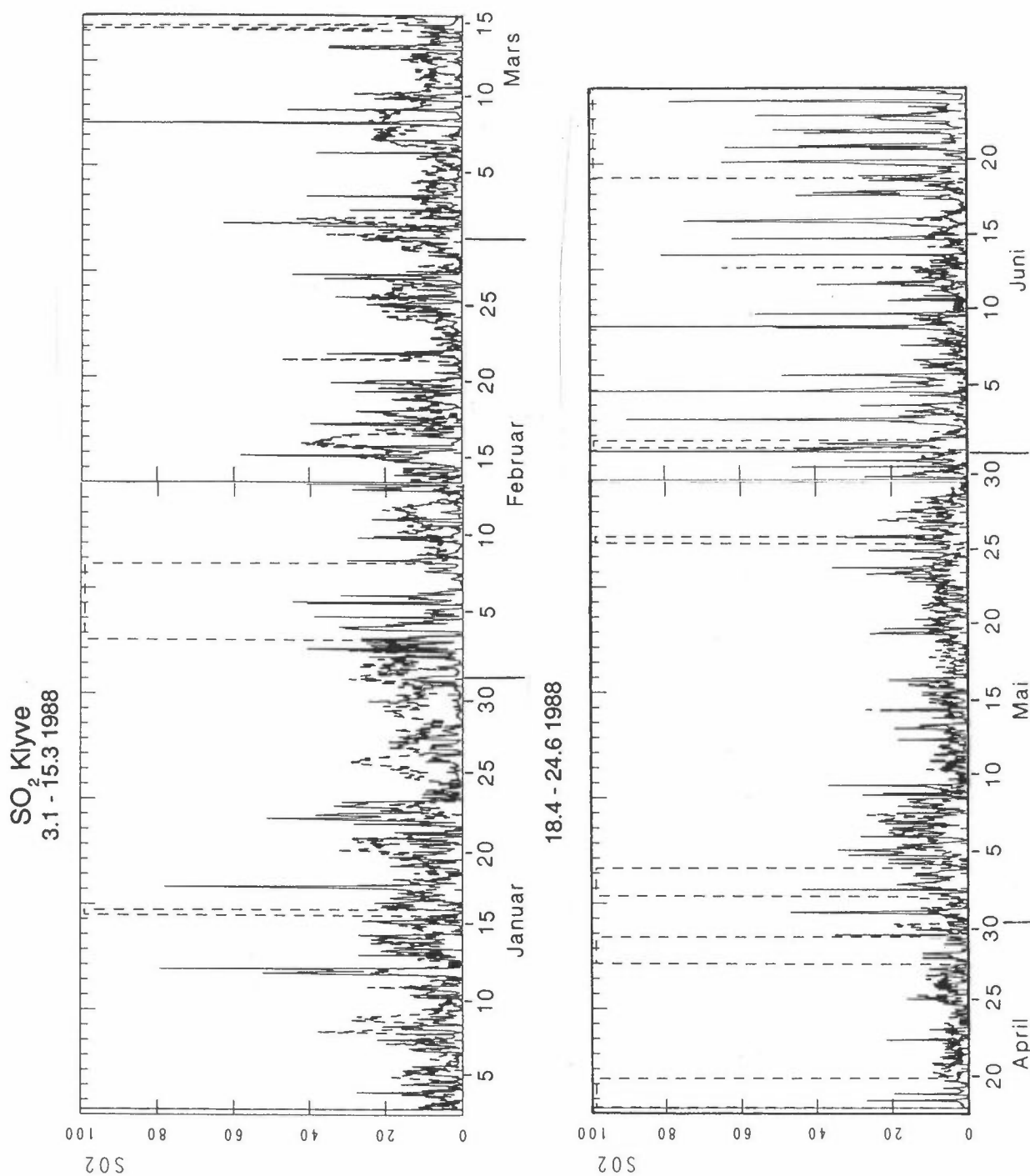
Komp.	Enhet/Dato	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
SO ₂	µg/m ³	21,	5,6	1,4	,4	,4	,1	,2	,8	5,8	10,	9,4	2,2	,2	7,2
NO ₂	"	18,4	1,3	3,6	,5	,5	,2	,5	,5	,5	,1,0	,2	,2	,3	
Sulfat	"	10,7	4,6	2,3	2,0	2,1	,3	,5	2,0	5,2	7,	8,8	4,1	,5	5,5
NO ₃	µgN/m ³	1,6	,2	,1	,2	,0	,1	,1	,1	,2	,2	,2	,1	,0	,1
NH ₄	"	2,8	,3	,2	,3	,4	,1	,1	,2	,7	,4	,4	,2	,9	

Bidraget til SO₂-konsentrasjonen er større enn den høyeste langtidsmiddelkonsentrasjonen som er beregnet for området. I en spredningsmodell, som skal benyttes som et element i et overvåkingsystem, må derfor bakgrunnskonsentrasjonene tas med.

3.3.3 Timevise SO₂-konsentrasjoner på de enkelte målestasjonene, målte og beregnede verdier

Figurene 3.15-3.19 viser timevise SO₂-konsentrasjoner beregnet og observert på de enkelte målestasjonene.

Figurene viser at SO₂-signalene som observeres på målestasjonene reflekteres i beregningene i grove trekk. Signalenes amplitude kan imidlertid feiltolkes i betydelig grad. Spesielt er det vanskelig å beskrive observerte SO₂-maksima på målestasjonen i Georg Stangs gt. Maksimalkonsentrasjonene både beregnes og observeres når vindretningen er fra Union-anlegget og skyldes ofte SO₂-utslipp i lav høyde fra fabrikkområdet. Avvik som skyldes bakgrunnskonsentrasjoner av SO₂ kommer også frem på kurvene for vinterperioden og vi ser at bakgrunnsestimatoren er



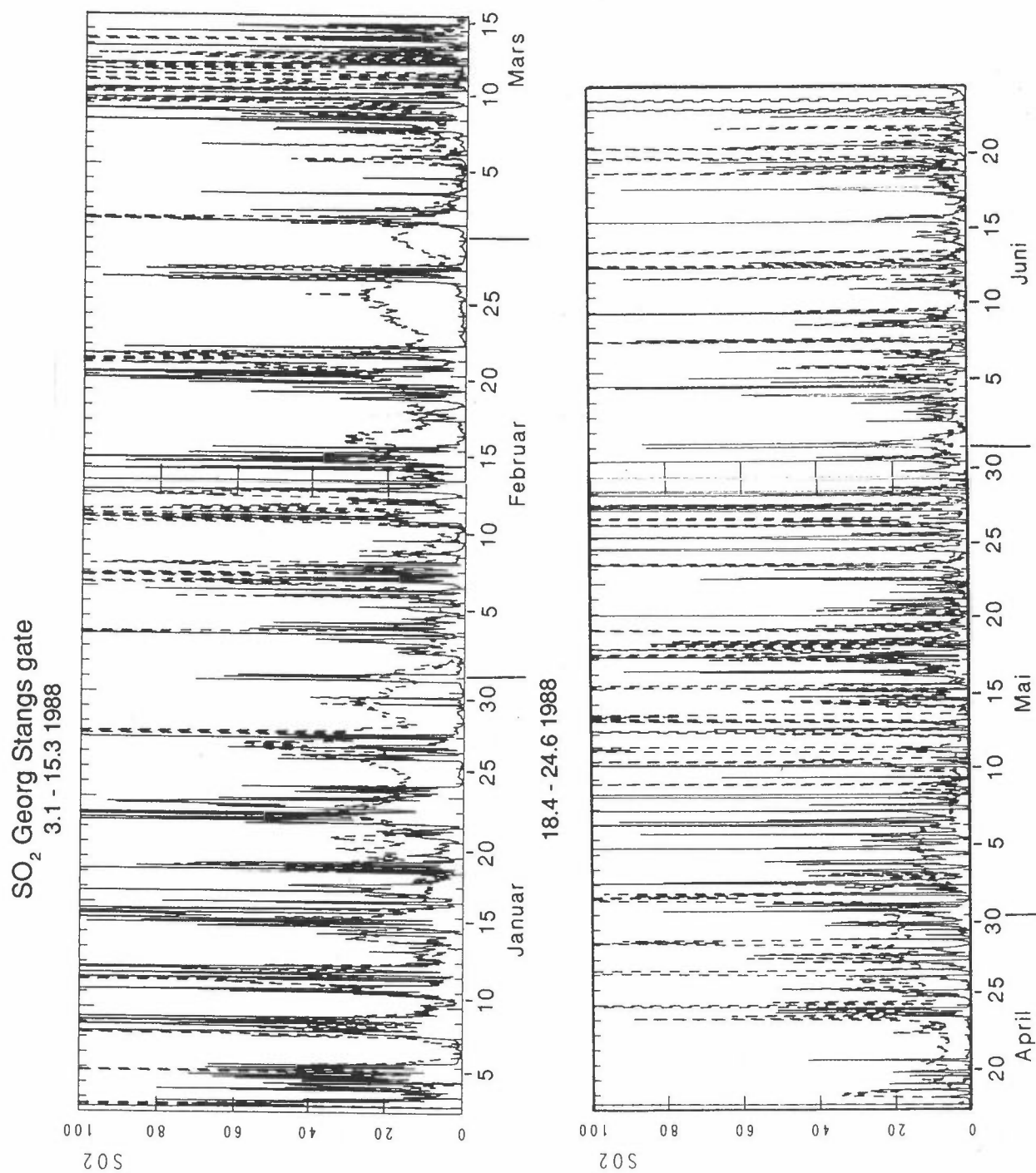
Figur 3.15: Timevise målinger for beregnete (heltrukket kurve) og observerte (stiplet kurve) SO₂-konsentrasjoner fra målestasjonen Klyve.

a) vinterperioden 3.1.-15.3.1988

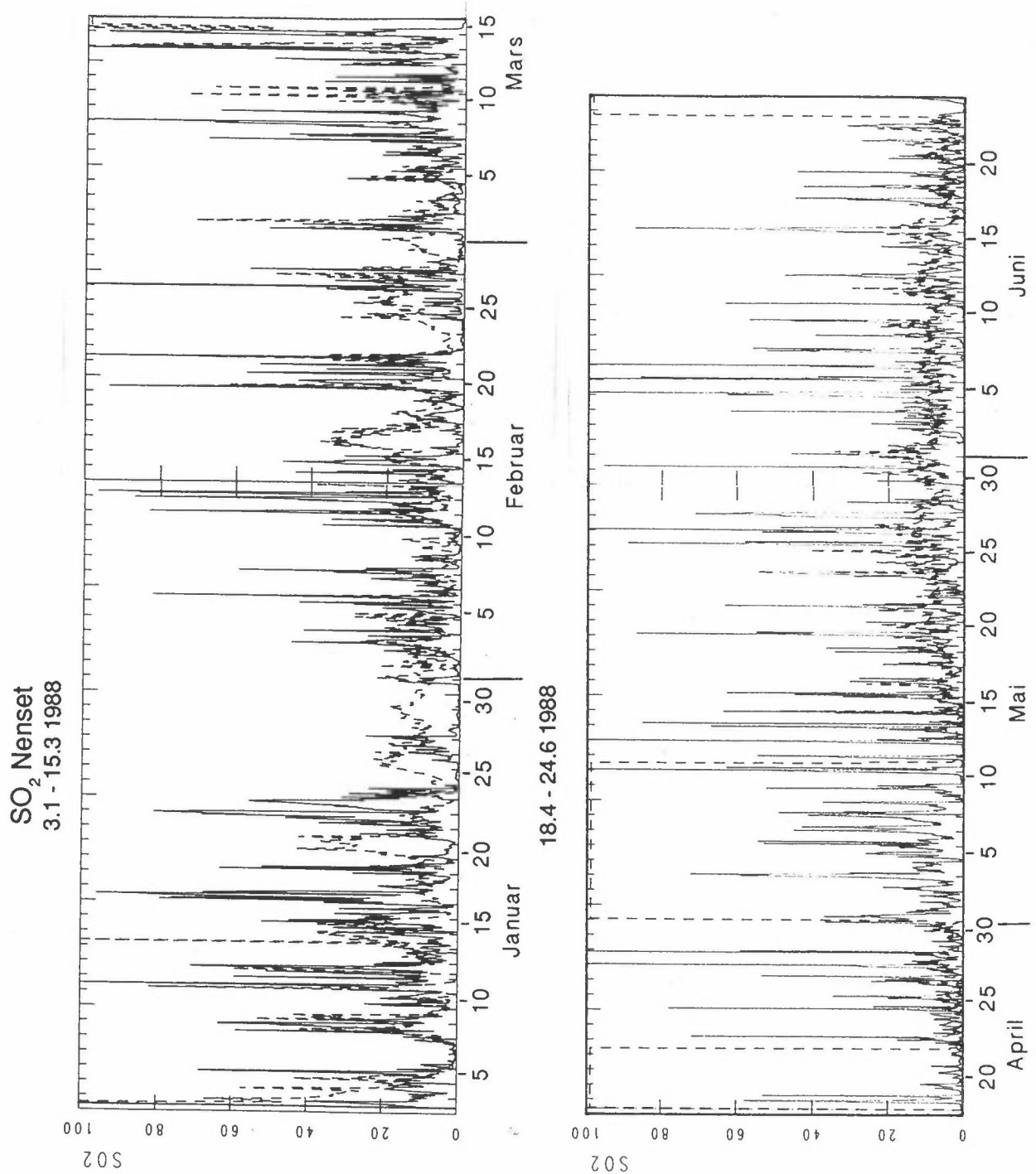
b) sommerperioden 18.4.-24.6.1988

Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.

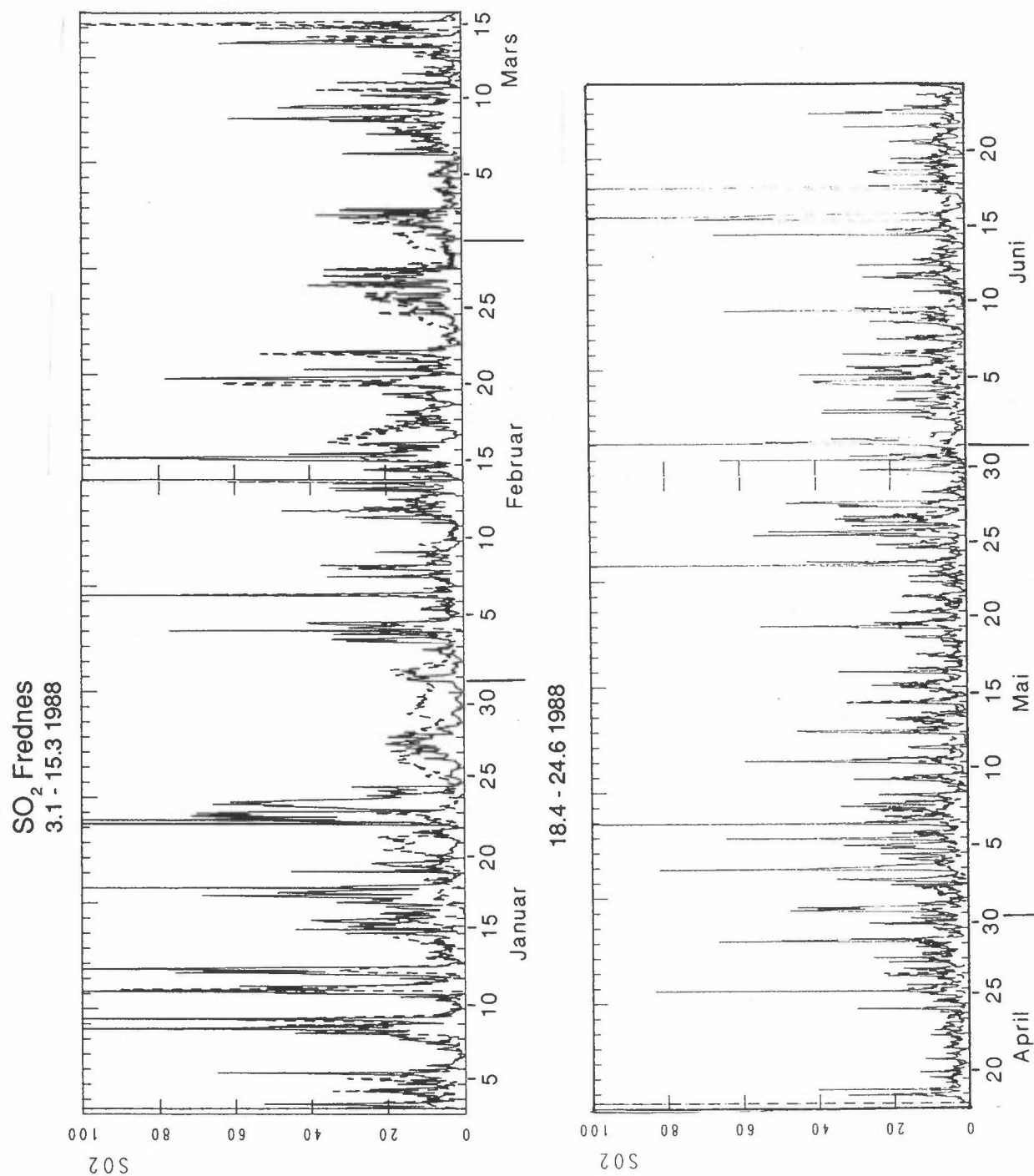
Enhet: µg SO₂/m³.



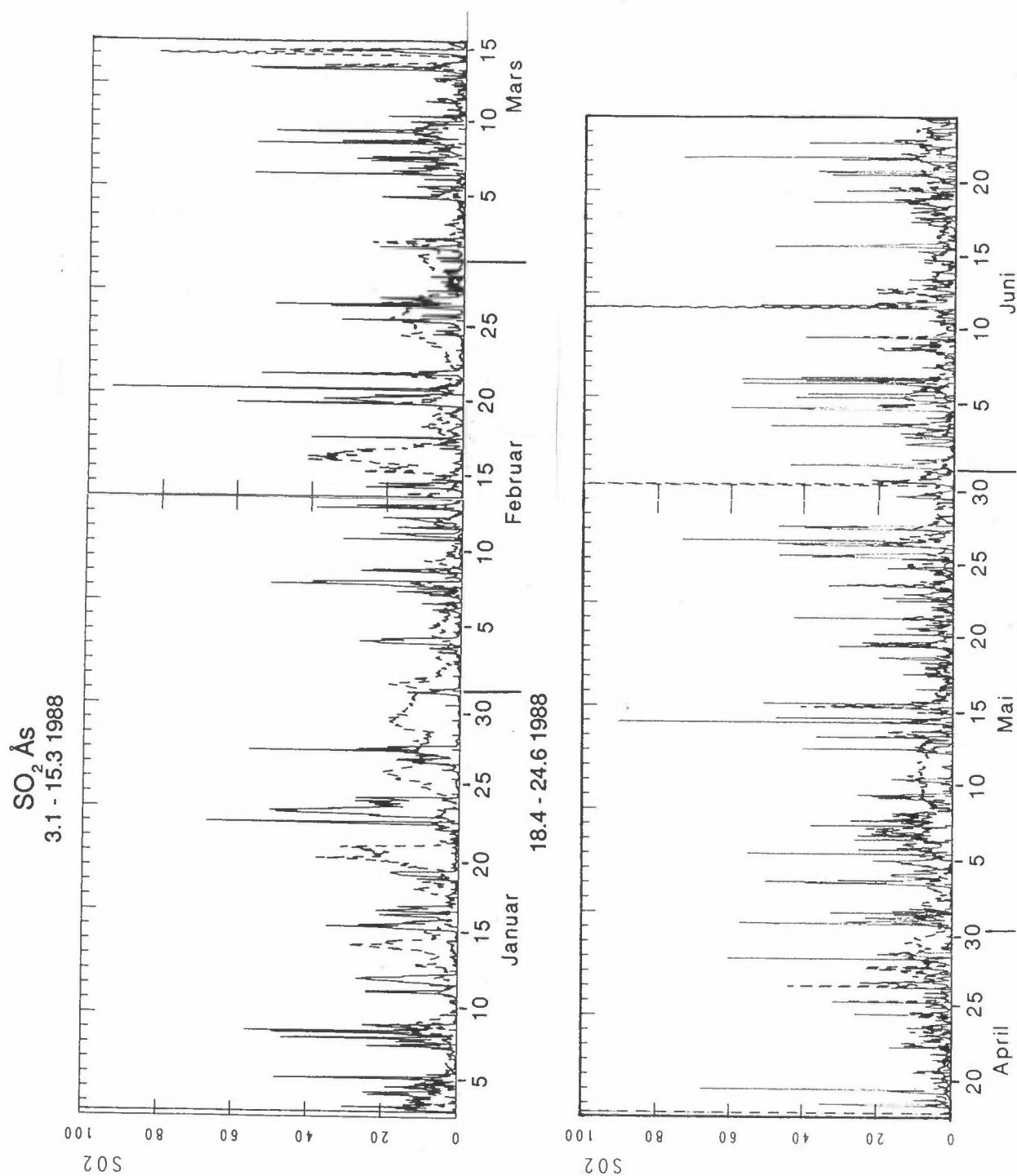
Figur 3.16: Timevise målinger for beregnete (heltrukket kurve) og observerte (stiplet kurve) SO₂-konsentrasjoner fra målestasjonen Georg Stangs gt.
 a) vinterperioden 3.1.-15.3.1988
 b) sommerperioden 18.4.-24.6.1988
 Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.
 Enhet: µg SO₂/m³.



Figur 3.17: Timevise målinger for beregnede (heltrukket kurve) og observerte (stiplet kurve) SO₂-konsentrasjoner fra målestasjonen Nenset.
 a) vinterperioden 3.1.-15.3.1988
 b) sommerperioden 18.4.-24.6.1988
 Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.
 Enhet: µg SO₂/m³.



Figur 3.18: Timevise målinger for beregnete (heltrukket kurve) og observerte (stiplet kurve) SO₂-konsentrasjoner fra målestasjonen Frednes.
 a) vinterperioden 3.1.-15.3.1988
 b) sommerperioden 18.4.-24.6.1988
 Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.
 Enhet: µg SO₂/m³.



Figur 3.19: Timevise målinger for beregnete (heltrukket kurve) og observerte (stiplet kurve) SO₂-konsentrasjoner fra målestasjonen Ås.
 a) vinterperioden 3.1.-15.3.1988
 b) sommerperioden 18.4.-24.6.1988
 Konsentrasjonsberegningene er utført på grunnlag av data for utslipp og spredning.
 Enhet: µg SO₂/m³.

nødvendig for å få samsvar mellom beregnete og observerte SO_2 -konsentrasjoner i området.

Tabell 3.7 viser "Index of agreement" mellom observerte og beregnete SO_2 -konsentrasjonene på de enkelte målestasjonene.

Tabell 3.7: "Index of agreement" mellom observerte og beregnete SO_2 -konsentrasjoner på timebasis. Tall i parentes angir korrelasjonskoeffisienten.

P : Spredningsberegnet verdi
 P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskonsentrasjon
 P+B+M: P+B tilpasset observerte verdier (se kapittel 2.3.5)

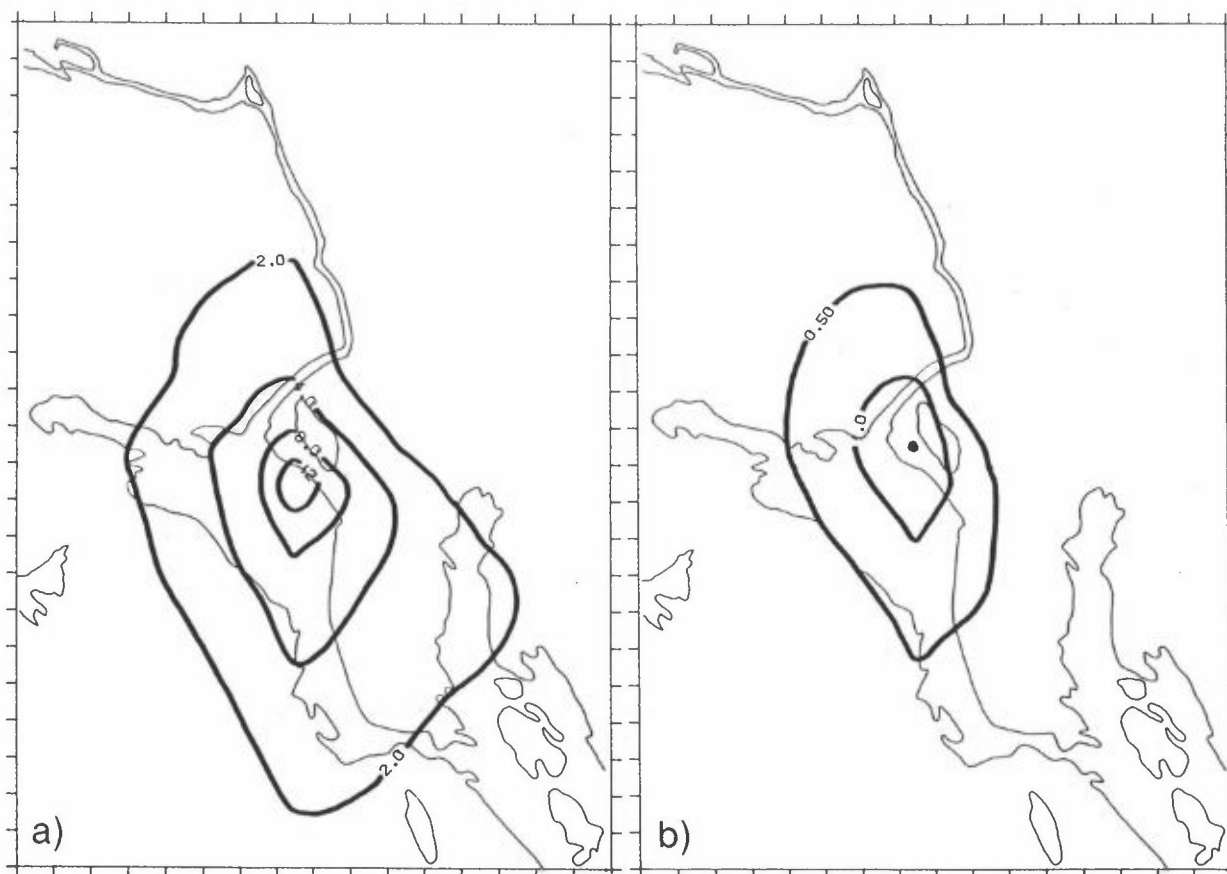
Stasjon	VINTER		
	P	P+B	P+B+M
Klyve	0,25 (0,06)	0,39 (0,24)	0,51 (0,47)
Georg Stangs gt	0,28 (0,07)	0,27 (0,07)	0,50 (0,50)
Nenset	0,33 (0,08)	0,39 (0,17)	0,64 (0,52)
Frednes	0,42 (0,20)	0,51 (0,33)	0,80 (0,69)
Ås	0,35 (0,03)	0,62 (0,44)	0,85 (0,73)
Stasjon	SOMMER		
	P	P+B	P+B+M
Klyve	0,22 (0,04)	0,26 (0,11)	0,70 (0,51)
Georg Stangs gt	0,25 (0,01)	0,24 (0,02)	0,62 (0,52)
Nenset	0,22 (0,08)	0,22 (0,11)	0,70 (0,50)
Frednes	0,23 (0,20)	0,25 (0,24)	0,75 (0,65)
Ås	0,37 (0,16)	0,41 (0,22)	0,73 (0,56)

Tallene i tabellen viser at for SO_2 er det dårlig samsvar mellom ukorrigerede beregningsverdier og observerte SO_2 -konsentrasjoner. Sammenhengen forbedres ved å ta hensyn til bakgrunnskonsentrasjonen. Siden industriutslippene er hovedkilden til SO_2 -forurensningene i området, er det nødvendig å ta hensyn til en usikkerhet i den røykgangens lokalisering.

3.4 KLOR (Cl)

Forurensning av klor hovedsakelig fra magnesiumproduksjon på Herøya forekommer dels i gassform (som Cl_2 og HCl) dels knyttet til aerosoler. I denne undersøkelse er det utført beregninger av timevise konsentrasjoner som følge av data for midlere totalt klorutslipp.

Figur 3.20 viser middelverdien av de timevise konsentrasjonsfordelingene for klor i henholdsvis vinterperioden (a) og i sommerperioden (b).



Figur 3.20: Midlere fordeling av klorkonsentrasjon som følge av utslipp fra magnesiumfabrikken på Herøya.
Enhet: $\mu\text{g Cl}/\text{m}^3$.
a) vinterperioden
b) sommerperioden

Det finnes andre kilder til klor i området som ikke er tatt med i beregningene. Det er heller ikke mulig å korrigere de beregnede verdiene ved hjelp av målinger. De beregnede verdiene må derfor bare betraktes som en indikator for hvilke områder som til enhver time kan være belastet av forurensninger fra Herøya området.

4 KORREKSJONER AV MODELL-BEREGNINGER

Metoden for timevise korreksjoner av beregnede konsentrasjonsfordelinger ved hjelp av målte konsentrasjoner er beskrevet i kapittel 2.3.5. Her presenteres resultatet av korreksjonene henholdsvis i vinterperioden og i sommerperioden.

4.1 KORREKSJONER AV NO_x-KONSENTRASJONENE

Middelverdi (mean) og standardavvik (SD) for ΔC for de 5 målestasjonene er vist i tabell 4.1 og 4.2.

Tabell 4.1: Middelverdi (mean) og standardavvik (SD) for tidsserien ΔC for NO_x i perioden 3.1.-15.3.88 (1 752 timer)

	mean	SD	FAK
Klyve	-0,249	0,653	0,83
Georg Stangs gt.	-0,356	0,781	1,18
Nennset	-0,030	0,841	0,88
Frednes	0,225	0,879	0,72
Ås	-0,599	0,949	0,88

$$\text{mean: } = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Delta C)_i = \overline{(\Delta C)_i}$$

FAK: Geometrisk middelverdi for timevise korreksjonsfaktorer for de enkelte målestasjonene.

$$\text{FAK} = \exp(\overline{(\Delta C)_i})$$

Tabell 4.2: Middelerverdi (mean) og standardavvik (SD) for ΔC for NO_x i perioden 18.4.-24.6.88 (1 632 timer).

	mean	SD	FAK
Klyve	-0,488	0,674	0,61
Georg Stangs gt.	-0,210	0,767	0,81
Nennset	-0,341	0,737	0,71
Frednes	-0,035	0,822	0,97
Ås	-0,645	0,773	0,52

$$\text{mean} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Delta C)_i = \overline{(\Delta C)_i}$$

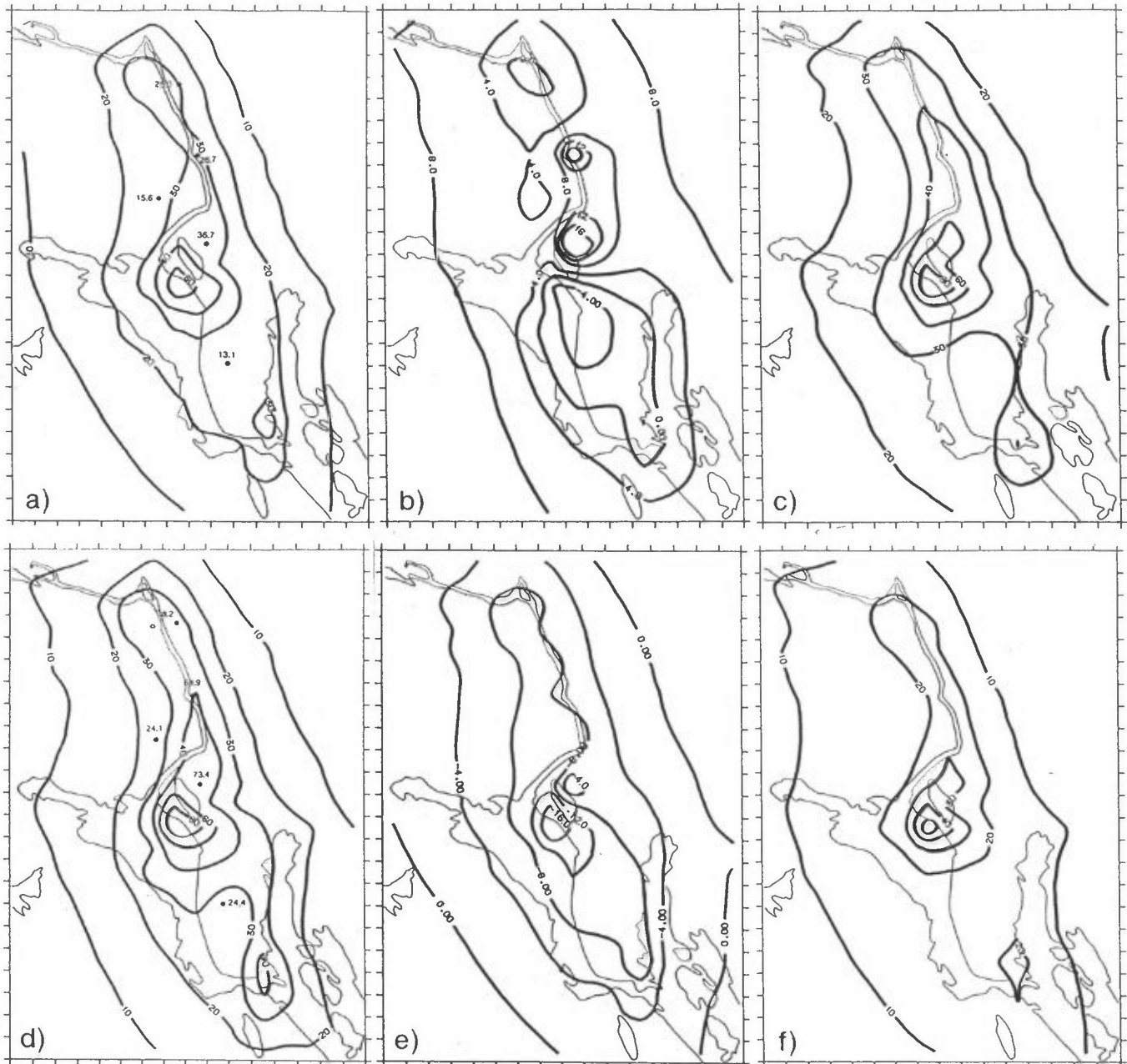
FAK: Geometrisk middelerverdi for timevise korreksjonsfaktorer for de enkelte målestasjonene.

$$\text{FAK} = \exp(\overline{(\Delta C)_i})$$

Midlere konsentrasjonsfordelinger for NO_x for vinter- og sommer-perioden er vist i figur 4.1.

Til venstre i figuren vises fordelingen beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning, i midten den additive korreksjonen basert på målinger av NO_x , og deretter til høyre den endelige korrigerede konsentrasjonsfordelingen.

Figur 4.1 viser at den midlere bakgrunnskonsentrasjonen utgjør en betydelig andel av den midlere fordeling av NO_x -korreksjoner. Middelerkorreksjonen er liten i Skien, høy mellom Skien og Porsgrunn og negative korreksjoner indikeres sør for Hereøyaområdet.



Figur 4.1: Midlere NO_x -fordeling i vinterperioden (a, b, og c) og i sommerperioden (d, e og f).

Enhet: $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ -

a og d: NO_x -fordeling basert på spredningsberegninger

b og e: midlere fordeling av NO_x -korreksjonene

c og f: korrigert NO_x -fordeling.

4.2 KORREKSJONER AV PARTIKKELKONSENTRASJONEN (PM 2.5)

Middelverdi (mean) og standardavvik (SD) for ΔC for de 5 målestasjonene er vist i tabell 4.3 og 4.4.

Tabell 4.3: Middelverdi (mean) og standardavvik (SD) for ΔC for partikler i perioden 3.1.88-15.3.88 (1 752 timer).

	mean	SD	FAK
Klyve	-0,301	0,677	0,74
Georg Stangs gt.	-0,151	0,662	0,86
Nenset	-0,241	0,467	0,79
Frednes	-0,241	0,467	0,79
Ås	-0,270	0,783	0,76

$$\text{mean:} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Delta C)_i = \overline{(\Delta C)_i}$$

FAK: Geometrisk middelvei for timevise korreksjonsfaktorer for de enkelte målestasjonene.

$$\text{FAK} = \exp(\overline{(\Delta C)_i})$$

Tabell 4.4: Middelverdi (mean) og standardavvik (SD) for ΔC for partikler i perioden 18.4.88-24.6.88 (1 632 timer).

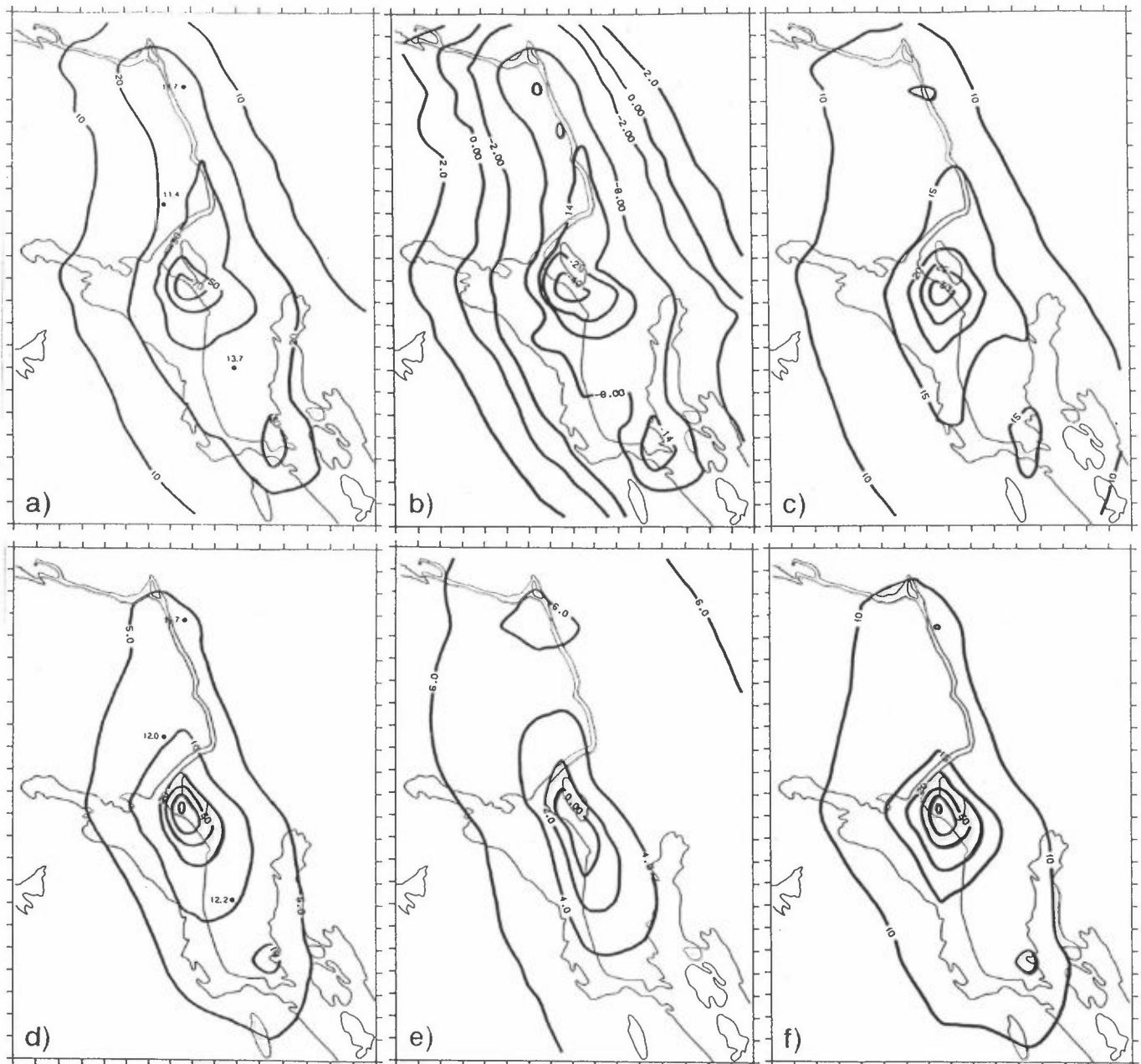
	mean	SD	FAK
Klyve	-0,171	0,557	0,84
Georg Stangs gt.	0,162	0,706	1,18
Nenset	0,087	0,391	1,09
Frednes	0,087	0,391	1,09
Ås	-0,251	0,674	0,78

$$\text{mean:} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Delta C)_i = \overline{(\Delta C)_i}$$

FAK: Geometrisk middelvei for timevise korreksjonsfaktorer for de enkelte målestasjonene.

$$\text{FAK} = \exp(\overline{(\Delta C)_i})$$

Midlere konsentrasjonsfordelinger for partikler i vinter- og i sommer-perioden er vist i figur 4.2.



Figur 4.2: Midlere fordeling for partikler (PM 2.5) i vinterperioden og i sommerperioden.

Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$

a og d: fordeling av partikkelkonsentrasjon basert på spredningsberegninger.

b og c: midlere fordeling av korreksjonene av partikkelkonsentrasjon

c og f: korrigert konsentrasjon av partikler (PM_{2,5})

Til venstre i figuren vises fordelingen beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning, i midten den additive korreksjonen basert på målinger av partikler, og deretter til høyre den endelige korrigerede konsentrasjonsfordelingen.

Figur 4.2 viser at middelkorreksjonen for partikler (PM 2.5) har tilnærmet samme form som fordelingen basert på spredningsberegninger. Midlere bakgrunnskonsentrasjon er liten i vinterhalvåret men betydelig i sommerhalvåret.

4.3 KORREKSJONER AV SO₂-KONSENTRASJONENE

Middelverdi og standardavvik for ΔC for de 5 målestasjonene er vist i tabell 4.5 og 4.6.

Tabell 4.5: Middelverdi (mean) og standardavvik (SD) for ΔC for SO₂ i perioden 3.1.88-15.3.88 (1 752 timer).

	Mean	SD	FAK
Klyve	0,024	0,635	1,02
Georg Stangs gt.	0,276	1,079	1,32
Nenset	-0,093	0,809	0,91
Frednes	-0,292	0,653	0,75
Ås	-0,194	0,533	0,82

$$\text{mean:} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Delta C)_i = \overline{(\Delta C)_i}$$

FAK: Geometrisk middelverdi for timevise korreksjonsfaktorer for de enkelte målestasjonene.

$$\text{FAK} = \exp \left(\overline{(\Delta C)_i} \right)$$

Tabell 4.6: Middelerverdi (mean) og standardavvik (SD) for ΔC for SO_2 i perioden 18.4.88-24.6.88 (1 632 timer).

	Mean	SD	FAK
Klyve	-0,192	0,582	0,83
Georg Stangs gt.	0,165	1,162	1,18
Nenset	-0,133	0,719	0,88
Frednes	-0,331	0,629	0,72
Ås	-0,132	0,537	0,88

$$\text{mean:} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\Delta C)_i = \overline{(\Delta C)_i}$$

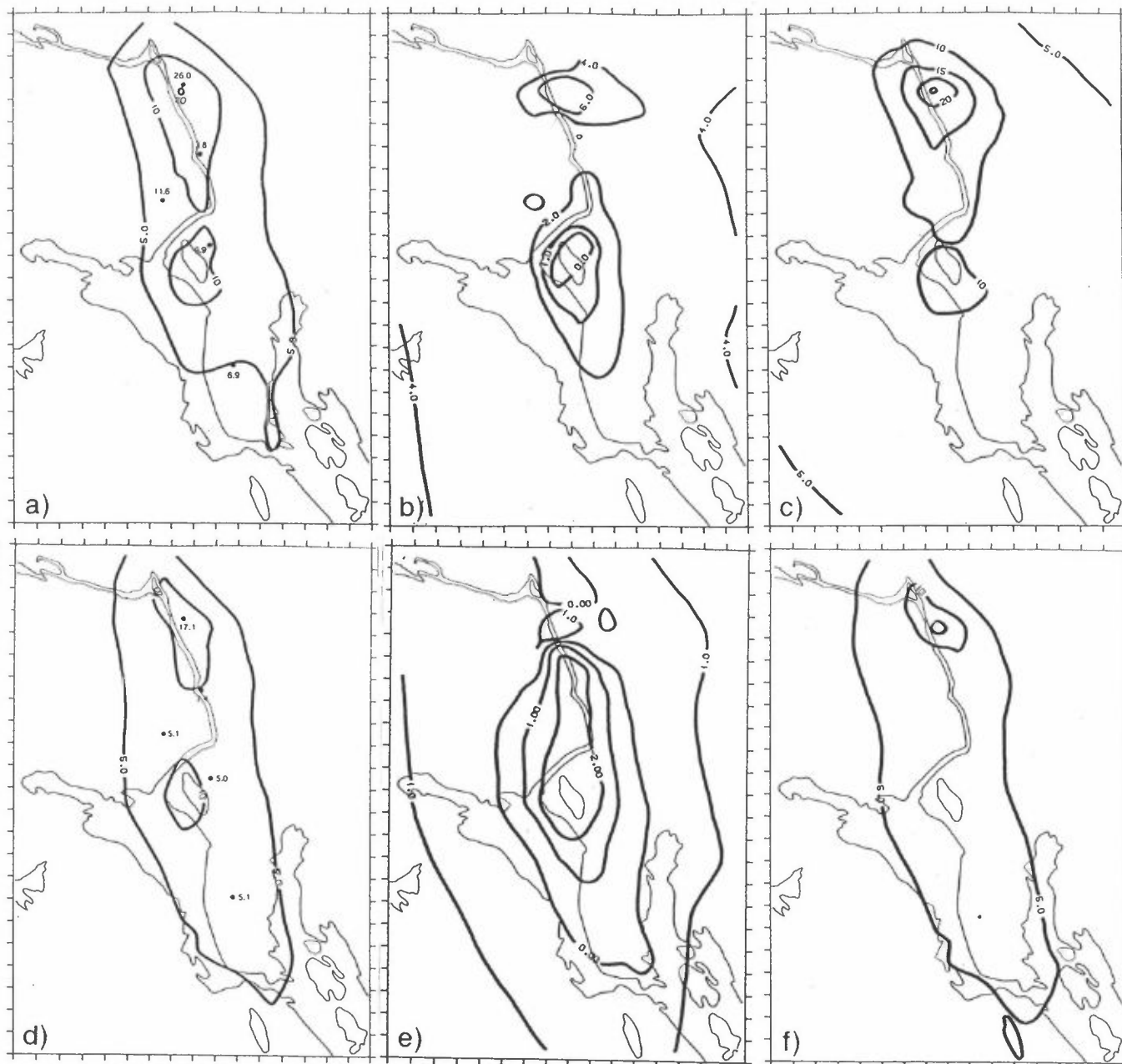
FAK: Geometrisk middelerverdi for timevise korreksjonsfaktorer for de enkelte målestasjonene.

$$\text{FAK} = \exp(\overline{(\Delta C)_i})$$

Middelerverdier for SO_2 -konsentrasjoner for vinter- og sommerperioden er vist i figur 4.3.

Til venstre i figuren vises konsentrasjonsfordelingen beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning, i midten den additive korreksjonsfordelingen basert på målinger av SO_2 , og deretter til høyre den endelige korrigerede konsentrasjonsfordelingen.

Figur 4.3 viser at den midlere bakgrunnsverdien i vinterhalvåret utgjør en betydelig andel av SO_2 -korreksjonene. SO_2 -beregningene i sommerperioden korrigeres ved hjelp av en liten bakgrunnskonsentrasjon og en jevn negativ korreksjon i hele beregningsområdet.



Figur 4.3: Midlere SO_2 -fordeling i vinterperioden og i sommerperioden.
 Enhet: $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.
 a og d: fordeling basert på spredningsberegninger
 b og e: midlere fordeling av SO_2 -korreksjonene
 c og f: korrigert SO_2 -fordeling.

4.4 KORRIGERTE BEREGNINGSRISULTATER FOR NO₂ OG OZON

Timevise NO_x-konsentrasjoner er beregnet ved hjelp av data for utslipp, spredning og målte konsentrasjoner. Videre benyttes målte osonkonsentrasjoner fra Ås og Klyve til å bestemme bakgrunnsverdien som den maksimale måleverdien.

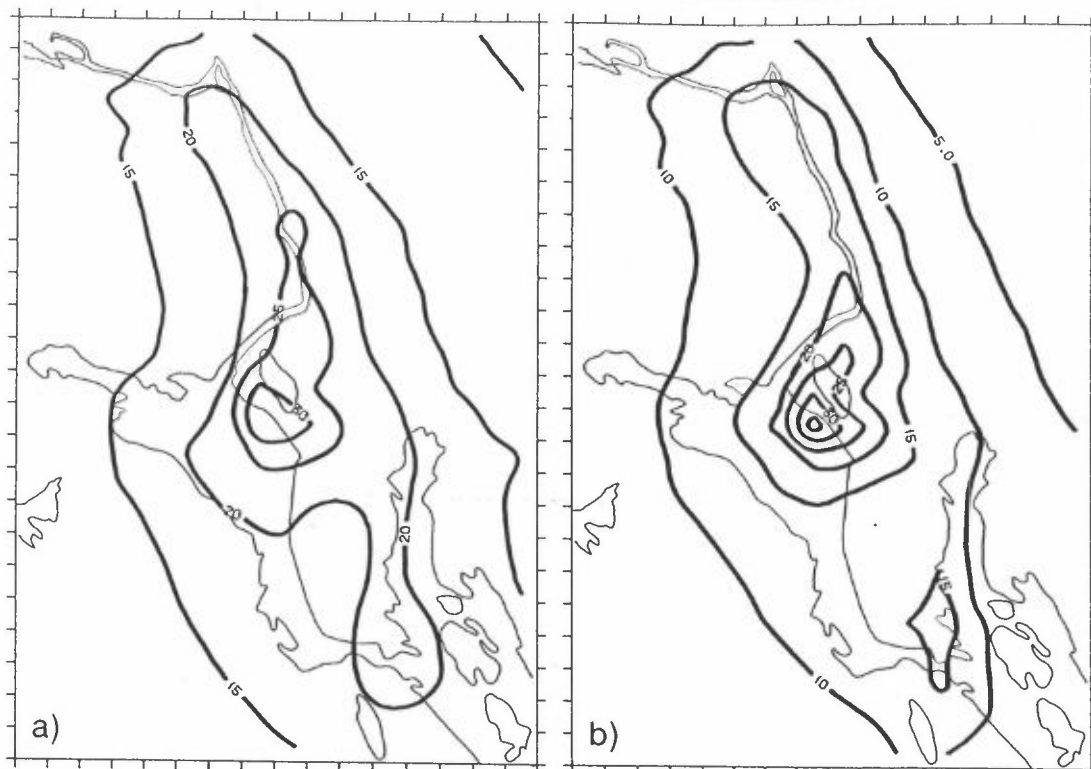
På grunnlag av osonkonsentrasjonen i bakgrunnsatmosfæren og NO_x-verdien i hver km²-rute er NO₂-verdien beregnet i samsvar med fotokjemisk likevekt (likningene er beskrevet i Appendix E).

Videre benyttes de målte NO₂-verdiene på de fem målestasjonene til å korrigere den beregnete NO₂-fordelingen. Timevise osonkonsentrasjoner i hvert punkt beregnes deretter på grunnlag av NO, NO₂ og bakgrunnsverdien for oson. Figur 4.4 viser midlere NO₂-fordeling i vinterperioden og i sommerperioden. Figur 4.5 viser midlere osonfordeling i vinterperioden og i sommerperioden.

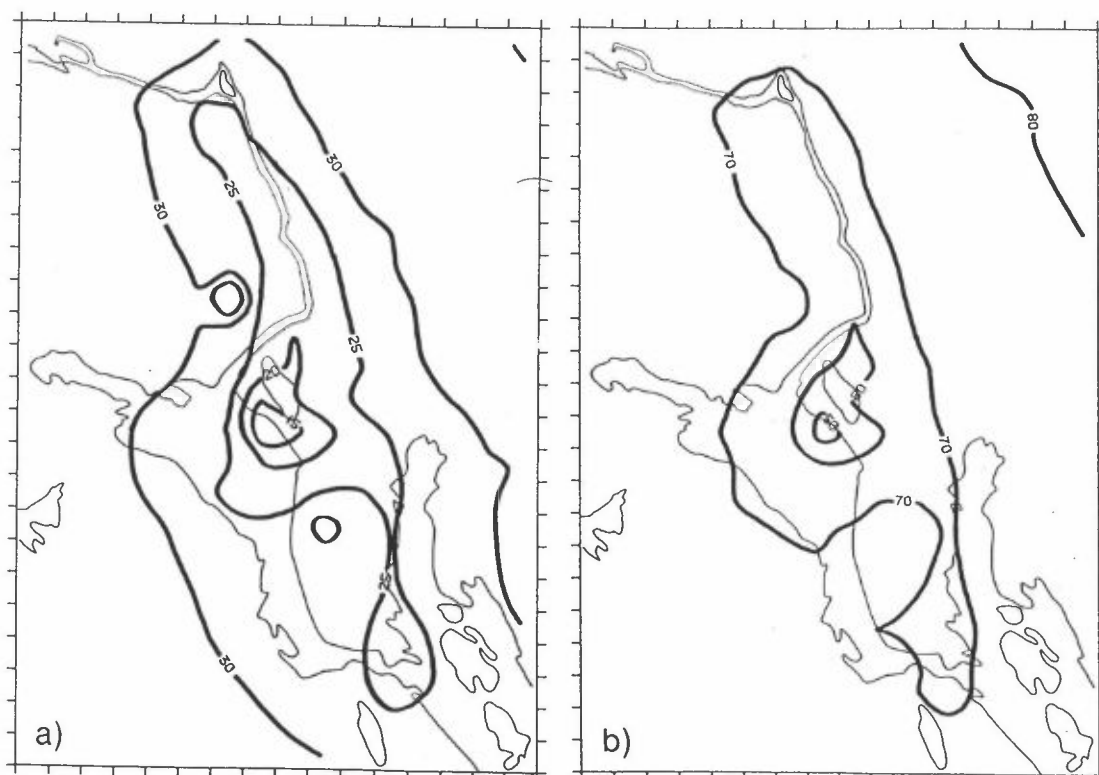
Figurene viser at minimums osonkonsentrasjoner forekommer i områder med maksimale NO₂-konsentrasjoner og at reduksjonen i O₃-konsentrasjonen ligner et speilbilde av NO₂-konsentrasjonen. Det bildet fremkommer i Grenland også ved bruk av kompliserte fotokjemiske modeller (Gram et al., 1980).

Midlere bakgrunnsverdi for oson er ca. 35 µg O₃/m³ i vinterperioden og ca. 80 µg O₃/m³ i sommerperioden.

I episoder med høye oson-konsentrasjoner skjer det en rask overgang til NO₂, og det finnes områder forurensset av nitrogenoksider slik at nesten all oson har reagert med NO og dannet NO₂.



Figur 4.4: Midlere NO₂-fordeling i vinterperioden (a), og i sommerperioden (b).
Enhet: μg/m³.

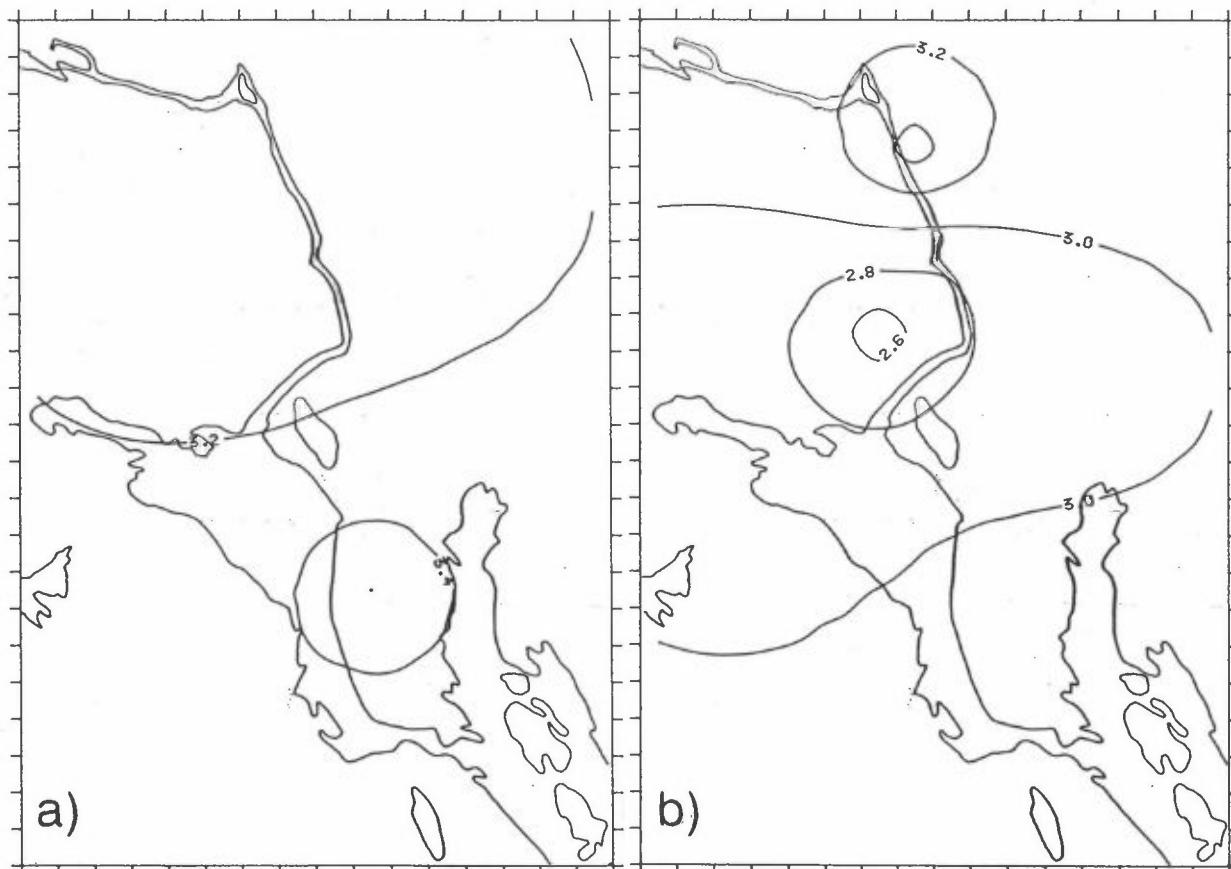


Figur 4.5: Midlere O₃-fordeling i vinterperioden (a), og i sommerperioden (b).
Enhet: μg/m³.

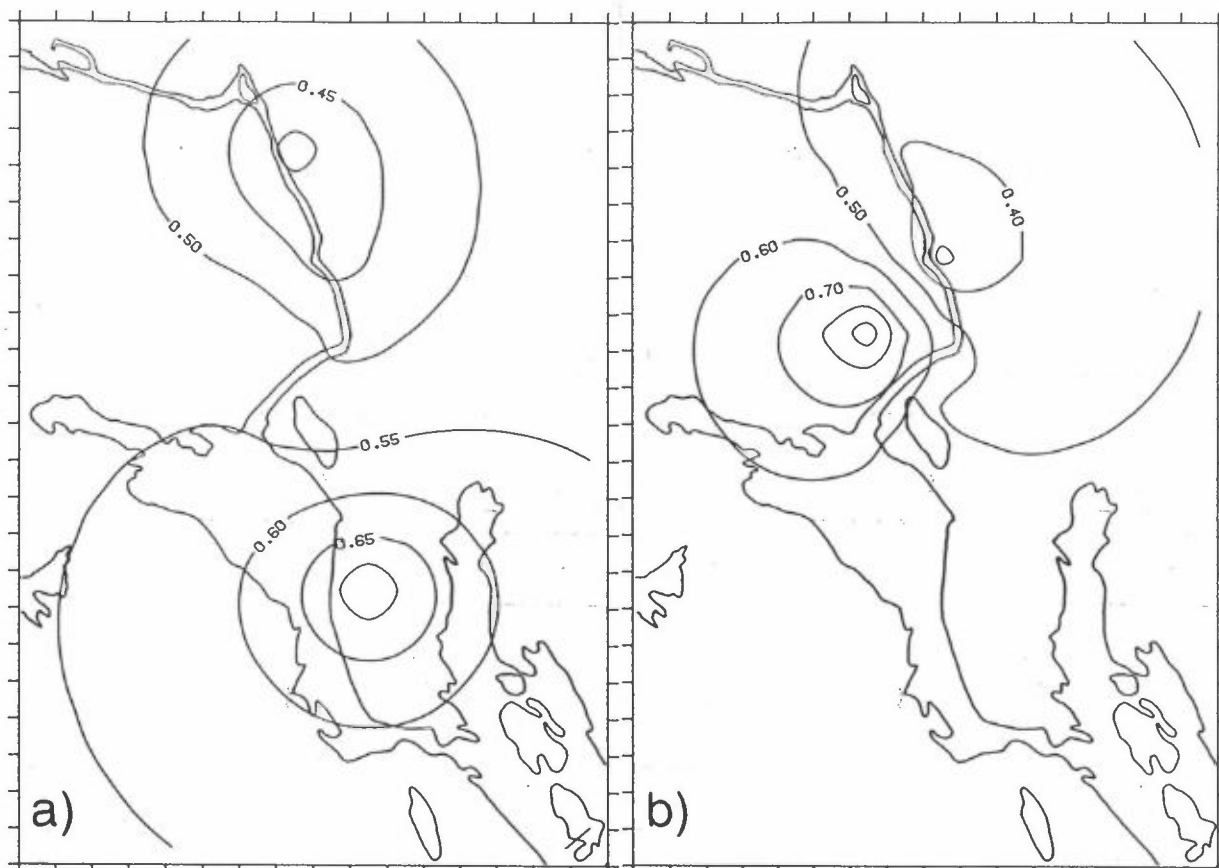
4.5 SULFAT- OG NITRATKONSENTRASJONER BESTEMT VED STATISTISK INTERPOLASJON AV MÅLTE VERDIER

Målinger av sulfat og nitratkonsentrasjoner som 12 timers midlerverdier er benyttet til å interpolere verdiene i km²-rutene.

Figurene 4.6 og 4.7 viser midlere konsentrasjonsfordelinger for henholdsvis sulfat- og nitratkonsentrasjonene i beregningsområdet. I hver av figurene er midlere konsentrasjonsfordeling vist for henholdsvis vinterperioden og for sommerperioden. Både for sulfat- og nitratkonsentrasjonene ser en at bakgrunnsverdiene er bestemmende for middelverdiene.



Figur 4.6: Midlere fordeling av sulfatkonsentrasjonen i vinterperioden (a) og i sommerperioden (b).
Enhet: $\mu\text{g SO}_4/\text{m}^3$.



Figur 4.7: Midlere fordeling av nitratkonsentrasjonene i vinterperioden (a) og i sommerperioden (b).
Enhet: $\mu\text{g HNO}_3/\text{m}^3$.

5 KONSENTRASJONSBIDRAG FRA FORSKJELLIGE KILDEGRUPPER

5.1 BIDRAG FRA KILDER UTENFOR OMRÅDET

Metoden for bestemmelse av konsentrasjonen i luften som strømmer inn i beregningsområdet (bakgrunnskonsentrasjoner) er utledet i Appendix C. Her beskrives resultater for komponentene NO_x , partikler og SO_2 .

5.1.1 Resultater for NO_x

I tabell 5.1 vises middelerverdi og standard avvik for timesverdier av bakgrunnskonsentrasjoner av NO_x , samt maksimal bakgrunnsverdi og tidspunkt for denne.

Tabell 5.1: Middelerverdi (B-mean) og standard-avvik (B-SD) for bakgrunnspredikterte times-verdier av NO_x . Enhet: $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$. Maksimal bakgrunnsverdi (B-max) og tidspunkt er gitt (dato/time) for vinterperioden og sommerperioden.

	N	B-mean	B-SD	B-max	Dato/Time
Vinter	1752	10.1	13.8	103.0	8.1.88 kl 13
Sommer	1632	2.5	4.5	37.7	7.5.88 kl 17

N: antall timesverdier i tidsseriene.

I tabell 5.2 vises maksimale døgnmidlede bakgrunnsverdier av NO_x for de to periodene.

Tabell 5.2: Maksimalverdi for bakgrunnspredikterte døgn-verdier av NO_x . Enhet: $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$.

	B-max	Dato
Vinter	48.0	8.1.88
Sommer	12.0	7.5.88

5.1.2. Resultater for partikler (PM 2.5)

I tabell 5.3 vises middelerverdi og standard avvik for timesverdier av bakgrunnskonsentrasjoner av partikler, samt maksimal bakgrunnsverdi og tidspunkt for denne.

I tabell 5.4 vises maksimale døgnmidlede bakgrunnsverdier av partikler for de to periodene.

Tabell 5.3: Middelerverdi (B-mean) og standardavvik (B-SD) for bakgrunnspredikterte times-verdier av partikler. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksimal bakgrunnsverdi (B-max) og tidspunkt er gitt (dato/time) for vinterperioden og sommerperioden.

	N	B-mean	B-SD	B-max	Dato/Time
Vinter	1633	5.6	7.3	53.6	16.2.88 kl 17
Sommer	1476	6.2	6.5	39.6	27.5.88 kl 11

N: antall timesverdier i tidsseriene.

Tabell 5.4: Maksimalverdi for bakgrunnspredikterte døgn-verdier av partikler. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	B-max	Dato
Vinter	48.0	8.1.88
Sommer	12.0	7.5.88

5.1.3 Resultater for SO_2

I tabell 5.5 vises middelerverdi og standard avvik for timesverdier av bakgrunnskonsentrasjoner av SO_2 , samt maksimal bakgrunnsverdi og tidspunkt for denne.

Tabell 5.5: Middelerverdi (B-mean) og standardavvik (B-SD) for bakgrunnspredikterte times-verdier av SO_2 ($\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$). Maksimal bakgrunnsverdi (B-max) og tidspunkt er gitt (dato/time) for vinterperioden og sommerperioden.

	N	B-mean	B-SD	B-max	Dato/time
Vinter	1752	4.0	5.1	33.8	15.3.88 kl 5
Sommer	1632	1.2	1.7	14.1	27.5.88 kl 10

N: antall timesverdier i tidsseriene

I tabell 5.6 vises maksimale døgnmidlede bakgrunnsverdier av SO₂ for de to periodene.

Tabell 5.6: Maksimalverdi for bakgrunnspredikterte døgn-verdier av SO₂. Enhet: µg SO₂/m³.

	B-max	Dato
Vinter	24.6	16.2.88
Sommer	4.5	27.5.88

5.1.4 Kontroll av estimerte bakgrunnskonsentrasjoner for SO₂ ved uavhengige målinger

Målinger fra Herre er benyttet til å kontrollere bakgrunns-prediktoren for SO₂ ved hjelp av uavhengige målinger. På Herre er det målt døgnmiddelverdier av SO₂ både i vinter-perioden og i sommer-perioden.

Tabellene 5.7 og 5.8 viser statistiske data for tidsserier av 24 timers midlere SO₂ konsentrasjoner på Herre. Bakgrunnskonsentrasjonene utgjør det dominerende SO₂-bidraget på denne stasjonen både i vinterperioden og i sommerperioden. Bidragene fra lokale kilder overestimeres på denne målestasjonen både i

vinterperioden og i sommerperioden. Verdiene basert på bakgrunnskonsentrasjoner og på korrigerede spredningsberegninger stemmer meget godt med de observerte tidsseriene.

Tabell 5.7: Sammenligning av døgnmiddelverdier på Herre med beregnede verdier av SO₂ i perioden fra 3.1.88 - 15.3.88 (63 verdier).
Enhet: µgSO₂/m³

O : Observert verdi
P : Spredningsberegnet verdi
P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskon-
sentrasjon
P+B+M: P+B tilpasset observerte verdier (se kapittel 2.3.5)

	O	P	P+B	P+B+M
MEAN	6.2	4.4	7.2	6.8
SD	4.0	4.4	5.1	5.2
MAX	23.0	24.6	29.6	30.0
NMD	-	.30	-.16	.10
RMSE	-	2.9	3.3	2.9
RMSEs	-	1.8	1.0	.7
RMSEu	-	2.3	3.1	2.9
CORR	-	.86	.79	.84
IA	-	.88	.86	.89

Tabell 5.8: Sammenligning av døgnmiddelverdier på Herre med beregnede verdier av SO₂ i perioden fra 18.4.88 - 24.6.88 (67 verdier).
Enhet: µgSO₂/m³

O : Observert verdi
P : Spredningsberegnet verdi
P+B : Summen av spredningsberegnet verdi og bakgrunnskon-
sentrasjon
P+B+M: P+B tilpasset observerte verdier (se kapittel 2.3.5)

	O	P	P+B	P+B+M
MEAN	3.0	1.2	4.6	4.0
SD	1.5	0.9	2.0	1.8
MAX	8.0	4.5	9.8	8.7
NMD	-	.60	-.52	-.32
RMSE	-	2.2	2.7	2.2
RMSEs	-	2.1	1.8	1.4
RMSEu	-	0.8	2.0	1.7
CORR	-	.46	.25	.29
IA	-	.51	.46	.51

5.2 BIDRAG FRA KILDEGRUPPER I GRENLANDSOMRÅDET

Bidragene til eksponeringen fra forskjellige kildegrupper er avhengig både av utslippsintensiteter og av utslippsforholdene, samt avstanden fra utslippsstedene til områder der deltakerne i undersøkelsen oppholder seg. Undersøkelsesområdet i Grenland karakteriseres av:

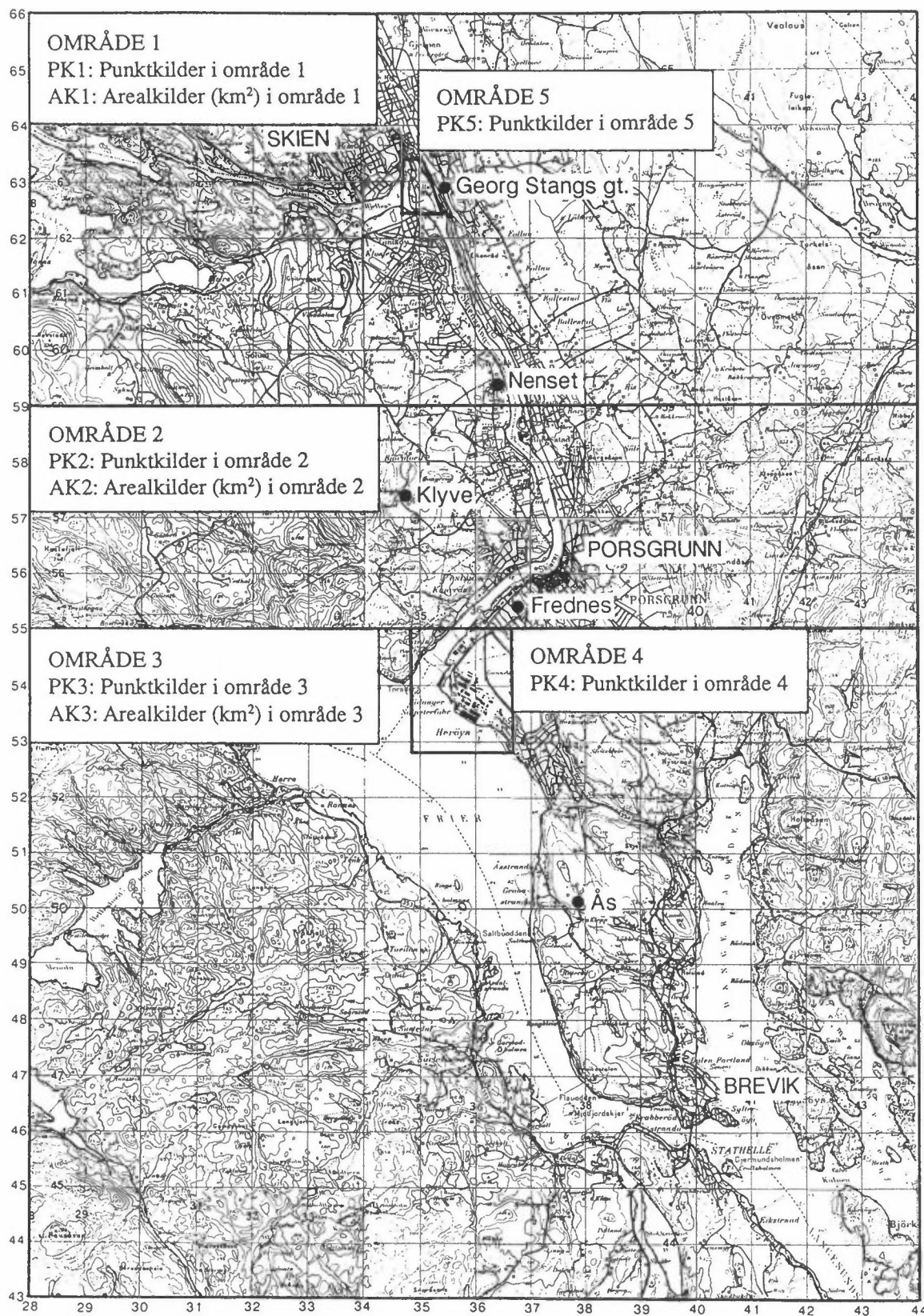
- Konsentrerte industriutslipp i høye piper som normalt fortynnes betydelig før forurensningene kommer i kontakt med bakkeskiktet. I korte eller lengre perioder kan imidlertid bakkekonsentrasjonene være høye som følge av industriutslipp fra lave kilder.
- Eksosutslipp langs veier med høy trafikk. På denne måten skiller ikke undersøkelsesområdet seg fra andre norske byområder. I Grenland er trafikkavviklingen god når en ser bort fra rushtidstrafikken langs enkelte veistrekninger.

5.2.1 Resultater for SO₂

For å belyse kildegruppens SO₂-påvirkning er det utført spesielle beregninger for perioden 22.1.-27.2.1988. Kildene er delt inn i punktkilder og i arealkilder i fem atskilte deler av området. Inndelingen av kildegruppene er vist i figur 5.1.

Tabellene viser kildegruppens bidrag på målestasjonene. Bidragene er karakterisert av data for middelveier og standardavvik (tabell 5.9) samt maksimalt konsentrasjonsbidrag (tabell 5.10). Tabellverdiene viser SO₂-utslippene på Union og på Herøyaområdet dominerer bidraget til SO₂-forurensninger i området både når det gjelder langtidsmiddelveier, standardavvik og maksimalbidrag.

NEDRE TELEMARK (1km pr. rute)



Figur 5.1: Inndeling av SO₂-utslipp i kildegrupper og posisjonen av målestasjonene som påvirkes av kildegruppene.

Tabell 5.9: Kildegruppenes bidrag til middelkonsentrasjonen på de enkelte målestasjonene og i parentes standardavviket i tidsserien av kildegruppenes konsentrasjonsbidrag.
Enhet: $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

Målestasjon	Klyve	Georg Stangs gt	Nenset	Frednes	Ås
Kildegruppe*					
PK1	0,1 (0,2)	0,2 (0,5)	0,2 (0,5)	0,1 (0,2)	0,0 (0,1)
PK2	0,2 (0,4)	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	0,3 (0,6)	0,1 (0,2)
PK3	0,0 (0,1)	0,0 (0,1)	0,0 (0,1)	0,0 (0,2)	0,1 (0,3)
PK4	2,0 (5,4)	0,7 (2,4)	0,9 (3,2)	2,3 (10,8)	2,6 (6,8)
PK5	2,6 (5,1)	9,2 (21,8)	5,5 (12,8)	2,2 (4,4)	1,0 (2,3)
AK1	0,7 (1,1)	3,0 (3,9)	1,3 (2,3)	0,4 (0,9)	0,2 (0,4)
AK2	1,2 (2,3)	0,3 (0,7)	1,6 (2,3)	5,6 (6,8)	0,8 (1,3)
AK3	0,1 (0,2)	0,0 (0,1)	0,1 (0,2)	0,2 (0,4)	0,5 (0,7)
Sum	6,9 + 4**	13,5 + 4**	9,8 + 4**	11,1 + 4**	5,3 + 4**

* Definisjonen av kildegruppene er vist i figur 5.1.

** Middelerdien av bakgrunnskonsentrasjonen i vinterperioden.

Tabell 5.10: Kildegruppenes maksimalbidrag til timekonsentrasjonen på målestasjonene.
Enhet: $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

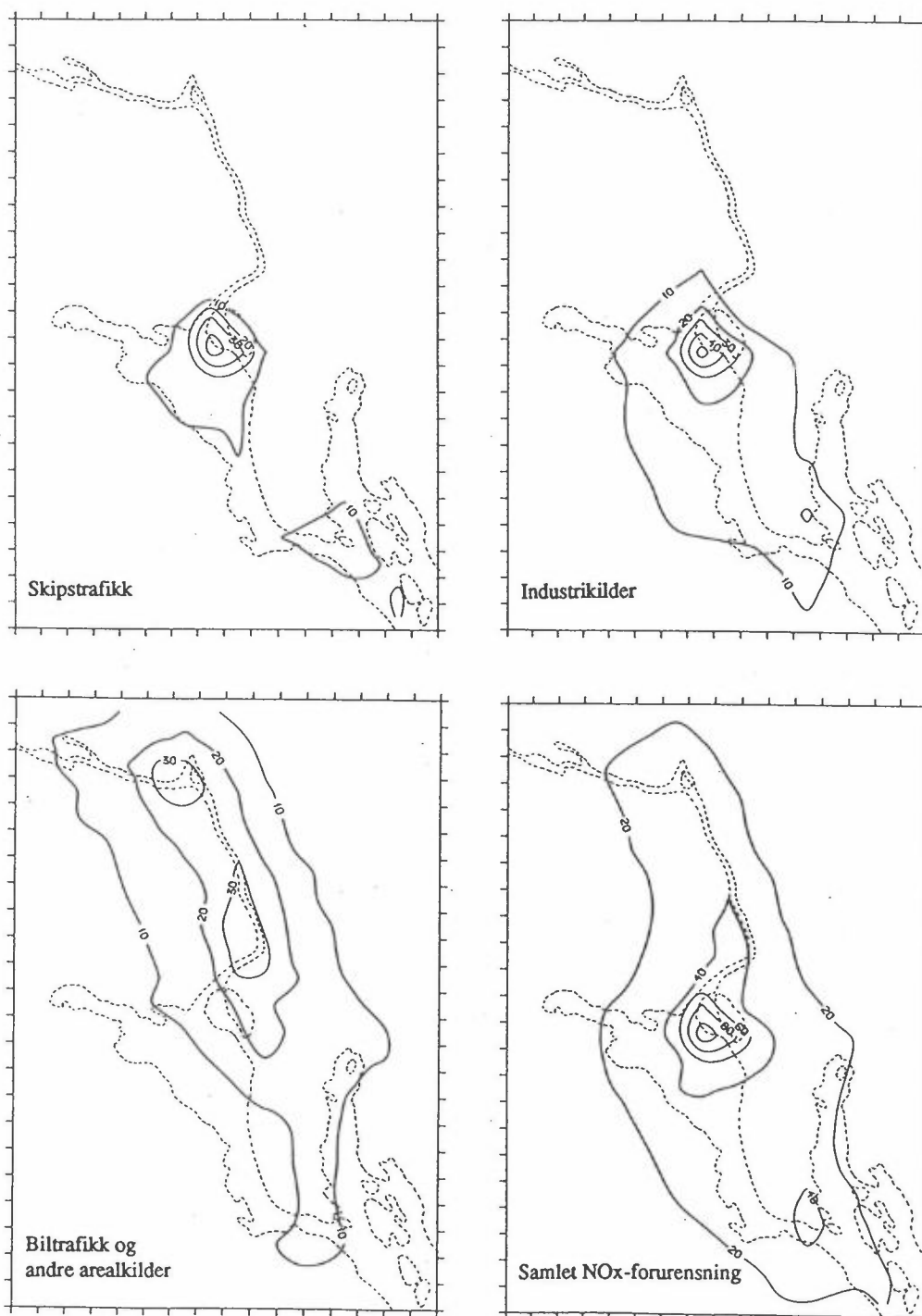
Målestasjon	Klyve	Georg Stangs gt	Nenset	Frednes	Ås
Kildegruppe*					
PK1	2,2	7,0	4,5	1,6	0,8
PK2	3,9	2,5	6,2	3,8	2,3
PK3	1,1	0,9	1,2	1,7	3,2
PK4	45,6	27,8	38,4	224,3	74,7
PK5	38,1	298,9	174,0	27,9	16,3
AK1	12,1	30,3	18,5	8,4	3,6
AK2	27,8	7,7	21,7	69,0	13,2
AK3	1,8	1,2	2,3	3,6	7,0
Bakgrunn	33,8	33,8	33,8	33,8	33,8

* Definisjon av kildegruppene er vist i figur 5.1.

I tillegg fører arealkildene nærmest de enkelte målestasjonene til et merkbart konsentrasjonsbidrag. For stasjonen Nenset som ligger på grensen mellom to arealkilder betyr begge arealkildene omtrent like mye for middelkonsentrasjonene.

5.2.2 RESULTATER FOR NO_x

Figur 5.2 viser bidraget fra ulike kildegrupper til midlere NO_x-konsentrasjoner i området.



Figur 5.2: Beregnet fordeling av forskjellige kildegrupper bidrag til midlere NO₂-konsentrasjoner i Grenland i perioden 22.1. -27.2.1988. Enhet: $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$.

Bidraget fra forskjellige kildegrupper til langtidsmiddelkonsentrasjonen for NO_x er vist i figur 5.2. Figuren viser at industrikildene og skipstrafikken forårsaker de høyeste NO_x -konsentrasjonene i den sørlige delen av området. Biltrafikken og andre arealkilder har størst betydning nær bysentrene i Skien og Porsgrunn. I tillegg til den romlige fordelingen som er beskrevet i km^2 -rutene har biltrafikken normalt dominerende innflytelse på NO_x -konsentrasjonen nær sterkt trafikkerte veier.

6 VURDERING AV DATAGRUNNLAGET FOR BESTEMMELSE AV EKSPONERING

Timesvise konsentrasjonsverdier målt på fem målestasjoner for NO_x , NO_2 og SO_2 er benyttet som primærdata for å beskrive tidsvariasjonen i luftkvalitet i beregningsområdet.

Valget av målestasjonenes lokalisering er basert på:

- avstand til nærmeste forurensningskilde for å unngå at nærliggende utslipp skal føre til lite representative målinger.
- oppholdsstedene til deltakerne i helseundersøkelsen
- lokaliseringen av hovedkildene til forurensninger i området.

I tillegg til primærkomponentene er det utført målinger for å angi timevise variasjoner i konsentrasjonen av små partikler på tre stasjoner og av ozon på to stasjoner. SO_2 -konsentrasjonene er av størst betydning i Skien-området som følge av nærliggende industrikilder.

Flere kildegrupper bidrar til forurensninger av nitrogenoksider og de høyeste konsentrasjonene forekommer langs veier med stor trafikk. Høye konsentrasjoner forekommer også i maksimalsonen på lesiden av de store enkeltkildene. Maksimalsonen endrer

posisjon med variasjonene i vindretningen. I disse områdene kan konsentrasjonsgradienter i tid og rom være av stor betydning for beskrivelsen av deltakernes konsentrasjonseksposering.

Timevise data for utslipp er benyttet til spredningsberegninger av timevise konsentrasjonsverdier i km²-ruter. Primærkomponentene har flere kildegrupper.

Timevise beregninger av Cl-konsentrasjonene basert på spredningsdata og på månedsmidlere utslippsdata kan brukes som en indikator på hvilke områder som kan påvirkes av Herøya-plumer til enhver tid.

Utslipp av klor (Cl) bidrar til oksidasjonen av SO₂ til sulfat og kan også bidra til lokal utvikling av oksidanter. Ozondannelse på grunn av lokale utslipp er vanligvis av mindre betydning sammenlignet med bakgrunnsverdier for ozon.

Bakgrunnsverdier for ozon påvirker den kjemiske overgangen fra NO til NO₂, som reduserer ozonkonsentrasjonen og øker NO₂-konsentrasjonen. Overgangen er det tatt hensyn til i beregningen av timevise NO₂-konsentrasjoner.

Timevise konsentrasjonsfordelinger i området bestemt ved spredningsberegninger og korrigert ved interpolasjon av forholdet mellom observert og beregnet konsentrasjonsverdi gir grunnlagsdata for å kvantifisere enkeltpersoners konsentrasjonseksposering. Den beregnede konsentrasjonsfordelingen justeres lokalt til målte konsentrasjoner på fem målestasjoner.

Fluktuasjoner i konsentrasjonsfeltet som et resultat av timevise variasjoner i utslipp og spredning eller som et resultat av konsentrasjonsfluktuasjoner innenfor en km² kan forårsake avvik mellom beregnede konsentrasjoner og observerte verdier fra målestasjonene.

Sannsynlighet for feil varierer i området, og maksimalavvikene finnes vanligvis i byområdene spesielt nær de største kildene.

Konsentrasjonsvariasjonen som er gitt ved variasjoner i beregningene i de ni nærmeste km²-rutene er foreslått som et første estimat på feilene i konsentrasjonsestimatene i km²-rutene.

Videre kan den maksimale gatekonsentrasjonen og den midlere puff-konsentrasjonen brukes som et uttrykk for mulige subgrid-variasjoner i konsentrasjonsfordelingene.

6 REFERANSER

Clench-Aas, J., Bøhler, T., Bakketeig, L.S., Haldorsen, T. og Hjort, N.L. (1986) Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensninger og helsevirkninger i Grenland - Prosjektskisse. Lillestrøm (NILU OR 35/86).

Gram, F., Knudsen, S. og Semb, A. (1990) Disdannende utslipp fra Hydro Porsgrunn 1985-1988. Lillestrøm (NILU OR 6/90).

Gram, F., Grønskei, K.E., Horntvedt, K., Hov, Ø., Isaksen, I.S.A. og Schjoldager, I. (1980) Fotokjemiske oksydanter i Grenland. Modellberegninger. Lillestrøm (NILU OR 1/80).

Gram, F. og Grønskei, K.E. (1990) Program EPISODE. Program for beregning av timeskonsentrasjoner over et område. Lillestrøm (NILU-rapport under utarbeidelse).

Grønskei, K.E. og Hesstvedt, E. (1976) Nitrogenoksyder, hydrokarboner og ozon i nedre Telemark. Estimer av utslipp, spredning og fotokjemiske reaksjoner. Lillestrøm (NILU OR 17/76).

Grønskei, K.E. (1989) Lokal forurensningsbelastning på grunn av utslipp til luft fra skip. Lillestrøm (NILU OR 75/89).

Grønskei, K.E., and Walker, S.E. (1990) Combined Statistical Methods and Dispersion Models. I: Research and development within the local air pollution group at NILU. Annual report 1989. Ed. by B. Sivertsen. Lillestrøm (NILU TR 6/90) 23-37.

Hagen, L.O. og Hoem, K. (1989) Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensninger og helsevirkninger i Grenland. Målinger av meteorologiske forhold og luftkvalitet. Lillestrøm (NILU OR 40/89).

- Hagen, L.O. (1989) Målinger av meteorologi og luftkvalitet. I: Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensninger og helsevirkninger i Grenland. Arbeid i felt, datainnsamling og klargjøring av data. Kapittel 4. Lillestrøm (NILU OR 57/89) s. 35-43.
- Hanna, S.R. (1987) A review of air quality model evaluation procedures. In: Proceedings of the WMO Conference on air pollution modelling and its application. Leningrad 1986. Vol. 1. (WMO/TD No. 187).
- Haugsbakk, I. og Grønskei, K.E. (1989) Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensninger og helsevirkninger i Grenland. Luftforurensende utslipp. Lillestrøm (NILU OR 7/89).
- Hov, Ø. (1983) Fotokjemiske oksidanter i nedre Telemark. Virkningen av klor. Lillestrøm (NILU OR 52/83).
- Irwin, J.S. (1983) Estimating Plume Dispersion - A Comparison of Several Sigma Schemes. J. Climate and Appl. Meteor., 22, 92-114.
- Johnsrud, M., Clench-Aas, J. og Haugen, G.B. (1989) Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensninger og helsevirkninger i Grenland. Arbeid i felt, datainnsamling og klargjøring av data. Lillestrøm (NILU OR 57/89).
- Joranger, E., Henriksen, A. og Hesthagen, T. (1989) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 375/89).
- Larssen, S. (1982) Norske data. I: Nordisk beregningsmetode for bilavgasser. Rapport fra nordisk seminar, Vetre 1981. Lillestrøm (NILU OR 29/82).
- Petersen, W.B. (1980) Users guide for HIWAY-2: A highway air pollution model. Research Triangle Park, NC, Environmental Protection Agency (EPA-600/8-80-018).
- Semb, A. (1984) Disdannelse i Grenland. Lillestrøm (NILU OR 51/84).

Siem, H. og Skogvold, O.F. (1981) Helseundersøkelsen i Grenland 1979. En sammenligning av luftforurensning og helse i Porsgrunnområdet og Larvikområdet. Lillestrøm (NILU OR 34/81).

Venkatram, A., Strimaitis, D. and Dicristofaro, D. (1984) A semiempirical model to estimate vertical dispersion of elevated releases in the stable boundary layer. Atmos. Environ., 18, 923-928.

APPENDIX A

DISPERSION CALCULATIONS IN A THREE LEVEL GRID

Knut Erik Grønskei

TABLE OF CONTENTS		Page
A1	INTRODUCTION	123
A2	MODEL DESCRIPTION	124
A3	REFERENCES	135

DISPERSION CALCULATIONS IN A THREE LEVEL GRID

A1 INTRODUCTION

In Grenland located in southern Norway, a combination of industrial emissions and urban activities may cause episodes with high pollution concentrations. To clarify the concentration contributions from different groups of sources to the pollution distribution within the area, a model describing dispersion effects on different scales was developed. This chapter describes the dispersion model used to provide data for the estimation of hour to hour exposure to air pollution in the area.

Different spatial scales had to be considered, i.e., effects on the regional scale were taken into consideration by the definition of boundary values of a three level grid model (each level consisting of 16 x 23 gridpoints with a grid distance of 1 km). Large point-sources were considered by a puff model in this grid system. Individual puffs were tracked until their spatial scale became comparable with the grid distance horizontally or vertically. The mass of pollutants was then added to the average value for the grid element where the puff was located. To differentiate between high and low-level sources, 3 levels were used for vertical resolution below the mixing height. A surface layer model could be used to account for the profiles close to the surface and for dry deposition. A street/road model was used to account for the pollution levels along streets.

A2 MODEL DESCRIPTION

General description

The dispersion is partly caused by the time variation of the wind field and partly by turbulent exchange. For each of the pollution components, the following equation is solved:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = \underbrace{\vec{V}_h \cdot \nabla_h c_i}_{\text{I}} - w \underbrace{\frac{\partial c_i}{\partial z}}_{\text{II}} - \underbrace{\frac{\partial (w'c')}{\partial z}}_{\text{III}} - \underbrace{\nabla_h \cdot (v_h'c')}_{\text{IV}} + \underbrace{R_i}_{\text{V}} + \underbrace{Q_i}_{\text{VI}} \quad (\text{A.1})$$

Processes to be considered in the model are:

- I horizontal advection, $\vec{V}_h \cdot \nabla_h c_i$
- II vertical advection, $w \frac{\partial c_i}{\partial z}$
- III turbulent exchange vertically, $\frac{\partial (w'c')}{\partial z}$
- IV turbulent exchange horizontally, $\nabla_h \cdot (v_h'c')$
- V chemical reactions (sinks or sources), R_i
- VI emission, Q_i

Advection

Wind measurements close to the ground are used to define a two-dimensional windfield for level 1 found by an interpolation procedure (see Appendix B) using hourly measurements from four windstations.

$$\vec{V}_1(\vec{r}) = a_1 \vec{V}(\vec{r}_1) \frac{|\vec{r}-\vec{r}_1|^{-1}}{|\vec{r}-\vec{r}_1|} + a_2 \vec{V}(\vec{r}_2) \frac{|\vec{r}-\vec{r}_2|^{-1}}{|\vec{r}-\vec{r}_2|} + a_3 \vec{V}(\vec{r}_3) \frac{|\vec{r}-\vec{r}_3|^{-1}}{|\vec{r}-\vec{r}_3|} - a_4 \vec{V}(\vec{r}_4) \frac{|\vec{r}-\vec{r}_4|^{-1}}{|\vec{r}-\vec{r}_4|} \quad (\text{A.2})$$

$$\left. \begin{array}{l} \vec{V}(\vec{r}_1) \\ \vec{V}(\vec{r}_2) \\ \vec{V}(\vec{r}_3) \\ \vec{V}(\vec{r}_4) \end{array} \right\} \text{observed velocities at four gridpoints}$$

a_1 and $|\vec{r}-\vec{r}_1|$ } factors of proportionality (a_k) and $|\vec{r}-\vec{r}_k|$
 a_2 and $|\vec{r}-\vec{r}_2|$ } is the distances between the points of
 a_3 and $|\vec{r}-\vec{r}_3|$ } wind interpolation (\vec{r}) and the respective
 a_4 and $|\vec{r}-\vec{r}_4|$ } points of wind measurements (\vec{r}_k).

The vertical wind component is defined by requiring a three dimensional non-divergent and mass consistent wind field in each level (k).

$$\nabla_h \cdot \vec{V}_k = - \frac{\partial W}{\partial Z} \quad k = 1, 2, 3 \quad (\text{A.3})$$

In the upper level (level three) homogeneous wind according to sodar measurements (\vec{r}_s) is used for advection calculations.

$$\vec{V}_3 = \vec{V}(\vec{r}_s) \quad (150 \text{ m}) \quad (\text{A.4})$$

In level two the following wind field is used for advection calculations.

$$\vec{V}_2 = \frac{1}{2} (\vec{V}_1 + \vec{V}_3) \quad (\text{A.5})$$

Sodar measurements of wind direction and wind speed at the height of 150 m are used to describe the homogeneous wind field in level three. The vertical turbulence intensity measured at levels between the layers are used in addition to the definition of the Brunt-Vaisälä frequency close to ground level.

Description of the diffusion process

Mean concentration distribution as a result of dispersion may be approximated by a Gaussian plume formulae. For the standard

deviation in the vertical pollution distribution (σ_z) the following formulae applies

$$\sigma_z = \frac{\sigma_w t}{(1 + t/2T_L)^{1/2}} \quad (\text{A.6})$$

$$\frac{d\sigma_z}{dt} = \sigma_z \frac{4T_L + t}{t(4T_L + 2t)} \quad (\text{A.7})$$

σ_z : the standard deviation in the vertical pollution distribution

t : advection time

T_L : the Lagrangian time scale defined as a function of the turbulence intensity and the scale of turbulence elements (l)

$$T_L \stackrel{\text{def}}{=} \frac{l}{\sigma_w}$$

l : the scale of turbulence

σ_w : standard deviation of vertical velocity component.

Venkatram (1984) describes the scale of turbulence (l) in the following way

$$\frac{1}{l} = \frac{1}{l_n} + \frac{1}{l_s} \quad (\text{A.8})$$

$$l_n = \alpha z_r \quad \text{provided } z_0 \ll z_r$$

$$l_s = \gamma^2 \frac{\sigma_w}{v_s} \quad \text{and } H \ll z_r$$

$$\gamma = 0.52, \quad \alpha = 0.36$$

$$v_s = \left(\frac{g}{\theta} \frac{d\theta}{dz} \right)^{0.5}$$

- l_n : the scale of turbulence for neutral atmospheric conditions
 l_s : the scale of turbulence for stable atmospheric conditions
 z_r : plume height above ground level
 z_0 : surface roughness
 H : mixing height
 ν_s : Brunt-Vaisälä frequency
 g : acceleration of gravity
 θ : potential temperature

Finite difference approximation of the vertical exchange process

The dispersion conditions vary with height above the ground and this variation may be important for description of the exchange processes.

For local exchange between each of the layers the description formulated in Eq. A5-A8 is used. Within the gridsystem dispersion of the pollution clouds is treated as follows:

$$\Delta z = 2 \sqrt{\frac{2}{\pi}} \sigma_z \quad (\text{A.9})$$

$$\frac{d(\frac{\Delta z}{2})}{dt} = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{d\sigma_z}{dt}$$

- t_0 : the virtual advection time necessary to reach a plume magnitude corresponding to the grid distance in the vertical direction.

Using Eq. A.6 and A.9 t_0 is found

$$t_0 = \frac{\sqrt{\frac{\pi}{2}} \frac{\Delta z}{2}}{\sigma_w 4T_L} + \frac{\sqrt{\frac{\pi}{2}} \frac{\Delta z}{2}}{\sigma_w} \left(\frac{\pi}{32} \frac{\Delta x^2}{\sigma_w 16T_L^2} + 1 \right)^{0.5} \quad (\text{A.10})$$

The flux between the first and the second layer (F_{12}) scaled by the concentration difference reads

$$\frac{F_{12}}{(C_2 - C_1)} = \int_{t_0}^{t_0 + \Delta t} \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{d\sigma_z}{dt} dt = \sqrt{\frac{2}{\pi}} [\sigma_z(t_0 + \Delta t) - \sigma_z(t_0)] \quad (\text{A.11})$$

Corresponding equations are found for the flux between the other layers.

Finite differences

The finite difference system is made mass-consistent in three dimensions by considering advective and turbulent fluxes from one grid cell to the next. The upwind finite difference approximation is used for the advection term formulated in divergent form

$$\nabla_n \cdot (\vec{v}c)_{i,j,k} + \frac{\partial (wc)}{\partial z}_{i,j,k} \approx \nabla_h \cdot (\vec{v}c)_{i,j,k} + \frac{\Delta (wc)_{i,j,k}}{\Delta z_k}$$

∇_h : finite difference formulation of the horizontal gradient operator:

$$\nabla_h \cdot (\vec{v}c)_{i,j,k} = (F_{i+0.5,j,k} - F_{i-0.5,j,k} + F_{i,j+0.5,k} - F_{i,j-0.5,k}) / \Delta x$$

F: Horizontal advective fluxes between grid squares.

Boundary conditions: When $i > i_m$ or $i < 1$ or $j > j_m$ or $j < 1$ then $c_{i,j} = c_0$. The wind at the boundary is used.

For all k-values the following approximation for the horizontal advection fluxes applies:

$$\begin{aligned}
&\text{when } u_{i+0.5,j} > 0 \text{ then } F_{i+0.5,j} = u_{i+0.5,j} \cdot C_{i,j} \\
&\text{when } u_{i+0.5,j} < 0 \text{ then } F_{i+0.5,j} = u_{i+0.5,j} \cdot C_{i+1,j} \\
&\text{when } v_{i,j+0.5} > 0 \text{ then } F_{i,j+0.5} = v_{i,j+0.5} \cdot C_{i,j} \\
&\text{when } v_{i,j+0.5} < 0 \text{ then } F_{i,j+0.5} = v_{i,j+0.5} \cdot C_{i,j+1} \\
&\text{when } u_{i-0.5,j} > 0 \text{ then } F_{i-0.5,j} = u_{i-0.5,j} \cdot C_{i-1,j} \\
&\text{when } u_{i-0.5,j} < 0 \text{ then } F_{i-0.5,j} = u_{i-0.5,j} \cdot C_{i,j} \\
&\text{when } v_{i,j-0.5} > 0 \text{ then } F_{i,j-0.5} = v_{i,j-0.5} \cdot C_{i,j-1} \\
&\text{when } v_{i,j-0.5} < 0 \text{ then } F_{i,j-0.5} = v_{i,j-0.5} \cdot C_{i,j} \\
&u_{i+0.5,j} = 0.5 \cdot (u_{i+1,j} + u_{i,j}) \\
&u_{i-0.5,j} = 0.5 \cdot (u_{i,j} + u_{i-1,j}) \\
&v_{i,j+0.5} = 0.5 \cdot (v_{i,j+1} + v_{i,j}) \\
&v_{i,j-0.5} = 0.5 \cdot (v_{i,j} + v_{i,j-1})
\end{aligned}$$

Boundary conditions when $i > i_m$ or $i < 1$ or $j > j_m$ or $j < 1$: no gradients in the velocity components are considered.

The following approximation applies for the vertical velocity (based on three dimensional air movements divergence). At the ground the vertical velocity is zero.

The divergence $\nabla_h \cdot \vec{V}_{i,j,k}$ is based on the same finite difference system as for divergence of air pollution fluxes assuming constant concentration values i.e.

$$\nabla_h \cdot (\vec{V})_{i,j,k} = 0.5 (u_{i+1,j,k} - u_{i,j,k} + v_{i,j+1,k} - v_{i,j-1,k}) / \Delta x$$

$$w_{i,j,0.5} = 0.0$$

$$w_{i,j,1.5} = -\Delta z_1 \nabla_h \cdot (\vec{V})_{i,j,1}$$

$$w_{i,j,2.5} = w_{i,j,1.5} - \Delta z_2 \nabla_h \cdot (\vec{V}_h)_{i,j,2}$$

$$w_{i,j,3.5} = w_{i,j,2.5} - \Delta z_3 \nabla_h \cdot (\vec{V}_h)_{i,j,3}$$

Boundary condition: Zero gradients in velocity components along the boundary.

Mass consistency has been the main reason for selecting the presented finite difference approximation.

The finite difference approximation including the boundary values preserves a constant pollution field, and the mass of pollution emitted into the system. Comparing observed and measured concentration values errors as a result of the numerical diffusion process should be considered. The importance of numerical diffusion should be considered along with the accuracy of local wind estimates.

Figure A1: The vertical structure of the three-level model.

	z ↑	Turbulent exchange with the background atmosphere
Layer 3	(m) $\Delta z_3 = 100 \text{ m}$	
Layer 2	$\Delta z_2 = 50 \text{ m}$	
Layer 1	$\Delta z_1 = 50 \text{ m}$ Emission from low level sources	
		Dry deposition

Vertical exchange

It is assumed that the air layer between the first and second level grows according to Eq. A.11, causing an exchange of pollution. The exchange will be proportional to the difference in concentration between the levels. The third layer also exchanges pollution with the background air above the mixing height. The following fluxes are calculated:

$$F_0 : \text{Dry deposition to the ground} \quad (\text{A.12})$$

$$F_{1-2} : \left(\frac{d\bar{z}}{dt}\right)_{1-2} \cdot (C_2 - C_1) \text{ from Layer 1 to Layer 2}$$

$$F_{2-3} : \left(\frac{d\bar{z}}{dt}\right)_{2-3} \cdot (C_3 - C_2) \text{ from Layer 2 to Layer 3}$$

$$F_{3-b} : \left(\frac{d\bar{z}}{dt}\right)_{3-b} \cdot (C_b - C_3) \text{ from Layer 3 to the background atmosphere}$$

Sodar measurements of vertical wind fluctuations and temperature at two levels are used as input data for calculating pollution exchange between the layers using the Eq. A.6, A.10 and A.11.

The characteristic parameters of the surface layer u_* , θ_* and L are determined by an iteration process. Bussinger's (1973) empirically determined universal functions are used.

Horizontal exchange

Measurements of horizontal wind fluctuations are used to estimate horizontal mixing. The scheme suggested by Irwin (1983) was used for the point source emissions.

$$\sigma_y = \sigma_v \cdot t \cdot f_y \quad (\text{A.13})$$

σ_y : standard deviation of the pollution distribution perpendicular to the wind direction

σ_v : standard deviation of the fluctuations in the horizontal crosswind component.

$$f_y = 1.0 / (1 + a(t/t_0)^{0.5})$$

$$a = 0.9$$

$$t_0 = 1000 \text{ s}$$

t : advection time in seconds

The standard deviation of horizontal wind fluctuations (σ_v) is used with the wind speed and the grid distance to define a horizontal turbulent exchange coefficient, K_h , describing the

dispersion effect of turbulence elements smaller than the grid distance, Δx . The following formula is used:

$$\frac{\partial}{\partial x}(u'C') + \frac{\partial}{\partial y}(v'C') = K_h \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) \quad (\text{A.14})$$

Near point sources the dispersion is described by following the movements of "puffs". The initial dimensions of a puff is given from the stack diameter when the source is a high stack. When a low source is influenced by nearby buildings the dimensions of these are used. The horizontal dimension of the puff increases according to the formula A.13. To ensure correspondence between the formulae the following requirement was applied for the determination of the horizontal diffusion in the grid system

$$K_y = \frac{1}{2} \frac{d(\sigma_y^2)}{dt} \quad (\text{A.15})$$

i.e.

$$K_y = \sigma_\theta^2 u(z) \Delta x \quad (\text{A.16})$$

σ_θ : The standard deviation in the variation in wind direction

$u(z)$: Wind speed as a function of height

Δx : Grid distance

The particles or puffs are growing until their horizontal (σ_y) or vertical (σ_z) standard deviation is equal to half the grid distance. The mass of pollution that follows the puff is then mixed in the grid element where the puff is located.

Boundary conditions

In calculating vertical exchange, dry deposition may be taken into account as a lower boundary condition. At the upper boundary, a flux of pollution out of the system is made

proportional to the concentration in the upper layer. The factor of proportionality may change with time of day.

In the horizontal, the concentrations along the lateral boundaries may be determined by long range transport calculations.

The deposition of gas to the ground, and in similar way the evaporation of a gas from the ground, is often discussed in terms of the resistance of the boundary layer to vertical pollution exchange. The resistance, r , is the inverse of the velocity of deposition V_g :

$$r = V_g^{-1} = \frac{\text{concentration difference}}{\text{flux}}$$

The total resistance is further divided into three parts

$$r = r_a + r_b + r_s \quad (\text{A.17})$$

where

$$\begin{aligned} r_a &= \text{aerodynamic resistance in free air} \\ r_b &= \text{boundary layer resistance} \\ r_s &= \text{surface resistance} \end{aligned}$$

The characteristic turbulence parameters for the atmospheric surface layer may be used to specify the aerodynamic resistance. The surface resistance is dependent on the chemical affinity between the ground and the gas. The boundary resistance is dependent on diffusion processes close to the ground, where the atmospheric surface layer theory does not apply.

For the constant flux layer of the atmosphere, the following equation may be written

$$c_* u_* = K_z \frac{\partial C}{\partial z} \quad (\text{A.18})$$

where

c = pollution concentration.

u_* = friction velocity.

c_* = flux of pollution divided by the friction velocity.

Eq. A.18 may be used to calculate the variation of concentration with height in a stable atmosphere:

$$c(z) - c_0 = c_* \left(2.1 \ln \frac{z}{z_0} + 13.4 \left(\frac{z - z_0}{L} + \frac{z_0}{L} \ln \frac{z}{z_0} \right) \right) \quad (\text{A.19})$$

Empirical description of the turbulent transfer in the atmospheric surface layer (Businger, 1973) has been used to determine the Monin-Obukhov length L and the friction velocity u_* where

$$c_* = (c - c_0) / f(z, z_0, L)$$

when

$$f(z, z_0, L) = \left(2.1 \ln \frac{z}{z_0} + 13.4 \left(\frac{z - z_0}{L} + \frac{z_0}{L} \ln \frac{z}{z_0} \right) \right) \quad (\text{A.20})$$

In this study the dry deposition have been found to be of minor importance during periods with normal dispersion conditions. In correspondance with Eq. A.18 $C_* u_* = (c - c_0) u_* / f(z, z_0, L)$ A.20 where

$$r_a = f(z, z_0, L) / u_*$$

Further:

$$\frac{c_0}{r_b + r_s} = u_* c_* = (c - c_0) u_* / f(z, z_0, L) \quad (\text{A.21})$$

Similar equations may be written for an unstable atmosphere. In this case vertical exchanges in the atmosphere are most effective, and the boundary layer and surface resistance often limit dry deposition ($r_b + r_s \gg r_a$). Deposition velocity of the order

of 1 cm/s becomes important when the model keeps track of the pollution during several hours.

Dry deposition may be considered for SO_2 , NO, NO_2 , O_3 and aerosols. The deposition velocities are determined by measurements. To consider emissions from natural sources, Eq. A.20 may also be used. To determine the emissions from a homogeneous area, it is necessary to measure concentrations at two levels, as well as parameters determining the aerodynamic resistance.

The following empirically determined values for dry deposition given by McMahon and Denison (1979) are used as maximum values for Level 1 in the model:

$$V_{\max} = \frac{1}{r_b + r_s} \quad (\text{A.22})$$

For O_3 : $V_{\max} = 0.6$ cm/s

For NO : $V_{\max} = 0.1$ cm/s

For NO_2 : $V_{\max} = 0.2$ cm/s

When $r_a \gg r_b + r_s$, it is the turbulent flux in the surface layer that determines dry deposition.

A3 REFERENCES

- Businger, J.A. (1973) Turbulent transfer in the atmospheric surface layer. In: Workshop on Micrometeorology, D.A. Haugen, ed. Boston, Amer. Meteor. Soc., pp. 67-98.
- Irwin, J.S. (1983) Estimating Plume Dispersion - A Comparison of Several Sigma Schemes. J. Climate and Appl. Meteor., 22, 92-114.
- McMahon, T.A. and Denison, P.J. (1979) Review paper, Empirical atmospheric deposition parameters. A survey. Atmos. Environ., 13, 571-585.

Venkatram, A., Strimaitis, D. and Dicristofaro, D. (1984) A Semiempirical model to estimate vertical dispersion of elevated releases in the stable boundary layer. Atmos. Environ., 18, 923-928.

APPENDIX B

INTERPOLATION OF WIND MEASUREMENTS

Sam-Erik Walker

TABLE OF CONTENTS		Page
B1	INTRODUCTION	141
B2	THE INTERPOLATION METHOD	141
B3	REFERENCES	154

INTERPOLATION OF WIND MEASUREMENTS

B1 INTRODUCTION

As input to the model calculations it was necessary to develop a method for computing a windfield for the grid by use of measurements of wind speed and wind direction given at a few locations in the area.

Hourly data of wind speed and wind direction were available at four stations: Rafnes, Union Skien, Nenset and Ås, during the winterperiod (3.1.88 - 15.3.88), and during the summerperiod (18.4.88 - 24.6.88). At Rafnes, Union Skien and Nenset the measuring devices were of type Woelfle. At Ås an AWS (Automatic Weather Station) was used.

The location of the wind measuring stations is shown in figure 1.1 of the main report.

B2 THE INTERPOLATION METHOD

Let Ω denote the 16x23 km area in Grenland, and let n denote the number of wind measuring stations. Here $n=4$.

Wind speed and wind direction data were first converted to u - and v components, with u -component being along the x -axis (east- west), and the v -component along the y -axis (north-south).

On the basis of hourly measured u - and v -components of wind at the measuring stations, a 16x23 windfield is generated as input to the dispersion calculations.

The method is based on statistical interpolation (ordinary kriging) of components u, v at the stations. These are thus viewed as realisations of regionalized stochastic variables u and v .

The method is only shortly described here. For a more detailed description of kriging, see Journel & Huijbregts (1981).

Since preliminary investigation showed that cross-covariances between u - and v -components of wind at the different stations were quite small in magnitude (being almost zero), it was decided to interpolate u - and v -components separately.

Let i, j denote a gridpoint, and let $u_k(t)$ and $v_k(t)$ denote measured u - and v -components at time t for station k . The u - and v -component of wind are estimated at the point i, j by:

$$\hat{u}_{i,j}(t) = \sum_{k=1}^n W_{i,j}^u(k) u_k(t) \quad (\text{B.1u})$$

$$\hat{v}_{i,j}(t) = \sum_{k=1}^n W_{i,j}^v(k) v_k(t) \quad (\text{B.1v})$$

where $W_{i,j}^u(k)$ ($W_{i,j}^v(k)$) denotes the weight for station k at gridpoint i, j , $i, j \in \Omega$. Under ordinary kriging the following constraints are imposed on the weights for each gridpoint i, j

$$\sum_{k=1}^n W_{i,j}^u(k) = 1 \quad (\text{B.2u})$$

$$\sum_{k=1}^n W_{i,j}^v(k) = 1 \quad (\text{B.2v})$$

Thus, for each gridpoint the sum of weights over the measuring stations is equal to 1.

Due to the constraints (B.2), the interpolation method will be unbiased for homogeneous (expected) windfields.

If u_k and v_k denote the u- and v-component of wind at station k , viewed as stochastic variables, and if u_{ij} denote the corresponding components of wind at gridpoint i,j , the expected squared error in estimating wind at gridpoint i,j is given by

$$E_{ij}^2 = E[u_{ij} - \hat{u}_{ij}]^2 = E[u_{ij} - \sum_{k=1}^n W_{ij}^u(k) u_k]^2 \quad (\text{B.3u})$$

$$E_{ij}^2 = E[v_{ij} - \hat{v}_{ij}]^2 = E[v_{ij} - \sum_{k=1}^n W_{ij}^v(k) v_k]^2 \quad (\text{B.3v})$$

The weights are computed by minimizing expressions B.3u and B.3v taking into consideration constraints B.2u and B.2v respectively.

Written out more explicitly Eq. B.3u reads

$$E_{ij}^2 = E u_{ij}^2 - 2 \sum_{k=1}^n W_{ij}^u(k) E(u_{ij} \cdot u_k) + \sum_{k=1}^n \sum_{l=1}^n W_{ij}^u(k) W_{ij}^u(l) E(u_k u_l) \quad (\text{B.4u})$$

From now on only development of expressions for u is considered. Similar expressions for the v-component can be obtained analogously. By removing the term $E u_{ij}^2$ in Eq. B.4u (which is independent of the weights), and introducing covariances we obtain

$$F_{ij}^2 = \sum_{k=1}^n \sum_{l=1}^n W_{ij}^u(k) W_{ij}^u(l) (\text{cov}(u_k, u_l) + E u_k E u_l) - 2 \sum_{k=1}^n W_{ij}^u(k) (\text{cov}(u_{ij}, u_k) + E u_{ij} E u_k). \quad (\text{B.5u})$$

The expression for F_{ij}^2 in Eq. B.5u is identical to the expression for E_{ij}^2 in Eq. B.4u except for the constant term $E u_{ij}^2$. Since this constant term does not influence on the optimal weights, Eq. B.5u can alternatively be minimized under the constraint B.2u in order to find the weights.

It can be shown that under an assumption of expected homogeneous windfield (for which the method will be unbiased), weights for u can be equivalently computed as the minimum of \tilde{F}_{ij} for each gridpoint i,j

$$\tilde{F}_{ij}^2 = \sum_{k=1}^n \sum_{l=1}^n W_{ij}^u(k) W_{ij}^u(l) \sigma_{k,l}^u - 2 \sum_{k=1}^n W_{ij}^u(k) \sigma_{ij,k}^u \quad (\text{B.6u})$$

where $\sigma_{k,l}^u$ denotes covariance between u -components at stations k and l , and where $\sigma_{ij,k}^u$ denotes covariance between u -components at gridpoint i,j and station k . The covariances $\sigma_{k,l}$ can be computed from data.

Since u and v are not observed at gridpoints, covariances between stations and gridpoints can not be directly estimated from data. Instead we use extrapolation from estimated "between-station" covariances through the use of a covariance function $C(h)$, where h denotes spatial distance. (This is the usual assumption in kriging interpolation.) If a function class for $C(h)$ is selected the covariances between wind observations can be used to estimate the shape of the function, and the function subsequently used to provide values for covariances between stations and gridpoints.

Using a covariance function $C^u(h)$ for the u -component, Eq. B.6u reads

$$G_{ij}^2 = \sum_{k=1}^n \sum_{l=1}^n W_{ij}^u(k) W_{ij}^u(l) C^u(h_{k,l}) - 2 \sum_{k=1}^n W_{ij}^u(k) C^u(h_{ij,k}) \quad (\text{B.7u})$$

where $h_{k,l}$ denotes the distance between stations k and l , and where $h_{ij,k}$ denotes the distance between gridpoint i,j and station k . Now Eq. B.7u is to be minimized under the constraint B.2u.

Let T denote the number of observations (u - components) available at each station. Covariance between stations k and l is calculated by

$$\hat{\sigma}_{p q ; a}^u = \frac{2a+1}{2a(T-2a)} \sum_{t=a+1}^{T-a} (u_k(t) - \hat{\mu}_k(t;a)) (u_l(t) - \hat{\mu}_l(t;a)) \quad (\text{B.8u})$$

where $\hat{\mu}_s(t;a)$ is an estimated smoothed value of $u_s(t)$ based on $2a+1$ -point moving average

$$\hat{\mu}_s(t;a) = \frac{1}{2a+1} \sum_{\tau=t-a}^{t+a} u_s(\tau), \quad s=k, l \quad (\text{B.9u})$$

Expression B.8u and B.9u can be viewed as a generalisation of the variate difference method given in Kendall and Stuart, (1983), where it is used to estimate variance of timeseries.

In the calculations we have used $a=1$ (three point moving average).

Spatial covariances have been estimated for each component and for each period separately. Results of these calculations for the winter period and the summer period are given in tables B.1 and B.2, respectively.

Data in table B1 is based on data from the period 22.1.88-29.2.88, a total of 935 observations.

Data in table B2 is based on data from the period 19.4.88 - 8.6.88, a total of 1224 observations.

Based on the calculated covariances, a covariance function is adjusted to the data. Here, an exponential function has been used

$$C(h) = C(0) \exp(-h/I) \quad (\text{B.10})$$

Table B1: Estimated covariances between measured u- and v-components of wind at the stations during the winter-period.
Unit: m/s

	Dist. (km)	Cov. (u_k, u_l)	Cov. (v_k, v_l)	$\hat{\sigma}_{k,l}^u$	$\hat{\sigma}_{k,l}^v$
Rafnes-Rafnes	0.0	0.24	0.25	0.21	0.19
Union-Union	0.0	0.20	0.16	0.21	0.19
Nenset-Nenset	0.0	0.12	0.11	0.21	0.19
Ås-Ås	0.0	0.27	0.24	0.21	0.19
Union-Nenset	3.7	0.05	0.04	0.08	0.05
Rafnes-Ås	4.9	0.06	0.02	0.06	0.03
Rafnes-Nenset	7.7	0.03	0.02	0.03	0.01
Nenset-Ås	9.1	0.02	0.02	0.02	0.01
Rafnes-Union	10.6	0.03	0.00	0.01	0.00
Union-Ås	12.8	0.03	0.01	0.01	0.00

COV (u_k, u_l): Covariance between measurement of wind component at two wind stations.

$\hat{\sigma}_{k,l}^u$: Covariances based on a smoothing of wind component.

Table B2: Estimated covariances between measured u- and v-components of wind at the stations during the summer period. Unit: m/s

	Dist. (km)	Cov. (u_k, u_l)	Cov. (v_k, v_l)	$\hat{\sigma}_{k,l}^u$	$\hat{\sigma}_{k,l}^v$
Rafnes-Rafnes	0.0	0.34	0.34	0.29	0.27
Union-Union	0.0	0.25	0.26	0.29	0.27
Nenset-Nenset	0.0	0.17	0.17	0.29	0.27
Ås-Ås	0.0	0.39	0.32	0.29	0.27
Union-Nennset	3.7	0.06	0.06	0.08	0.05
Rafnes-Ås	4.9	0.07	0.02	0.05	0.03
Rafnes-Nenset	7.7	0.02	-0.01	0.02	0.01
Nenset-Ås	9.1	0.02	0.02	0.01	0.00
Rafnes-Union	10.6	0.03	0.01	0.01	0.00
Union-Ås	12.8	0.03	0.03	0.00	0.00

COV (u_k, u_l): Covariance between measurement of wind component at two wind stations.

$\hat{\sigma}_{k,l}^u$: Covariances based on a smoothing of wind component.

The parameters $C(0)$ and I are estimated from the data. The parameter $C(0)$ denotes covariance for zero distances i.e., variances. I is the functions integral scale. The parameters are estimated by the method of least squares.

Results of the adjustment are shown in table B3 and B4 for the winter and the summer period, respectively. Standard deviations obtained in estimating these parameters are given in parentheses.

Table B.3: Estimated values for $C(0)$ and I for the u- and v-component of wind during the winter period.
Unit of $C(0)$: m/s. Unit of I : km.

	$C^u(0)$	I
u	0.21 (.02)	3.85 (1.27)
v	0.19 (.02)	2.60 (1.11)

Table B.4: Estimated values for $C(0)$ and I for the u- and v-component of wind during the summer period.
Unit of $C(0)$: m/s. Unit of I : km.

	$C^v(0)$	I
u	0.29 (0)	2.91 (1.16)
v	0.27 (.02)	2.19 (.96)

The estimated covariance function for u was thus used in Eq. B.7u and similarly for v. The resulting optimization problem was solved by a routine in the NAG numerical algorithm library, NAG (1988).

The spatial distribution of interpolation weights for u and v for the winter and summer periods are shown in fig. B1-B4.

Optimal weights based on adjusted covariance functions are inserted into Eq. B.3u and B.3v giving the minimum predicted error function E_{ij}^* obtained by taking the square-root of the minimum value E_{ij}^2 . For the two periods and the two components the minimum error function is shown in fig. B.5.

For wind in layer 3 (150 meters height) measurements from a sodar were used for defining a homogeneous windfield.

Wind in layer 2 (50-100 meter) was calculated by linear interpolation between wind in layer 1 and wind in layer 3.

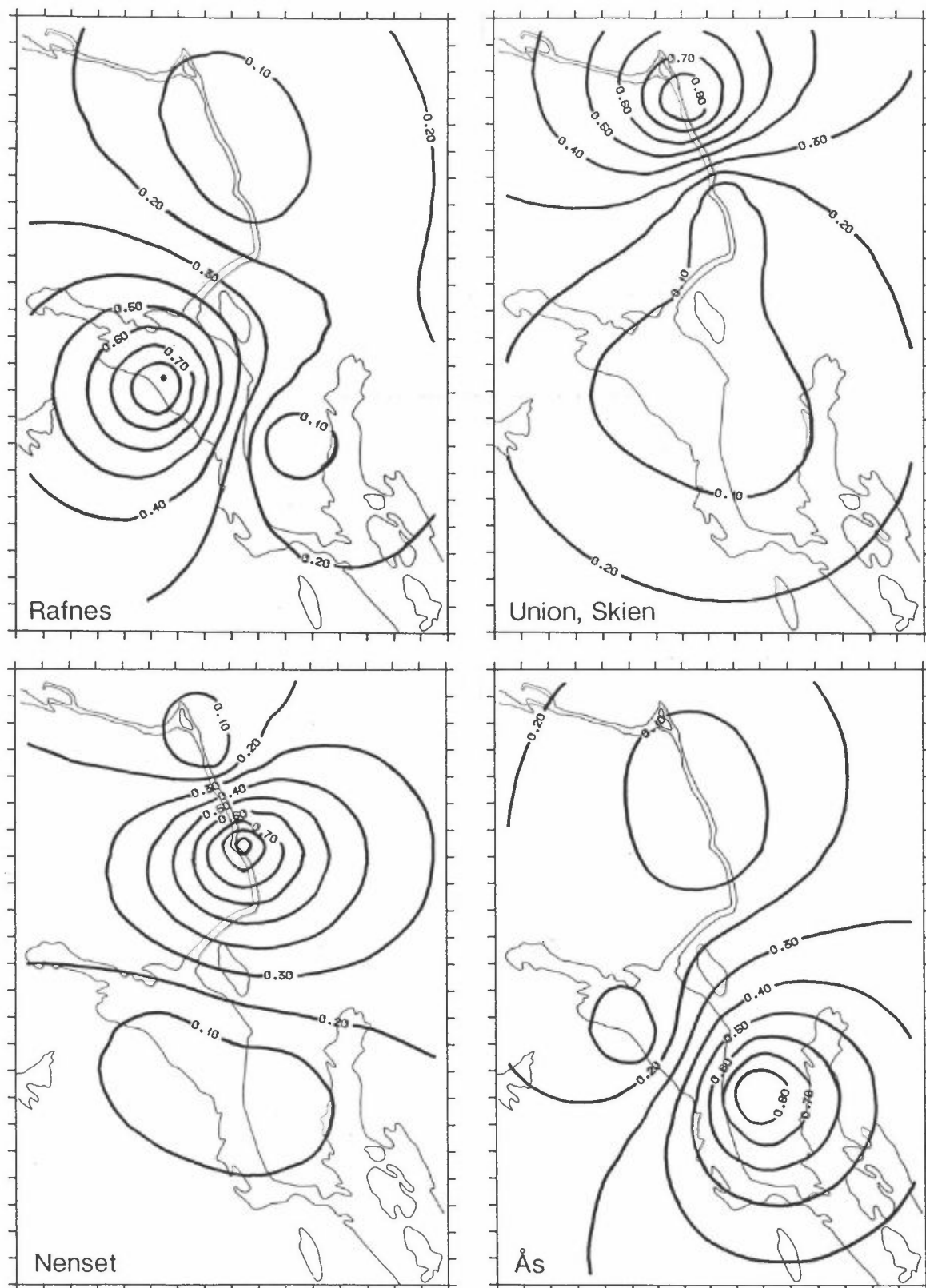


Figure B1: The spatial distribution of interpolation weights ($W_{i,j}^u$), for the u component of wind in the winter period. The interpolation weights are shown for each station a) Rafnes, b) Union, Skien, c) Nenset, d) Ås.

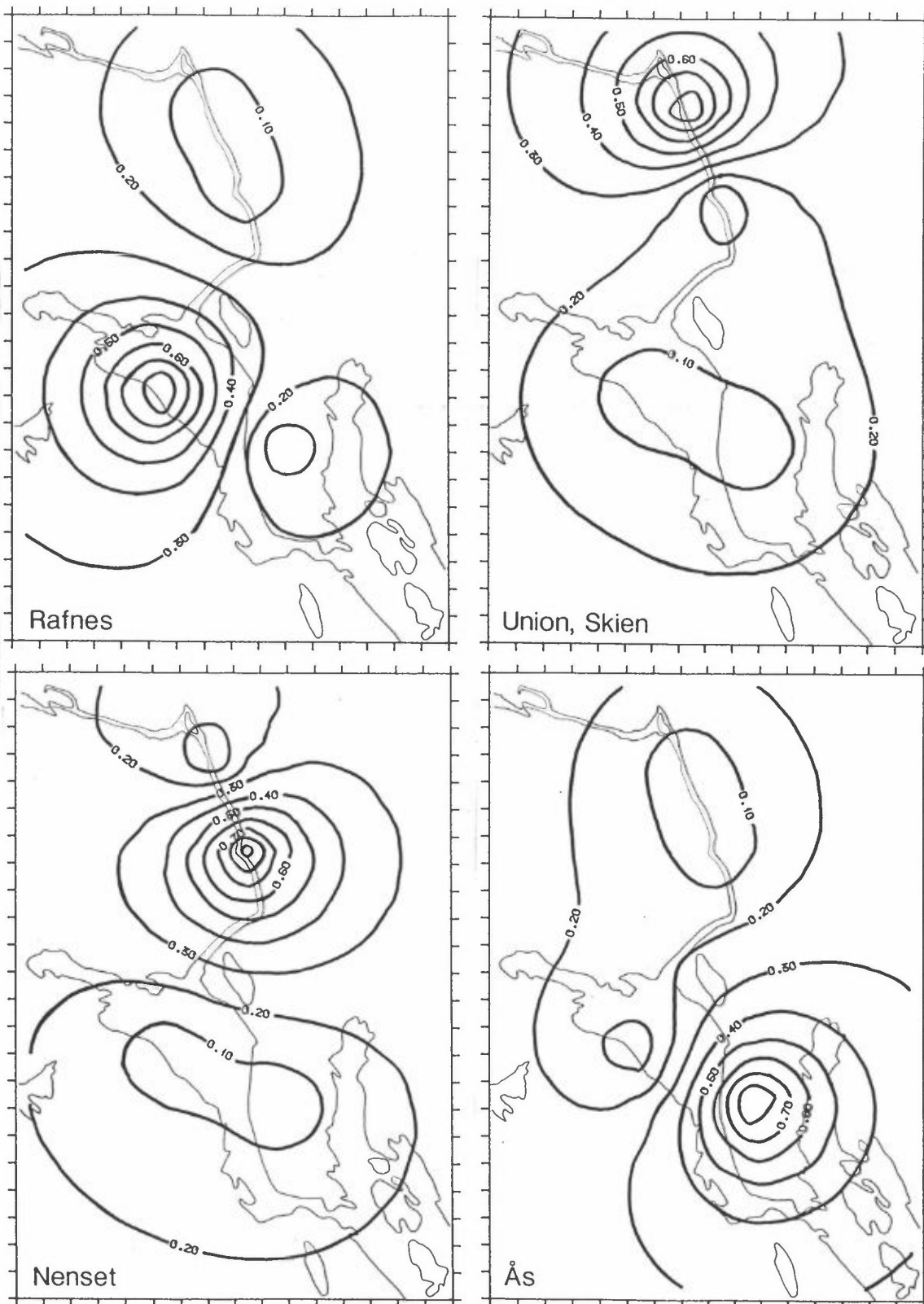


Figure B2: The spatial distribution of interpolation weights (W_{ij}^V) for the v component of wind in the winter period. The interpolation weights are shown for each station a) Rafnes, b) Union, Skien, c) Nenset, d) Ås.

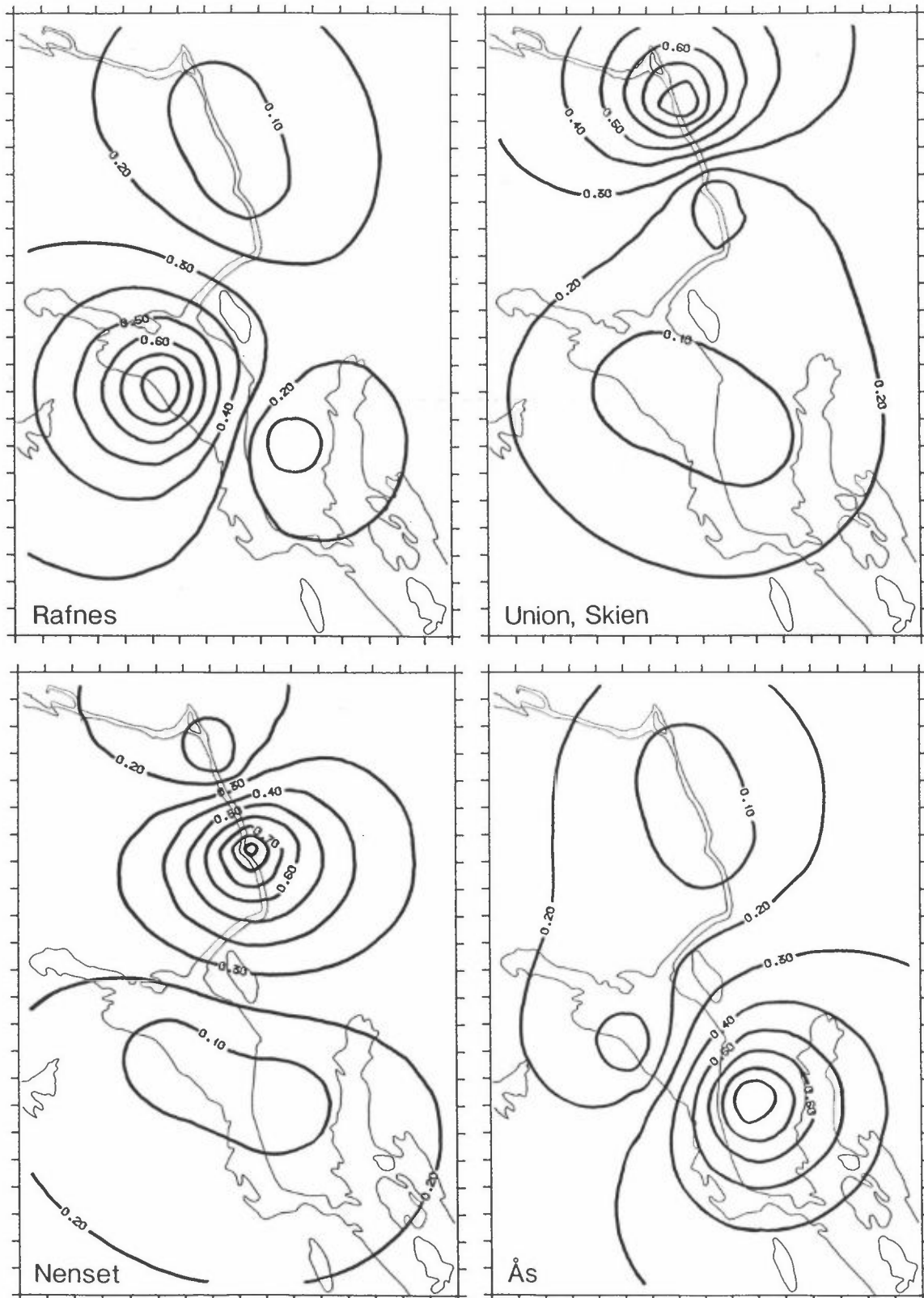


Figure B3: The spatial distribution of interpolation weights (W_{ij}^u) for the u component of wind in the summer. The interpolation weights are shown for each station a) Rafnes, b) Union, Skien, c) Nenset, d) Ås.

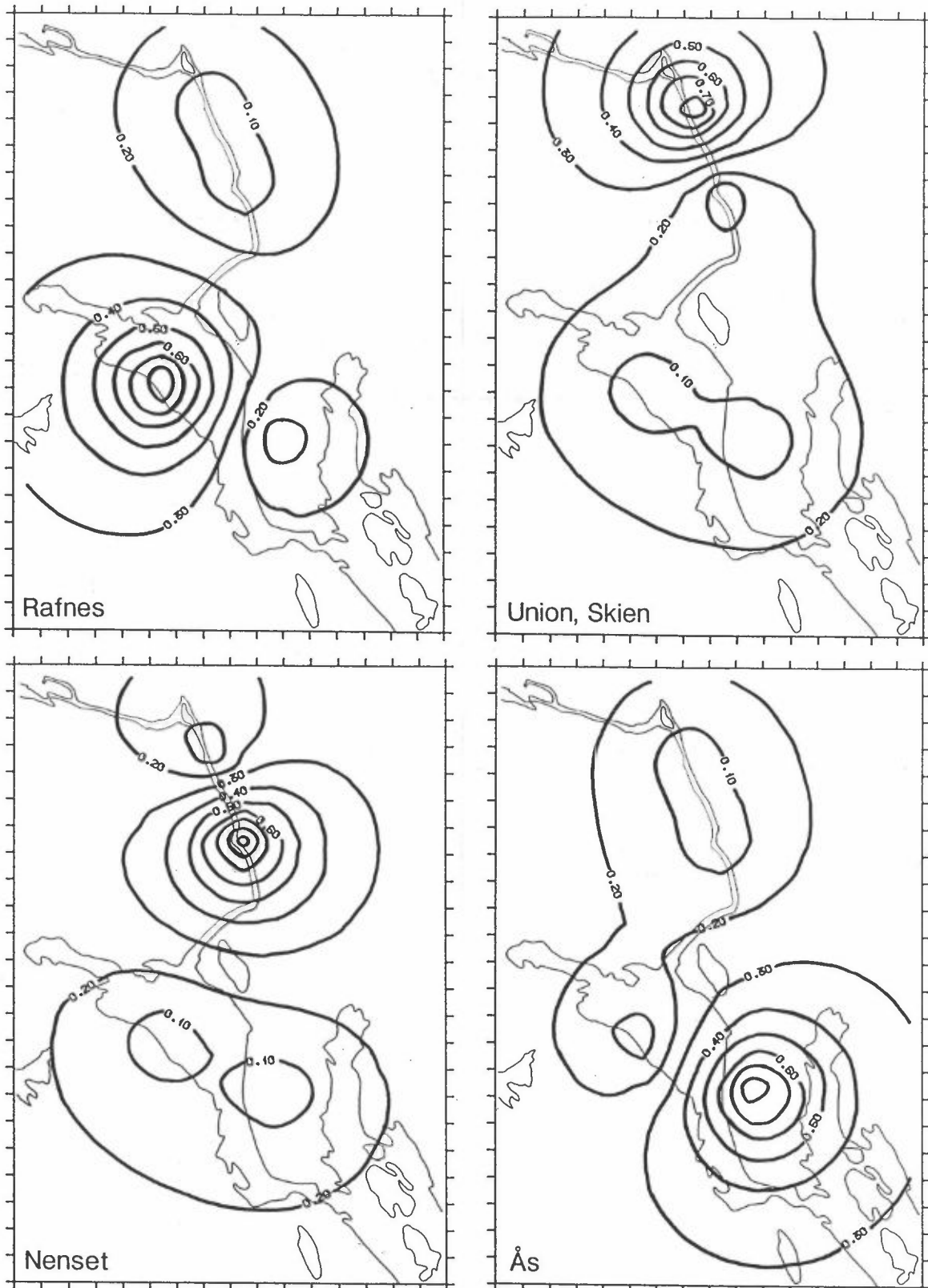


Figure B4: The spatial distribution of interpolation weights (W_{ij}^V) for the v component of wind in the summer. The interpolation weights are shown for each station a) Rafnes, b) Union, Skien, c) Nenset, d) Ås

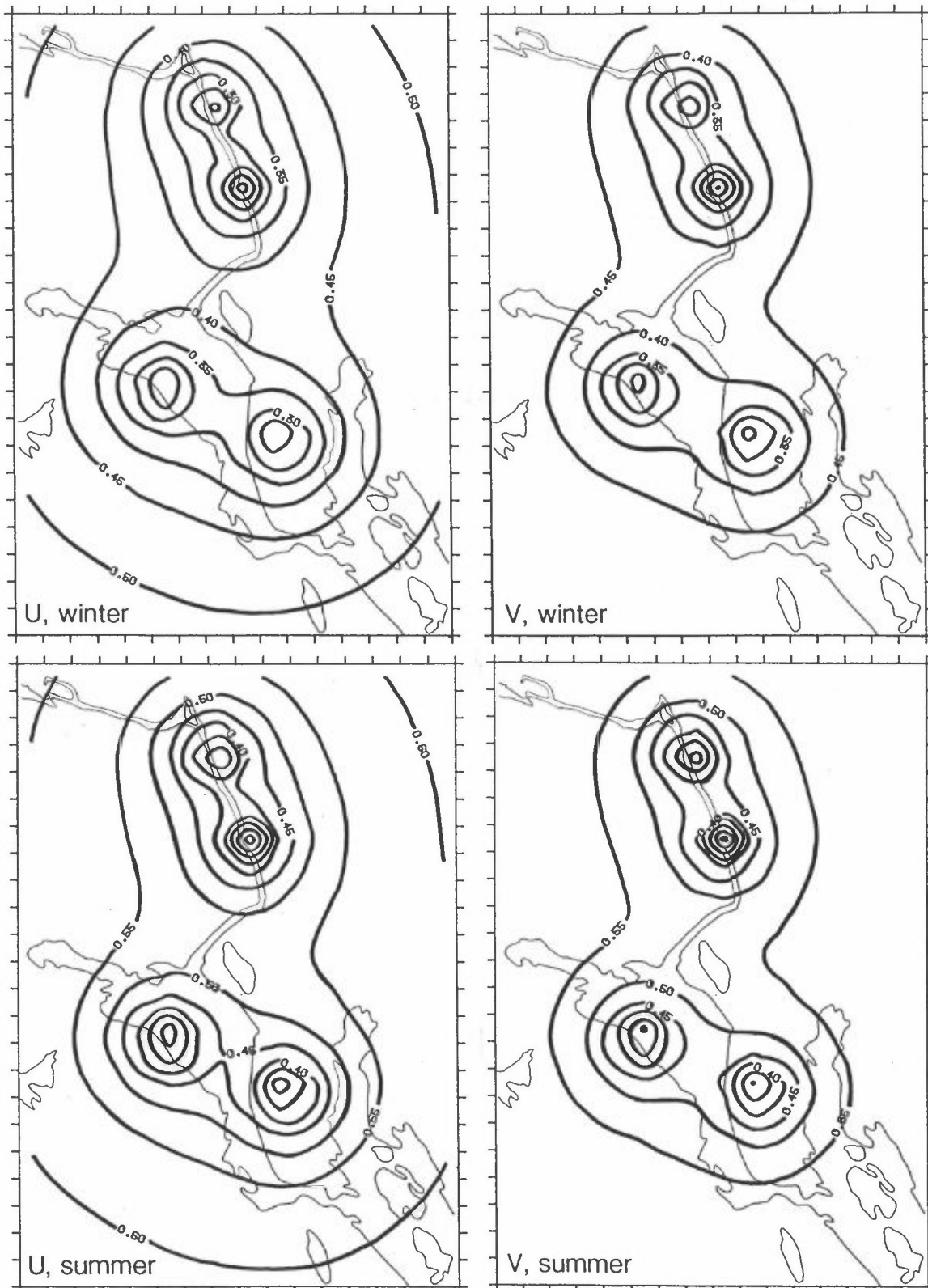


Figure B5: The spatial distribution of the standard deviation in the hourly interpolated u- and v-components (minimum error function) of wind according to the statistical interpolation procedure "ordinary kriging". The distribution is based on calculated covariances between measured components of wind at the stations.
Unit: m/s.

B3 REFERENCES

Journel, A.G. and Huijbregts, Ch.J. (1981) Mining Geostatistics. London, Academic Press.

Kendall, M., Stuart, A. and Ord, J.K. (1983) Design and analysis, and time-series, 4th ed. London, Charles Griffin & Company Ltd. (The advanced theory of statistics. Vol. 3.)

NAG (1988) The NAG Fortran Library, Mark 13. Oxford, The Numerical Algorithms Group Limited.

APPENDIX C

ESTIMATION OF BACKGROUND CONCENTRATIONS

Sam-Erik Walker

TABLE OF CONTENTS		Page
C1	INTRODUCTION	159
C2	THE STATISTICAL MODEL	160
C3	SELECTION OF STATISTICAL PARAMETERS	170
C4	REFERENCES	172

ESTIMATION OF BACKGROUND CONCENTRATIONS

C1 INTRODUCTION

Dispersion calculations based on emission and dispersion data give hourly data of average concentrations in each km-square from sources within the area of calculation. As described in Appendix A, the concentration contribution from sources outside the area have to be determined by measurements.

The difference between observed concentrations O_i and the respective values of calculations $C_{i,j}$ may originate from a number of error sources:

- Contribution from sources outside the area considered.
- Location error in the spatial distribution of concentrations.
- Errors as a result of inhomogeneous concentrations within each km-square.
- Errors as a result of input data on emission and dispersion.
- Errors as a result of model formulation.
- Errors as a result of vertical mixing.

The different sources of error are characterized in different ways.

In this chapter a procedure to identify the contribution from sources outside the area is described using the following characteristics:

1. Measurements from a station not influenced by local sources specify the background concentrations within the accuracy of the measuring instrument.
2. Background concentration gradients in space and time are of less importance than for the contribution from sources within the area.
3. In this study all measuring stations were influenced by sources within the area of calculations. However, for some wind sectors and dispersion conditions the contribution from sources within the area were small at some stations.

Below we present a statistical model used to develop an estimator for the background concentration. The estimator is used on an hourly basis to give hourly values of concentrations.

C.2 THE STATISTICAL MODEL

Let the 16×23 km² area in Grenland be denoted by Ω , and let n denote the number of measurement stations. Let $\gamma(x,y)$ denote the true level of concentration in the area, $(x,y) \in \Omega$.

The concentration distribution in the area is explained by two contributors: Local sources within the area (which is modelled), and sources outside the area (long range transport, regional transport etc.).

Define $\mu(x,y)$ as the true level of concentration from local sources within the area. At the measurement stations $i=1, \dots, n$, the true values from local sources are denoted by $\mu_i = \mu(x_i, y_i)$.

Sources outside the area contribute to the concentrations in the area through a background concentration $\beta(x,y)$.

Since $\gamma(x,y)$ is the total true level of concentration in the area, it is given by:

$$\gamma(x,y) = \mu(x,y) + \beta(x,y). \quad (C.1)$$

At the measurement stations $i=1,\dots,n$, $\gamma_i = \mu_i + \beta_i$.

Assumption 1

The background concentration $\beta(x,y)$ is constant over the area i.e. $\beta(x,y) = \beta$ for $(x,y) \in \Omega$.

Our procedure will also apply if $\beta(x,y)$ is nearly constant over the area.

We want to develop an estimator for the background concentration β , based on measured and dispersion calculated data.

If we knew for a given station the true level of concentration γ_i and also the true level of concentration from local sources μ_i , then a simple subtraction would give β , i.e., $\beta = \gamma - \mu$.

But, neither γ nor μ is available. Light is shed on the quantity γ_i through observation or measurement at station i . Let this observation be O_i . This gives information on the underlying true level γ_i through

Assumption 2

The observations O_i are related to the true level of concentrations γ_i through

$$O_i = Y_i + \varepsilon_i, \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{C.2})$$

where ε_i denotes measurement error at station i . Furthermore we assume that measurements are unbiased, i.e., $E\varepsilon_i = 0$ where $E(\cdot)$ denotes expected value.

Let ε_i have standard deviation $\sigma\varepsilon_i$. Under assumption 2, a small value for $\sigma\varepsilon_i$ corresponds to good unbiased measurements.

A simple model is introduced in order to capture two essential aspects of inevitable uncertainties in the dispersion calculations:

- Uncertainties in the concentration "level" due to the release rate and vertical dispersion data, that may be corrected for by a factor of proportionality.
- Uncertainty in the spatial location of the pollution plume (Hanna (1987)).

Let $M(x,y)$ denote the dispersion calculated concentration distribution from local sources in the area.

Assumption 3a

The calculated concentration distribution $M(x,y)$ from local sources are related to the true level $\mu(x,y)$ through:

$$M(x,y) = Q \mu(x+\Delta x, y+\Delta y) + \varepsilon_M(x,y) \quad (\text{C.3})$$

or alternatively by taking a first order Taylor approximation

$$M(x,y) = Q \left(\mu(x,y) + \frac{\partial \mu}{\partial x} \Delta x + \frac{\partial \mu}{\partial y} \Delta y \right) + \varepsilon_M(x,y) \quad (\text{C.4})$$

where the stochastic variable Q describe uncertainty in the model that may be corrected for by a factor of proportionality,

while Δx and Δy describe stochastic uncertainty in the horizontal location of the plume. Furthermore $\varepsilon_M(x,y)$ is introduced to describe uncertainties in $M(x,y)$ due to additive errors, for example due to subgrid scale concentration fluctuations.

Let $M_i = M(x_i, y_i)$ denote the calculated concentration at station i . In further statistical analysis the calculated concentrations are considered to be stochastic through the stochastic variables Q , Δx_i , Δy_i and ε_{M_i} .

Assumption 3b

Q is independent of Δx_i and Δy_i for $i = 1, \dots, n$.

This assumption seems reasonable. Variations in Q should not influence or be influenced by, variations in horizontal uncertainty (Δx , Δy) in the plume location.

Assumption 3c

Dispersion calculated additive errors have expected value zero, i.e., $E\varepsilon_{M_i} = 0$ for $i = 1, \dots, n$. Furthermore it is assumed that the additive errors at the stations are uncorrelated i.e., $\text{cov}(\varepsilon_{M_i}, \varepsilon_{M_j}) = 0$ for $i, j = 1, \dots, n, i \neq j$.

Assumption 3c also seems reasonable, at least as a first approximation, since the measuring stations in the area are well spaced.

Under assumption 3 the expected value for M_i is

$$EM_i = EQ \cdot (\mu_i + \frac{\partial \mu}{\partial x} E\Delta x_i + \frac{\partial \mu}{\partial y} E\Delta y_i) \quad (C.5)$$

A further simplification of the statistical model is provided by

Assumption 4

- a. $E\Delta x_i = E\Delta y_i = 0$ for $i=1, \dots, n$
- b. $\text{cov}(\Delta x_i, \Delta y_j) = 0$ for $i, j=1, \dots, n$
- c. $\text{cov}(\Delta x_i, \Delta x_j) = \delta_{ij} * \sigma \Delta x_i^2$ for $i, j=1, \dots, n$
- d. $\text{cov}(\Delta y_i, \Delta y_j) = \delta_{ij} * \sigma \Delta y_i^2$ for $i, j=1, \dots, n$

where δ_{ij} is the Kronecker delta i.e.,

$$\delta_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{if } i = j \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases}$$

The quantities $\sigma \Delta x_i^2$ and $\sigma \Delta y_i^2$ denotes the variances of Δx_i and Δy_i , respectively.

According to Eq. C.5 and assumption 4, errors Δx and Δy in the plume location have expected value 0 and are generally uncorrelated (between measurement stations, and between Δx and Δy at each station). This represents, in our opinion, reasonable assumptions about the structure of these spatial errors, at least as a first approximation. See e.g. Hanna (1987).

According to assumption 4a, the expected dispersion calculated value at station i is $EM_i = EQ \cdot \mu_i$. The expected value of M_i is thus equal to μ_i if Q has expected value 1.

The estimation of background concentration β from hour to hour is based upon weighting the differences between the observed O_i and the dispersion-calculated value M_i at the different stations $i=1, \dots, n$. Thus, the following estimator B for the background concentration β is proposed

$$B = \sum_{i=1}^n w_i (O_i - M(x_i, y_i)) = \sum_{i=1}^n w_i (O_i - M_i) \quad (\text{C.6})$$

where w_i , for $i=1, \dots, n$, are weights to be determined on an hourly basis, based on the available data, O_i and M_i , at the same hour. The way of choosing weights is determined by considering the properties of the estimator B.

Expected value of B

The expected value of B is given by

$$EB = E\left(\sum_{i=1}^n w_i (O_i - M_i)\right) = \sum_{i=1}^n w_i (EO_i - EM_i) \quad (C.7)$$

Under assumption 2, $EO_i = \gamma_i$ and under assumptions 3c and 4a, $EM_i = \mu_i$, provided that $EQ = 1$. This gives

$$EB = \sum_{i=1}^n w_i (\gamma_i - \mu_i) = \sum_{i=1}^n w_i \beta$$

The difference between B's expected value EB and β is called the bias in using B to estimate β . Hence under the above assumptions B will be an unbiased estimator, i.e., $EB = \beta$, if and only if $\sum_{i=1}^n w_i = 1$.

Using that $\sum_{i=1}^n w_i = 1$, and using Eq. C.2 and C.4, a general bias is given by

$$BIAS = \sum_{i=1}^n \left[w_i E\epsilon_i + w_i (1-EQ)\mu_i - w_i EQ \left(\frac{\partial \mu}{\partial x} E\Delta x_i + \frac{\partial \mu}{\partial y} E\Delta y_i \right) - w_i E\epsilon_{M_i} \right] \quad (C.8)$$

According to Eq. C.8, in order to keep the bias low (close to zero), it is important to choose weights w_i to be small (close

to zero) for stations with large μ_i (especially if EQ is far from 1), and to choose weights w_i to be small for stations where $\frac{\partial \mu}{\partial x}$ and/or $\frac{\partial \mu}{\partial y}$ are large (stations associated with large gradients in the dispersion calculated field). The weights that have been calculated did to a large extent fulfill these criteria.

From Eq. C.8, it follows that the bias also depends on the bias in the measurements $E\varepsilon_i$, and bias in the additive errors $E\varepsilon_{M_i}$ of the dispersion calculations. These quantities will vary, but are generally believed to be small (close to zero).

From now on it is assumed that the weights sum to 1, i.e. $\sum_{i=1}^n w_i = 1$. The method for choosing weights under this constraint is given by considering the variance of B.

Variance of B

The variance of the estimator B is given by

$$\begin{aligned} \text{var}(B) &= \text{var}\left(\sum_{i=1}^n w_i (O_i - M_i)\right) = \text{var}\left(\sum_{i=1}^n w_i D_i\right) & (C.9) \\ &= \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_i w_j \text{cov}(D_i, D_j) \end{aligned}$$

where D_i is the difference between the observed and dispersion (model) calculated values $D_i = O_i - M_i$, for $i = 1, \dots, n$.

We have

$$\begin{aligned} \text{cov}(D_i, D_j) &= \text{cov}(O_i - M_i, O_j - M_j) & (C.10) \\ &= \text{cov}(O_i, O_j) - \text{cov}(O_i, M_j) - \text{cov}(M_i, O_j) \\ &\quad + \text{cov}(M_i, M_j) \end{aligned}$$

Furthermore, we have

$$\text{cov} (O_i , O_j) = \text{cov} (\varepsilon_i , \varepsilon_j) = \delta_{ij} \sigma \varepsilon_i^2 \quad (\text{C.11})$$

$$\begin{aligned} \text{cov} (O_i , M_j) &= \text{cov} (\varepsilon_i , Q (\mu_j + \frac{\partial \mu}{\partial x_j} \Delta x_j + \frac{\partial \mu}{\partial y_j} \Delta y_j) \\ &\quad + \varepsilon_{M_j}) = 0 \end{aligned} \quad (\text{C.12})$$

$$\text{cov} (M_i , O_j) = 0 \text{ by symmetry} \quad (\text{C.13})$$

$$\begin{aligned} \text{cov} (M_i , M_j) &= \text{cov} (Q (\mu_i + \frac{\partial \mu}{\partial x_i} \Delta x_i + \frac{\partial \mu}{\partial y_i} \Delta y_i) + \varepsilon_{M_i} , \\ &\quad Q (\mu_j + \frac{\partial \mu}{\partial x_j} \Delta x_j + \frac{\partial \mu}{\partial y_j} \Delta y_j) + \varepsilon_{M_j}) \end{aligned}$$

The result in Eq. C.11 follows since measurement errors between stations are uncorrelated. Results in Eq. C.12 and C.13 follows since measurement errors are uncorrelated with Q , Δx , Δy and ε_M .

Furthermore, under assumption 4, it can be shown that

$$\begin{aligned} \text{cov} (M_i , M_j) &= \mu_i \mu_j \sigma_Q^2 + \delta_{ij} \frac{\partial \mu}{\partial x_i} \frac{\partial \mu}{\partial x_j} E (Q^2) \sigma \Delta x_i^2 + \\ &\quad \delta_{ij} \frac{\partial \mu}{\partial y_i} \frac{\partial \mu}{\partial y_j} E (Q^2) \sigma \Delta y_i^2 + \delta_{ij} \sigma \varepsilon_{M_i}^2 \end{aligned} \quad (\text{C.14})$$

The expressions C.11-C.14 inserted into Eq. C.10 gives

$$\begin{aligned} \text{cov} (D_i , D_j) &= \delta_{ij} \sigma \varepsilon_i^2 + \mu_i \mu_j \sigma_Q^2 + \\ &\quad \delta_{ij} \frac{\partial \mu}{\partial x_i} \frac{\partial \mu}{\partial x_j} E (Q^2) \sigma \Delta x_i^2 + \\ &\quad \delta_{ij} \frac{\partial \mu}{\partial y_i} \frac{\partial \mu}{\partial y_j} E (Q^2) \sigma \Delta y_i^2 + \delta_{ij} \sigma \varepsilon_{M_i}^2 \end{aligned}$$

Using this expression in Eq. C.9 gives

$$\begin{aligned} \text{var } B = & \sum_{i=1}^n w_i^2 (\sigma \varepsilon_i^2 + ((EQ)^2 + \sigma_Q^2) * \\ & ((\frac{\partial \mu}{\partial x_i})^2 \sigma \Delta x_i^2 + (\frac{\partial \mu}{\partial y_i})^2 \sigma \Delta y_i^2)) \\ & + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_i w_j \mu_i \mu_j \sigma_Q^2 \end{aligned} \quad (C.15)$$

Eq. C.15 is a general quadratic function in the weights w_i , $i=1, \dots, n$. It is difficult to find a simple analytical formula for the weights that minimize C.14 under the constraint $\sum_{i=1}^n w_i = 1$. In the computations an approximate expression for the variance of B, by keeping only diagonal terms in the quadratic form (last double-sum) in Eq. C.15, has been used.

This gives

$$V_B (w_1, \dots, w_n) = \sum_{i=1}^n w_i^2 V_i \quad (C.16)$$

where

$$\begin{aligned} V_i = & \sigma \varepsilon_i^2 + \mu_i^2 \sigma_Q^2 + ((EQ)^2 + \sigma_Q^2) * \\ & ((\frac{\partial \mu}{\partial x_i})^2 \sigma \Delta x_i^2 + (\frac{\partial \mu}{\partial y_i})^2 \sigma \Delta y_i^2) + \sigma \varepsilon_{M_i}^2 \end{aligned} \quad (C.17)$$

and where $V_B(\cdot)$ is the stated approximated variance of B. Minimizing Eq. C.15 with respect to the weights is now a case of simple statistical weighting, leading to optimal weights which are inversely proportional to V_i , $i=1, \dots, n$.

As signalled by the variances V_i , the "uncertainty" associated with using station i for predicting background concentration consists of the following parts:

1. Uncertainty in measurements $\sigma_{\varepsilon_i}^2$ at station i .
2. Uncertainty in the amplitude of the modelled spatial distribution σ_Q^2 at station i .
3. Spatial uncertainty related to gradients in the modelled concentration field given by $\sigma_{\Delta x_i}^2$ and $\sigma_{\Delta y_i}^2$ at station i .
4. Uncertainty due to subgrid scale concentration fluctuations (additive errors) $\sigma_{\varepsilon_{M_i}}^2$ at station i .

A final simplification of this statistical model is obtained by assuming some parameters to be independent of station index i .

Assumption 5

- a. $\sigma_{\varepsilon_i} = \sigma_{\varepsilon}$ for $i=1, \dots, n$.
- b. $\sigma_{\Delta x_i} = \sigma_{\Delta y_i} = \sigma_{\Delta}$ for $i=1, \dots, n$.
- c. $\sigma_{\varepsilon_{M_i}} = \sigma_{\varepsilon_M}$ for $i=1, \dots, n$.

Under assumption 5, Eq. C.17 reads

$$V_i = \sigma_{\varepsilon}^2 + \mu_i^2 \sigma_Q^2 + ((EQ)^2 + \sigma_Q^2) \|\nabla\mu_i\|^2 \sigma_{\Delta}^2 + \sigma_{\varepsilon_M}^2 \quad (\text{C.18})$$

where $\|\cdot\|$ denotes the Euclidian vector-norm and ∇ is the "del"-operator, or gradient of μ .

Assumption 5a states that all stations have the same accuracy of measurement. Under assumption 5b the same isotropic spatial uncertainty applies to all stations, while under assumption 5c all stations are associated with the same subgridscale concentration fluctuation uncertainty.

In the computations, reasonable values for σ_{ε} , σ_Q , EQ , σ_{Δ} and σ_M must be chosen. In addition, values for μ_i and $\nabla\mu_i$ must be given.

In the computations we have put $EQ = 1$ and substituted M_i for μ_i and ∇M_i for $\nabla \mu_i$. (See next section for a tentative choice of the other parameters.)

Thus, the following estimate for V_i has been applied

$$\hat{V}_i = \sigma \varepsilon^2 + M_i^2 \sigma_Q^2 + (1 + \sigma_Q^2) \|\nabla M_i\|^2 \sigma_\Delta^2 + \sigma \varepsilon_M^2 \quad (\text{C.19})$$

\hat{V}_i is an estimate for the "level of uncertainty" as to the use of the difference $O_i - M_i$ as an estimate for the background concentration β .

Optimal weights w_i^* are inversely proportional to \hat{V}_i for $i=1, \dots, n$, and since they must sum to 1, a formula for the optimal weight for station i is given by

$$w_i^* = (1/\hat{V}_i) / \left(\sum_{j=1}^n (1/\hat{V}_j) \right) \quad (\text{C.20})$$

Note that directly from Eq. C.20 stations with high values of \hat{V}_i (relative to the other stations), will receive small weights (near zero), and vice versa.

Therefore, according to the statistical model, "good" background stations (which should be used to assess the background concentration) are stations which have:

- a. Low level of concentrations from the local sources, i.e., μ_i or M_i close to zero.
- b. Small concentration-field gradients, i.e., $\|\nabla \mu_i\|$ or $\|\nabla M_i\|$ close to zero.

Which stations who will receive the higher weights will vary from hour to hour, depending on the emission rates and meteorological conditions.

By inserting optimal weights w_i^* given by Eq. C.20 into the expression for the approximate variance of B , V_B , as given by Eq. C.16, an expression for the minimum value of V_B when using optimal weights w_i^* is obtained

$$\begin{aligned} V_B^* &= \sum_{i=1}^n (w_i^*)^2 \hat{V}_i = \sum_{i=1}^n (\hat{V}_i^{-1}) / \left(\sum_{i=1}^n \hat{V}_i^{-1} \right)^2 = \left(\sum_{i=1}^n (\hat{V}_i^{-1}) \right)^{-1} \\ &= \frac{1}{n} H(\hat{V}_1, \dots, \hat{V}_n) \end{aligned} \quad (\text{C.21})$$

where H denotes the harmonic mean of $\hat{V}_1, \dots, \hat{V}_n$.

Since the harmonic mean is always less or equal to the arithmetic mean, we also have

$$V_B^* \leq \frac{1}{n} \bar{V} \quad (\text{C.22})$$

According to Eq. C.21 (or C.22) increase in n , the number of measuring stations, will significantly reduce the variance of the background estimator, V_B , at least if H stays reasonably bounded when n increases.

C.3 SELECTION OF STATISTICAL PARAMETERS

The measuring calibration system gives concentrations with an accuracy of about $\pm 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. This value corresponds to the $\pm 5\%$ error at $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ as stated by the instrument manufacturer. The measurement error standard deviation σ_ε have therefore been set equal to $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in the computations.

In the dispersion calculations the grid resolution is 1 km. An uncertainty of up to (at least) 1 km must be expected when using the air pollution dispersion model. See also e.g. Hanna (1987). A tentative value of $\sigma_\Delta = 0.5 \text{ km}$ has therefore been applied in the computations.

Results of the dispersion calculations are generally believed to be correct to within a factor of 2 in the level of concentrations. Thus, a value of $\sigma_Q = 0.5$ is, in our opinion, a reasonable choice for this parameter, and has been used in the computations.

When the calculations were performed the problem of additive errors in the computations due to subgridscale concentration fluctuations ϵ_M were not considered. The computations have therefore been performed with $\sigma\epsilon_M = 0$. Selecting reasonable values for $\sigma\epsilon_M$ may be addressed in future use of the background estimator.

C4 REFERENCES

Hanna, S.R. (1987) A Review of air quality model evaluation procedures. In: Proceedings of the WHO Conference on air pollution modelling and its application. Leningrad 1986. Vol. 1. (WHO/TD No. 187).

APPENDIX D

CORRECTION OF CONCENTRATIONS BY MEASURED VALUES

Sam-Erik Walker

TABLE OF CONTENTS		Page
D1	INTRODUCTION	177
D2	DESCRIPTION OF THE METHOD	177

CORRECTION OF CONCENTRATIONS BY MEASURED VALUES

D1 INTRODUCTION

Given the dispersion calculated values, and the background concentrations which are added to these values, observed and model calculated values may still differ at the measuring stations. The interpolation procedure that was used in order to make final corrections to the calculated concentrations is described in this appendix.

The method has been used for the components SO_2 , NO_x , small particles (PM 2.5) and also for NO_2 .

D2 DESCRIPTION OF THE METHOD

Let the 16x23 km area in Grenland be denoted by Ω , and let n denote the number of measurement stations. At each measuring station i , for $i=1, \dots, n$, hourly observed values O_i and dispersion calculated values M_i are given.

For each hour a corrected model calculated field $\hat{M}(x,y)$ for $(x,y) \in \Omega$ is sought, based on both observed and calculated values.

Since M_i , for $i=1, \dots, n$, denotes dispersion calculated values omitting the background, we first subtract from the observations the background concentration B . The method used for calculating background concentrations is described in Appendix C. We obtain then "new" observations $O_i' = O_i - B$ for $i=1, \dots, n$.

In order to preserve the spatial distribution determined by dispersion calculations on an hourly basis the method proceeds by defining logarithmic differences between O_i' and M_i through $R_i = \ln(O_i'/M_i) = \ln O_i' - \ln M_i$ for $i=1, \dots, n$.

R_i will be zero if and only if $O_i' = M_i$, and can take both positive and negative values.

The R_i -values are interpolated to the gridnet Ω by the following formula

$$R(x,y) = \sum_{i=1}^n W_i(x,y)R_i \quad (D.1)$$

where the weights $W_i(x,y)$ are subject to the following constraint

$$\sum_{i=1}^n W_i(x,y) = 1 \quad (D.2)$$

Weights $W(x_i, y_i)$ for $(x_i, y_i) \in \Omega$, and for $i=1, \dots, n$, have been calculated as in ordinary kriging interpolation using an exponential covariance function. See appendix B for a description of "ordinary kriging" using this covariance function.

The integral scale of the covariance function has been chosen so that reasonable influence zones for corrections are obtained around each station. Thus, "kriging" is used here mainly as a mathematical interpolation procedure to preserve the spatial distribution determined by calculations based on data for wind and emission. For the calculations an integral scale of 1 km has been used.

The method is unbiased for any constant field R . In particular it is unbiased for $R=0$, i.e., for instances of exact correspondence between observed and calculated concentrations.

The spatial distribution of weights for the five stations Klyve, Georg Stangs gt., Nenset, Frednes and Ås are shown in Figure D.1.

Given the interpolated field $R(x,y)$, a final corrected concentration distribution is computed by

$$\hat{M}(x,y) = M(x,y) \text{Exp}(R(x,y)) + B \quad (\text{D.3})$$

where $\text{Exp}()$ denotes the exponential function.

According to Eq. D.3 no correction of the dispersion calculations will be performed when $R(x,y) = 0$. Hence, if at station i , $R_i = 0$ i.e. $O_i' = M_i$, then no corrections will be performed at station i , except adding the background B .

For reasons of safety, the practical procedure that has been used differs slightly from the above:

To include the effect of spatial uncertainty in the calculations, we have used the value in the model calculated field within 1 km distance showing best correspondence with the observed value O_i' . This so-called "matched" value is denoted by M_i^* .

Furthermore, in order to avoid values of O_i' and M_i^* close to zero which makes R_i large, O_i' has been replaced by $O_i'^+ = \max(O_i', 5)$ and M_i^* has been replaced by $M_i^{*+} = \max(M_i^*, 5)$. This makes the logarithmic difference R_i bounded. The value 5 has been chosen as a reasonable value, considering the typical $\pm 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ inaccuracy in observations.

Finally in cases where an observation O_i is missing, the corresponding R_i value is computed as an average of the other R_j -values.

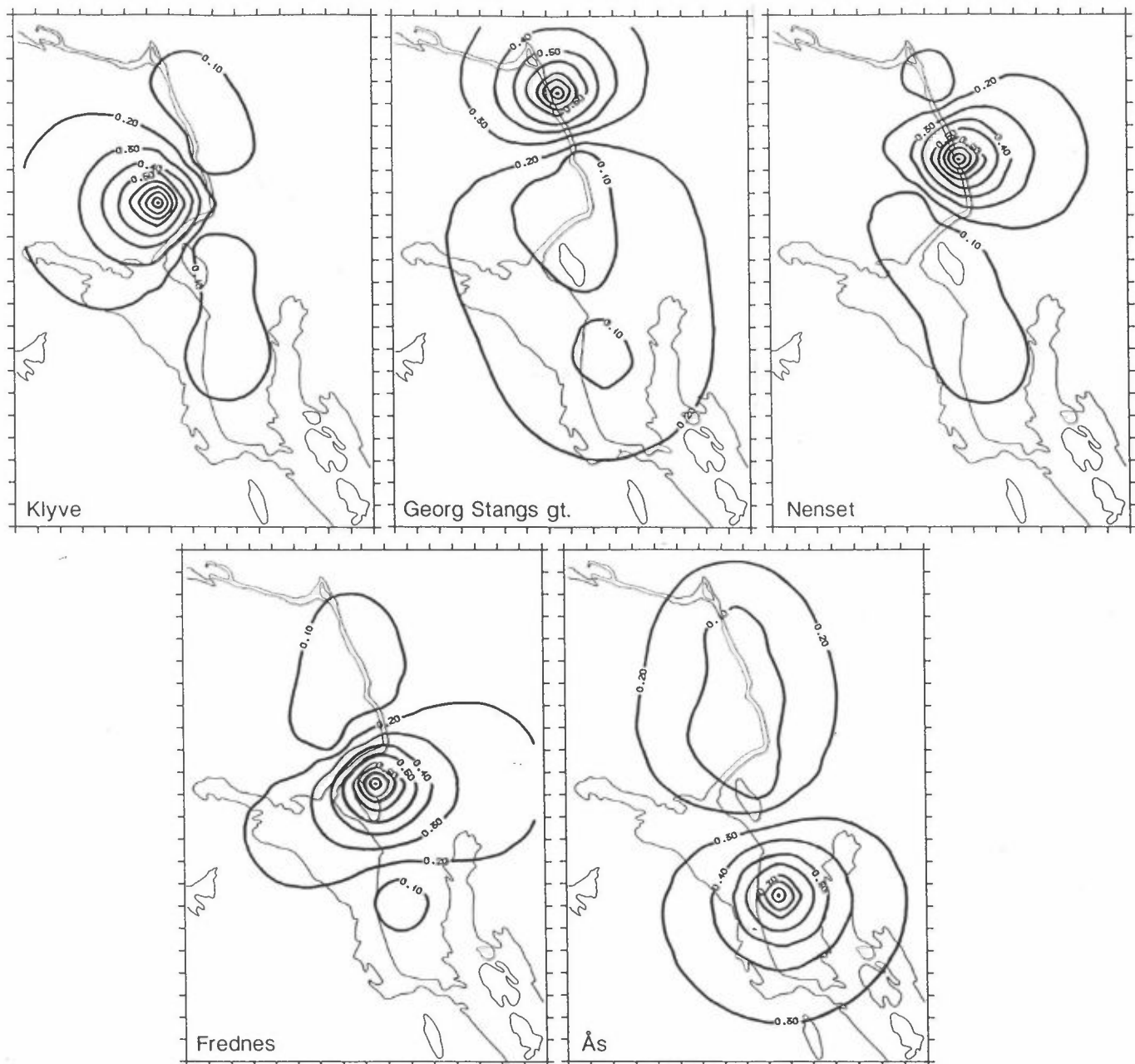


Fig. D.1: Spatial distribution of interpolation weights used in the model-correction procedure for each station. a. Klyve, b. Georg Stangs gt., c. Nenset, D. Frednes, e. Ås.

APPENDIX E

MODEL FOR NO-, NO₂- AND O₃-CONCENTRATIONS

Knut Erik Grønskei

TABLE OF CONTENTS		Page
E1	INTRODUCTION	185
E2	PHOTOCHEMICAL BALANCE IN THE KM-GRID SYSTEM	185
E3	CALCULATIONS OF NO ₂ -CONCENTRATIONS IN STREET CANYONS	188

MODEL FOR NO-, NO₂ - AND O₃ -CONCENTRATIONS

E1 INTRODUCTION

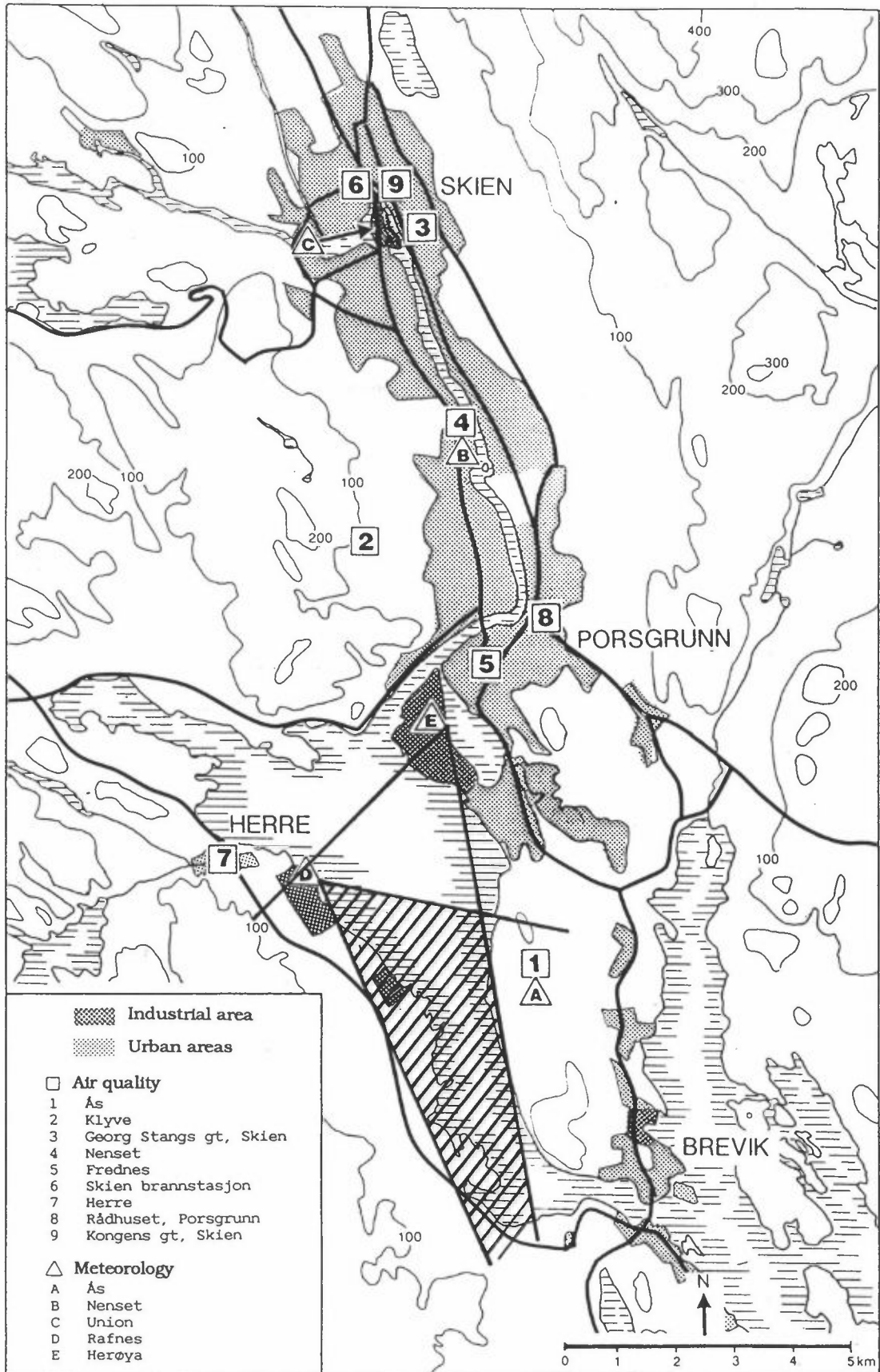
Previous investigations by Gram et al. (1980) and Hov (1984) show that minor local development of ozone may occur as a result of local emissions. Complex photochemical reactions may occur in the plumes downwind of the industrial areas Herøya and Rafnes. Outside these limited areas, photochemical balance may be a reasonable assumption. Figure E1 shows the main industrial areas and the main wind sectors where complex chemical reactions may occur. In this study the main emphasis is given to measurements and we do not describe the local chemical reactions in all details.

During the first period of registration (3.1.-15.3.1988), mainly northerly winds were observed. During the second period of registration (18.4.-24.6.1988), more frequent winds from south were observed.

It is seen that during northerly wind situations the plumes from Herøya and from Rafnes may interfere. Often the plumes will move in parallell out of the area.

E2 PHOTOCHEMICAL BALANCE IN THE KM-GRID SYSTEM

The reaction between ozone and nitrogen monoxide is fast and a local balance with the photochemical dissociation of NO₂ are often observed at some distance from local sources. Under the conditions of photochemical balance the ratio between NO₂- and NO_x-concentration is described by



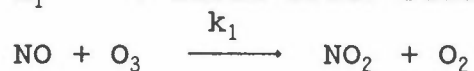
Figur E1: The main industrial areas marked on a map with topography. The main sectors of dispersion is marked on the figure. Height between contour lines: 100 m.

$$\frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}_x]} = \frac{k_1 [\text{O}_3]}{k_2 + k_1 [\text{O}_3]} \quad (\text{E.1})$$

$[\text{NO}_2]$: the concentration of nitrogen dioxide

$[\text{NO}_x] = [\text{NO}_2] + [\text{NO}]$

k_1 : first order reaction coefficient



The coefficient of photodissociation (k_2) in Grenland was defined by using the average number for cloud cover at Langøy-tangen and at Gvarv, besides the solar height as a function of time of the day.

$$k_2 = S_f \cdot a \cdot \exp. (-0.39/\sin h) \quad (\text{E.2})$$

k_2 : the coefficient of photodissociation

h : the height of the sun

$a = 0.01 \text{ s}^{-1}$

$S_f = (1 - \frac{\sigma}{8} \cdot 0.5)$

σ : the octaval cloud cover.

E3 CALCULATIONS OF NO_2 -CONCENTRATIONS IN STREET CANYONS

High NO -concentrations are observed in street canyons.

When background air with ozone enters the street canyon, NO reacts with O_3 form NO_2 , and the ozone concentration is reduced accordingly.

The equations used for concentration calculations reads:

When $[\text{O}_3]_{\text{km}2} < [\text{NO}]_q$
 then $[\text{NO}_2]_{\text{street}} = [\text{NO}_2]_{\text{km}2} + [\text{O}_3]_{\text{km}2} + [\text{NO}_2]_q$
 and $[\text{O}_3]_{\text{street}} = 0$

When $[\text{O}_3]_{\text{km}2} > [\text{NO}]_q$
 then $[\text{NO}_2]_{\text{street}} = [\text{NO}]_q + [\text{NO}_2]_q$
 and $[\text{O}_3]_{\text{street}} = [\text{O}_3]_{\text{km}2} - [\text{NO}]_q$

$[]_{\text{km}2}$: molar concentration in km grid-square
 $[]_{\text{street}}$: molar concentration in the street canyon
 $[]_q$: molar concentration as a result of emission in
 the street canyon

APPENDIX F

MODEL EVALUATION

Sam-Erik Walker and Knut Erik Grønskei

TABLE OF CONTENTS		Page
F1	INTRODUCTION	193
F2	DESCRIPTION OF MODEL EVALUATION PERFORMANCE PARAMETERS	193
F3	RESULT OF MODEL VALIDATION	196
F4	DISCUSSION	203
F5	REFERENCES	209

MODEL EVALUATION

F1 INTRODUCTION

US EPA has given guidelines on procedures to be followed in evaluating air quality models (EPA, 1981,1984), and a list of recommended model evaluation performance parameters. In this study statistical parameters have been selected in accordance with these recommendations (Fox, 1981, 1984). Selecting the parameters, results of Willmott (1982) were also taken into consideration.

F2 DESCRIPTION OF MODEL EVALUATION PERFORMANCE PARAMETERS

Let T denote the number of data, and let O_t and P_t denote the observed and calculated (predicted) values at time t , $t=1, \dots, T$. For each station the following model evaluation parameters are defined:

- \bar{O} : Mean value of observations
- \bar{P} : Mean value of predictions
- σ_0 : Standard deviation of observations
- σ_p : Standard deviation of predictions
- NMD : Normalized mean difference
- RMSE : Root mean square error
- RMSE_s : Systematic RMSE
- RMSE_u : Unsystematic RMSE
- a, b : Intercept and slope of regression line
- Corr : Correlation coefficient
- IA : Index of agreement

The parameters are defined through the following set of equations:

Mean values:

$$\bar{O} = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T O_t \quad (\text{F.1})$$

$$\bar{P} = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T P_t \quad (\text{F.2})$$

These denote the usual arithmetical average values of the time series O_t and P_t .

Standard deviations:

$$\sigma_O = \left(\frac{1}{T-1} \sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})^2 \right)^{0.5} \quad (\text{F.3})$$

$$\sigma_P = \left(\frac{1}{T-1} \sum_{t=1}^T (P_t - \bar{P})^2 \right)^{0.5} \quad (\text{F.4})$$

These denote the usual standard deviations of the time series O_t and P_t .

Normalized mean difference:

$$\text{NMD} = (\bar{O} - \bar{P}) / \bar{O} \quad (\text{F.5})$$

This dimensionless parameter is a measure of the bias of P versus O . Ideally it should be zero, or close to zero.

Root mean square error:

$$\text{RMSE} = \left(\frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (O_t - P_t)^2 \right)^{0.5} \quad (\text{F.6})$$

The RMSE is another measure of the size of the error produced by the model.

Systematic and unsystematic RMSE:

$$\text{RMSE}_s = \left(\frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (O_t - \hat{P})^2 \right)^{0.5} \quad (\text{F.7})$$

$$\text{RMSE}_u = \left(\frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (\hat{P}_t - P_t)^2 \right)^{0.5} \quad (\text{F.8})$$

where

$$\hat{P}_t = a + bO_t \quad (\text{F.9})$$

with a and b being the intercept and slope of the regression line:

$$a = \bar{P} - b\bar{O} \quad (\text{F.10})$$

$$b = \left[\sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})(P_t - \bar{P}) \right] / \left[\sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})^2 \right] \quad (\text{F.11})$$

Here $\text{RMSE}^2 = \text{RMSE}_s^2 + \text{RMSE}_u^2$.

Willmott (1982) argues that systematic and unsystematic root mean square error gives valuable information on the possibility of model improvement.

For a good model the unsystematic portion of the RMSE is much larger than the systematic, while a large systematic RMSE indicates a poor model. For a more thorough discussion, see Willmott (1982).

Correlation coefficient:

$$\text{Corr} = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})(P_t - \bar{P}) / (\sigma_o \cdot \sigma_p) \quad (\text{F.12})$$

This is the ordinary product-moment correlation coefficient.

Index of agreement:

$$\text{IA} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (P_t' - O_t')^2}{\sum_{t=1}^T (|P_t'| + |O_t'|)^2} \quad (\text{F.13})$$

where

$$P_t' = P_t - \bar{O} \text{ and } O_t' = O_t - \bar{O} \quad (\text{F.14})$$

The index of agreement has been recommended by Willmott (1982), as a better parameter to describe the "agreement" between the two time series O_t and P_t .

The index IA is a number between 0 and 1, with 0 indicating worst agreement, and 1 indicating best agreement.

F3 RESULTS OF MODEL VALIDATION

Tables F1-F5 show values of model evaluation parameters for the dispersion calculations in Grenland at five measuring stations (Klyve, Georg Stangs gt, Nenset, Frednes and Ås). The location of the measuring stations are shown in Figure 1.1.

Each table consist of two parts showing results for the winter-period (3.1.-15.3.) and for the summerperiod (18.4.-24.6.) respectively.

In each table results are given for NO_x , particles (PM2.5) and for SO_2 .

The arithmetic mean value (Mean) and standard deviation (SDev) are calculated for observed hourly values for each period of calculations. The corresponding column in each table is marked by "O". The same parameters are calculated for the timeseries predicted by dispersion calculations and the column is marked by "P".

Based on hourly predicted concentrations in all km^2 the spatial uncertainty is taken into consideration in the following way: Within a distance of 1 km from the measuring stations, the concentration value showing best correspondance with the measured value is used in further evaluation, and the corresponding column is marked by "P+M". This interpretation (matching) of the calculated values improve the correlation between the observed and predicted concentrations.

In the method of dispersion calculations knowledge of the concentrations in the air that enters the area has to be available. Ideally this background concentration should be determined by hourly measurements at a station not influenced by local sources. In this project the existing measurements are used for estimating this concentration. The method is described in Appendix C.

When this contribution to concentration values is taken into account, better correspondence between observed and predicted values is found. In particular the background concentration is of importance for the description of the SO₂-concentration during the winterperiod.

The corresponding column in the tables for model performance evaluation is marked by "P+B". To further improve the correspondence between calculated and predicted concentrations, background concentrations are added, and consideration of spatial uncertainty is again taken into account as described above. The corresponding column is marked by "P+B+M".

Table F1A: Statistical parameters for model performance evaluation.

Station: Klyve
Period : 3.1-15.3.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	24.1	21.3	21.4	30.1	26.8
SDev		30.1	30.2	26.7	33.6	30.0
NMD			0.12	0.11	-0.25	-0.11
RMSE	"		28.3	18.7	23.8	13.5
RMSE _s	"		13.4	9.3	7.9	4.1
RMSE _u	"		24.9	16.2	22.5	12.9
Corr			0.57	0.80	0.74	0.90
IA			0.74	0.88	0.85	0.95
"PM 2.5"						
Mean	μg/m ³	11.4	14.0	11.1	19.3	14.6
SDev		12.0	23.9	13.5	25.0	14.9
NMD			-0.225	0.02	-0.69	-0.282
RMSE	"		23.0	11.3	23.2	10.4
RMSE _s	"		4.7	3.8	7.9	3.3
RMSE _u	"		22.5	10.7	21.8	9.8
Corr			0.34	0.61	0.49	0.75
IA			0.47	0.77	0.54	0.84
SO ₂						
Mean	μg/m ³	11.6	6.5	7.4	10.7	11.6
SDev		17.7	9.1	6.3	10.1	7.3
NMD			0.44	0.36	0.08	0.13
RMSE	"		20.1	17.5	18.2	15.7
RMSE _s	"		17.9	16.4	15.3	14.3
RMSE _u	"		9.1	6.1	9.8	6.5
Corr			0.057	0.29	0.24	0.47
IA			0.25	0.35	0.39	0.51

Table F1B: Statistical parameters for model performance evaluation.

Station: Klyve
Period : 18.4-24.6.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	15.6	25.4	21.1	27.8	22.6
SDev		15.6	25.2	19.4	24.8	19.5
NMD			-0.63	-0.35	-0.785	-0.451
RMSE	"		25.3	16.9	25.0	16.6
RMSE _s	"		10.9	6.8	12.7	7.6
RMSE _u	"		22.8	15.5	21.5	14.7
Corr			0.43	0.60	0.50	0.66
IA			0.55	0.73	0.58	0.76
"PM 2.5"						
Mean	μg/m ³	12.0	9.2	9.1	15.3	13.4
SDev		10.6	14.3	10.1	15.5	11.6
NMD			0.23	0.24	-0.275	-0.11
RMSE	"		15.3	9.8	13.5	7.1
RMSE _s	"		7.0	5.5	3.9	1.9
RMSE _u	"		13.6	8.2	13.0	6.8
Corr			0.29	0.59	0.55	0.81
IA			0.52	0.75	0.69	0.89
SO ₂						
Mean	μg/m ³	5.1	7.2	5.1	8.3	6.1
SDev		4.4	10.9	4.7	10.8	4.8
NMD			-0.42	-0.08	-0.64	-0.21
RMSE	"		11.8	5.0	11.7	4.7
RMSE _s	"		4.5	2.5	4.6	2.2
RMSE _u	"		10.9	4.3	10.7	4.2
Corr			0.04	0.41	0.11	0.51
IA			0.22	0.64	0.21	0.70

Table F2A: Statistical parameters for model performance evaluation.
 Station: Georg Stangs gt.
 Period : 3.1.-15.3.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	38.2	38.5	32.3	48.6	38.4
SDev	"	49.1	48.9	37.6	53.3	41.5
NMD	"		-0.007	0.155	-0.27	-0.003
RMSE	"		41.3	98.8	41.8	25.9
RMSE _{su}	"		17.6	19.2	16.1	13.8
Corr	"		37.4	21.5	38.5	21.9
IA	"		0.65	0.82	0.69	0.85
			0.79	0.88	0.81	0.91
"PM 2.5"						
Mean	μg/m ³	14.7	12.0	10.5	13.0	14.4
SDev	"	13.0	12.6	9.7	14.3	11.3
NMD	"		0.18	0.28	-0.19	0.017
RMSE	"		14.9	10.9	13.3	7.9
RMSE _{su}	"		9.1	8.0	5.8	4.0
Corr	"		11.9	7.4	12.0	6.8
IA	"		0.34	0.64	0.55	0.80
			0.59	0.76	0.74	0.89
SO ₂						
Mean	μg/m ³	26.0	15.2	15.6	19.2	17.8
SDev	"	44.5	25.8	16.6	25.4	16.2
NMD	"		0.42	0.40	0.26	0.32
RMSE	"		51.0	40.8	50.1	40.0
RMSE _{su}	"		44.0	38.1	43.2	37.4
Corr	"		25.8	14.6	25.4	14.1
IA	"		0.07	0.48	0.07	0.50
			0.28	0.49	0.27	0.50

Table F2B: Statistical parameters for model performance evaluation.
 Station: Georg Stangs gt.
 Period : 18.4-24.6.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	25.0	31.6	23.6	34.1	25.2
SDev	"	22.5	33.2	22.0	33.1	22.4
NMD	"		-0.27	0.05	-0.37	-0.01
RMSE	"		30.0	17.1	29.5	15.7
RMSE _{su}	"		8.8	7.0	10.2	5.6
Corr	"		28.7	15.6	27.7	14.7
IA	"		0.51	0.71	0.55	0.75
			0.66	0.84	0.68	0.86
"PM 2.5"						
Mean	μg/m ³	15.7	7.0	7.6	12.2	11.6
SDev	"	11.5	9.8	6.3	11.4	8.0
NMD	"		0.56	0.39	0.22	0.26
RMSE	"		16.7	13.5	13.5	9.5
RMSE _{su}	"		13.6	12.2	8.3	7.4
Corr	"		9.7	5.8	10.7	6.0
IA	"		0.12	0.39	0.35	0.66
			0.45	0.55	0.59	0.75
SO ₂						
Mean	μg/m ³	17.1	11.9	9.9	13.0	10.4
SDev	"	32.0	27.7	15.9	27.7	15.9
NMD	"		0.31	0.42	0.24	0.389
RMSE	"		42.4	28.5	42.1	28.1
RMSE _{su}	"		32.1	25.0	31.8	24.6
Corr	"		27.7	13.7	27.7	13.6
IA	"		0.01	0.51	0.02	0.52
			0.25	0.61	0.24	0.62

Table F3A: Statistical parameters for model performance evaluation.

Station: Nenset ("PM 2.5" not measured at this station).

Period : 3.1.-15.3.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	61.9	40.6	37.4	50.7	44.1
SDev		89.9	51.0	46.3	40.4	29.4
NMD			0.34	0.40	0.18	0.29
RMSE	"		73.7	68.1	67.4	60.6
RMSE _s	"		61.9	60.6	53.9	53.0
RMSE _u	"		39.9	30.9	40.3	29.4
Corr			0.62	0.75	0.68	0.81
IA			0.69	0.74	0.75	0.80
SO ₂						
Mean	μg/m ³	13.8	11.1	9.7	15.1	12.5
SDev		16.7	15.8	9.6	15.5	9.7
NMD			0.20	0.30	-0.09	0.09
RMSE	"		22.2	16.1	20.8	14.4
RMSE _s	"		15.6	13.5	14.2	11.8
RMSE _u	"		15.8	8.8	15.3	8.3
Corr			0.08	0.40	0.17	0.52
IA			0.33	0.56	0.39	0.64

Table F3B: Statistical parameters for model performance evaluation.

Station: Nenset ("PM 2.5" not measured at this station).

Period : 18.4-24.6.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	26.7	32.3	24.1	34.7	25.8
SDev		33.7	33.1	26.9	32.8	27.0
NMD			-0.21	0.09	-0.30	0.03
RMSE	"		29.4	19.2	28.6	17.6
RMSE _s	"		14.1	11.8	14.5	10.7
RMSE _u	"		25.8	15.1	24.6	14.0
Corr			0.63	0.83	0.66	0.86
IA			0.78	0.89	0.79	0.91
SO ₂						
Mean	μg/m ³	7.4	10.0	6.2	11.1	7.0
SDev		5.4	16.4	5.8	15.9	5.9
NMD			-0.35	0.164	-0.50	0.06
RMSE	"		16.7	6.2	16.7	5.7
RMSE _s	"		4.9	3.2	5.3	2.5
RMSE _u	"		16.0	5.3	15.9	5.1
Corr			0.08	0.43	0.11	0.50
IA			0.22	0.65	0.22	0.70

Table F4A: Statistical parameters for model performance evaluation.
 Station: Frednes ("PM 2.5" not measured at this station).
 Period : 3.1.-15.3.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	73.4	44.1	52.0	54.2	57.5
SDev		95.5	57.7	61.8	60.3	64.9
NMD			0.40	0.29	0.26	0.22
RMSE _U	"		84.5	63.9	76.7	56.5
RMSE _S	"		69.7	51.4	60.7	44.1
RMSE _{LS}	"		47.8	37.9	46.9	35.4
Corr			0.56	0.79	0.63	0.84
IA			0.67	0.83	0.73	0.87
SO ₂						
Mean	μg/m ³	9.9	11.6	8.0	15.6	10.5
SDev		12.4	16.1	8.5	15.9	8.9
NMD			-0.17	0.20	-0.58	-0.06
RMSE _U	"		18.3	10.7	17.6	8.9
RMSE _S	"		9.3	8.0	9.1	6.2
RMSE _{LS}	"		15.8	7.1	17.6	6.4
Corr			0.20	0.54	0.33	0.69
IA			0.42	0.69	0.51	0.80

Table F4B: Statistical parameters for model performance evaluation.
 Station: Frednes ("PM 2.5" not measured at this station).
 Period : 18.4-24.6.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	μg/m ³	36.7	36.8	32.6	39.3	34.1
SDev		38.8	39.1	31.6	38.7	31.7
NMD			-0.002	0.11		0.07
RMSE _U	"		37.8	24.1	36.2	22.1
RMSE _S	"		18.0	14.4	17.1	13.0
RMSE _{LS}	"		33.2	19.3	31.9	17.9
Corr			0.53	0.79	0.57	0.82
IA			0.72	0.88	0.74	0.90
SO ₂						
Mean	μg/m ³	5.0	9.4	6.1	10.6	6.5
SDev		3.7	13.8	5.2	13.6	5.2
NMD			-0.86	-0.20	-1.10	-0.30
RMSE _U	"		14.3	4.3	14.3	4.3
RMSE _S	"		4.4	1.1	5.5	1.5
RMSE _{LS}	"		13.5	4.1	13.2	4.0
Corr			0.20	0.62	0.24	0.65
IA			0.23	0.74	0.25	0.75

Table F5A: Statistical parameters for model performance evaluation.
 Station: Ås
 Period : 3.1.-15.3.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	µg/m ³	24.4	29.6	26.3	39.8	33.8
SDev	"	30.4	38.5	31.3	41.9	34.7
NMD	"		-0.21	-0.08	-0.63	-0.38
RMSE	"		38.6	27.2	38.2	26.3
RMSE _s	"		15.7	11.4	16.9	10.8
RMSE _u	"		35.2	24.7	34.2	24.0
Corr	"		0.40	0.61	0.56	0.72
IA	"		0.61	0.78	0.68	0.82
"PM 2.5"						
Mean	µg/m ³	13.7	14.9	12.6	20.9	16.3
SDev	"	11.4	23.7	13.7	23.6	14.4
NMD	"		-0.04	0.08	-0.52	-0.19
RMSE	"		25.1	13.9	23.6	11.6
RMSE _s	"		8.7	5.9	7.9	3.4
RMSE _u	"		8.7	12.5	22.2	11.1
Corr	"		0.12	0.41	0.34	0.64
IA	"		0.33	0.63	0.46	0.78
SO ₂						
Mean	µg/m ³	6.9	5.3	4.4	9.3	7.5
SDev	"	7.3	9.2	6.1	9.8	7.0
NMD	"		0.23	0.36	-0.35	-0.09
RMSE	"		11.7	8.5	9.6	5.2
RMSE _s	"		7.3	6.2	3.9	2.3
RMSE _u	"		9.2	5.9	8.8	4.8
Corr	"		0.03	0.27	0.44	0.73
IA	"		0.35	0.55	0.62	0.85

Table F5B: Statistical parameters for model performance evaluation.
 Station: Ås
 Period : 18.4-24.6.1988.

Parameter	Unit	NO _x				
		0	P	P+M	P+B	P+B+M
Mean	µg/m ³	13.1	24.9	19.3	27.4	21.1
SDev	"	15.5	26.1	19.1	26.4	19.8
NMD	"		-0.90	-0.47	-1.08	-0.60
RMSE	"		27.4	17.8	27.9	18.0
RMSE _s	"		13.0	15.9	14.7	8.7
RMSE _u	"		24.1	7.9	23.6	15.8
Corr	"		0.38	0.55	0.44	0.61
IA	"		0.49	0.69	0.52	0.71
"PM 2.5"						
Mean	µg/m ³	12.2	11.2	12.2	17.5	14.1
SDev	"	10.0	17.3	10.7	18.3	12.2
NMD	"		0.08	0.23	-0.44	-0.16
RMSE	"		17.7	10.8	19.9	8.6
RMSE _s	"		5.9	5.5	5.5	2.2
RMSE _u	"		16.7	9.2	16.2	8.3
Corr	"		0.25	0.50	0.46	0.74
IA	"		0.45	0.70	0.56	0.84
SO ₂						
Mean	µg/m ³	5.1	5.9	4.5	7.1	5.4
SDev	"	5.8	9.3	5.0	9.2	5.0
NMD	"		-0.16	0.11	-0.39	-0.05
RMSE	"		10.1	5.6	9.9	5.2
RMSE _s	"		4.4	3.5	4.3	3.0
RMSE _u	"		9.1	4.4	8.9	4.2
Corr	"		0.16	0.47	0.22	0.56
IA	"		0.37	0.67	0.41	0.73

The Figures F1-F5 give observed and calculated NO_x -concentrations as a function of time. Concentrations predicted by dispersion calculations are corrected for background values. Further the spatial uncertainty is taken into account to arrive at calculated values, given in the figures.

F4 DISCUSSION

Predictions of short term average concentrations (e.g. hourly data) are usually poorly correlated with observations at the same time and location. Wind speed and direction uncertainties contribute to this type of error.

Typically errors in hourly average model predictions are almost as large as the predictions themselves. However, models can often simulate the ground level pattern of the concentrations fairly well, if the pattern is allowed to be moved horizontally. According to Hanna (1987) such slight displacement errors will often cause the point by point correlation to be poor.

In the tables it is seen that when background concentrations and allowance for spatial uncertainty is taken into account, the results of model validation are improved considerably. The time series for observed and calculated concentration values for NO_x at the different stations are shown in Figures F1-F5. The discrepancies that are observed between observed and calculated values may be of a stochastic nature and of subgrid scale, or it may represent a correction factor for the calculated concentration levels. The explanation for the correction factor may be found in the definition of emission intensity in single or in groups of sources, or it may be accounted for by the dispersion conditions. The concentrations close to the ground are particularly sensitive to description of vertical exchange of pollution. The explanation of the discrepancies from hour to hour remains to be clarified. However, the hourly concentrations should make a good data base for estimating exposure when the corrections by measured data are performed.

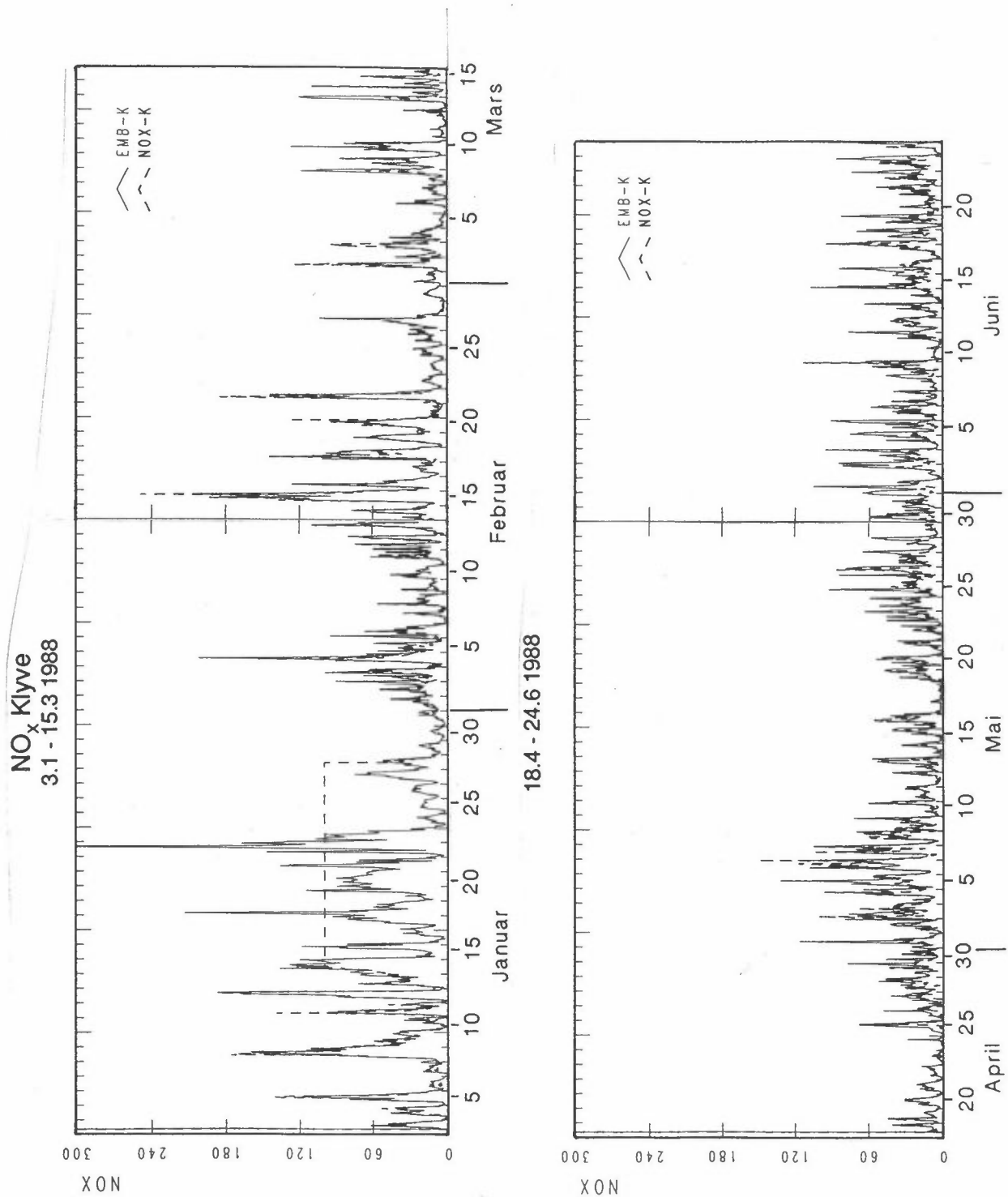


Figure F1: Observed NO_x-concentrations at Klyve compared with predicted values where background concentrations and spatial uncertainty ("matching") have been taken into account.

- a) The winterperiod 3.1.-15.3.1988.
- b) The summerperiod 18.4.-24.6.1988.

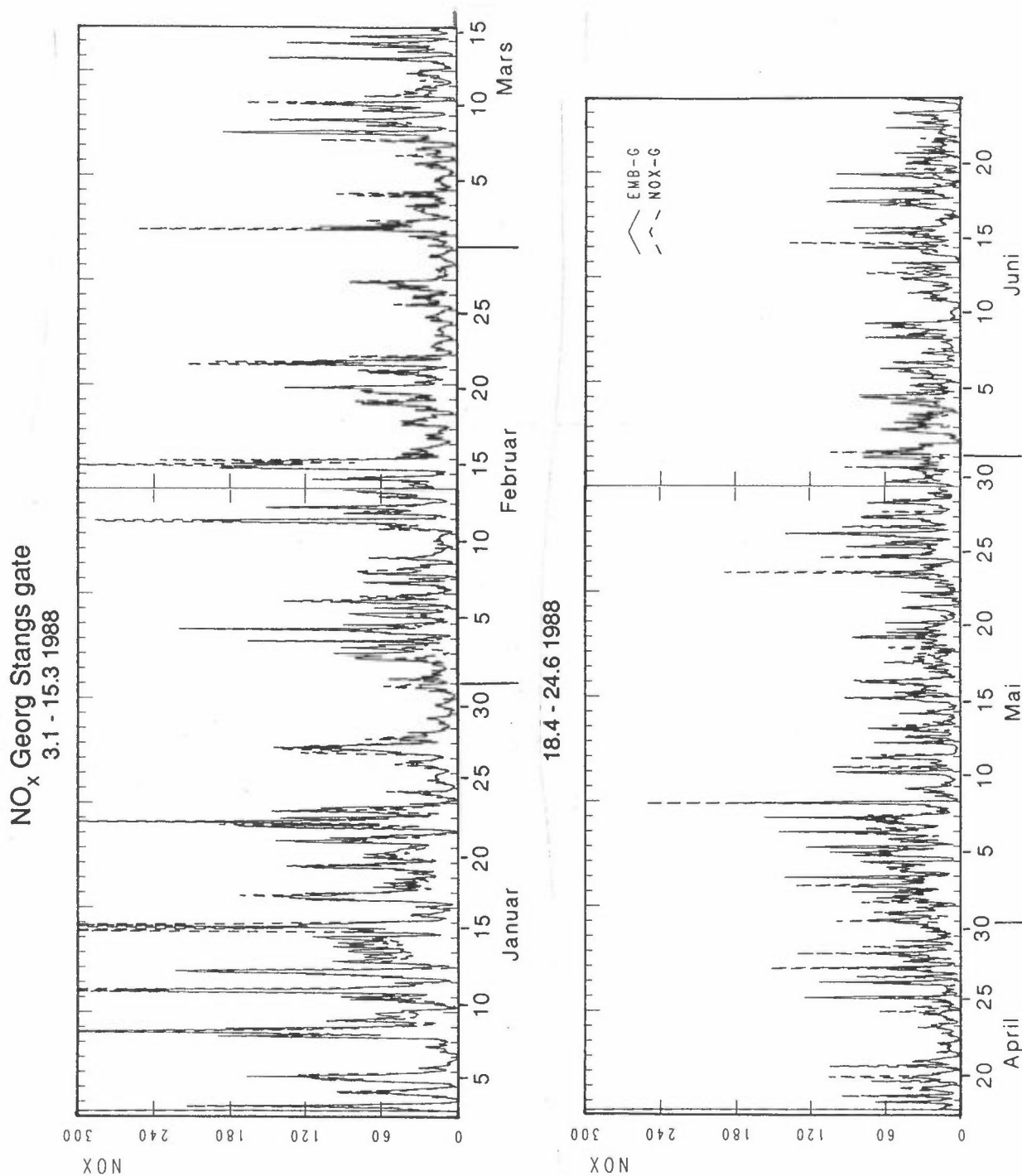


Figure F2: Observed NO_x-concentrations at Georg Stangs gt. compared with predicted values where background concentrations and spatial uncertainty ("matching") have been taken into account.

- a) The winterperiod 3.1.-15.3.1988.
- b) The summerperiod 18.4.-24.6.1988.

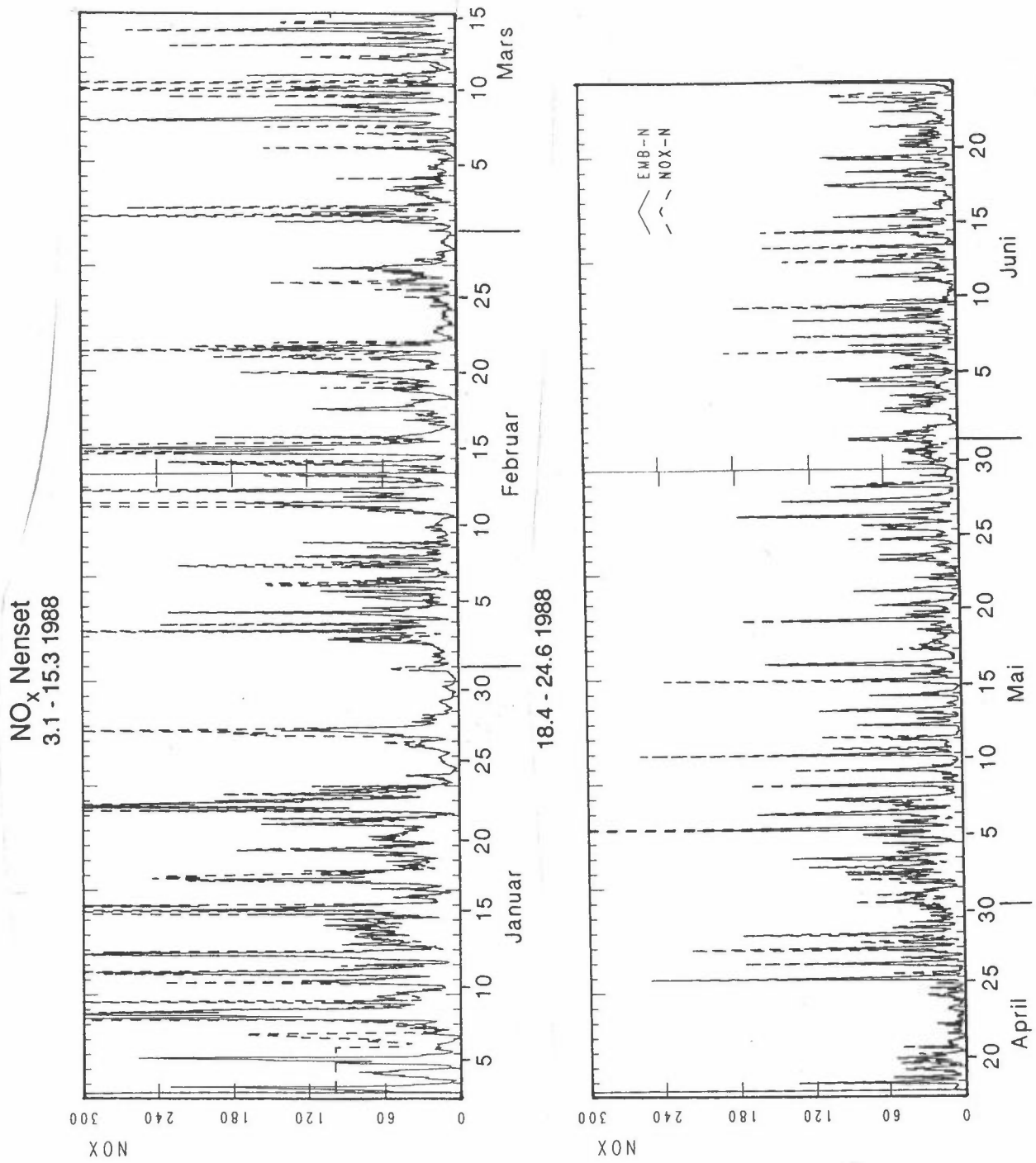


Figure F3: Observed NO_x-concentrations at Nenset compared with predicted values where background concentrations and spatial uncertainty ("matching") have been taken into account.

- a) The winterperiod 3.1.-15.3.1988.
- b) The summerperiod 18.4.-24.6.1988.

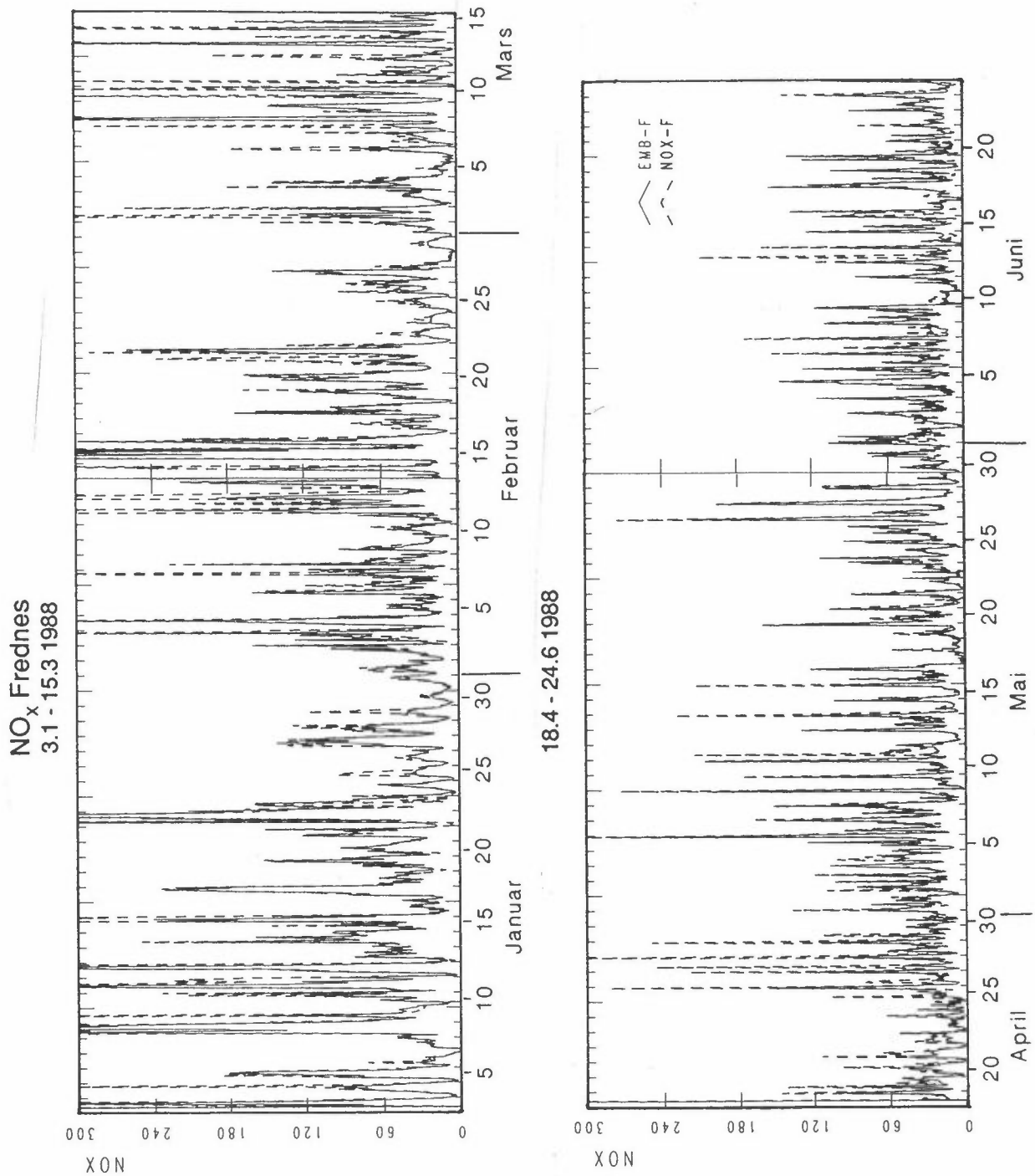


Figure F4: Observed NO_x-concentrations at Frednes compared with predicted values where background concentrations and spatial uncertainty ("matching") have been taken into account.

- a) The winterperiod 3.1.-15.3.1988.
- b) The summerperiod 18.4.-24.6.1988.

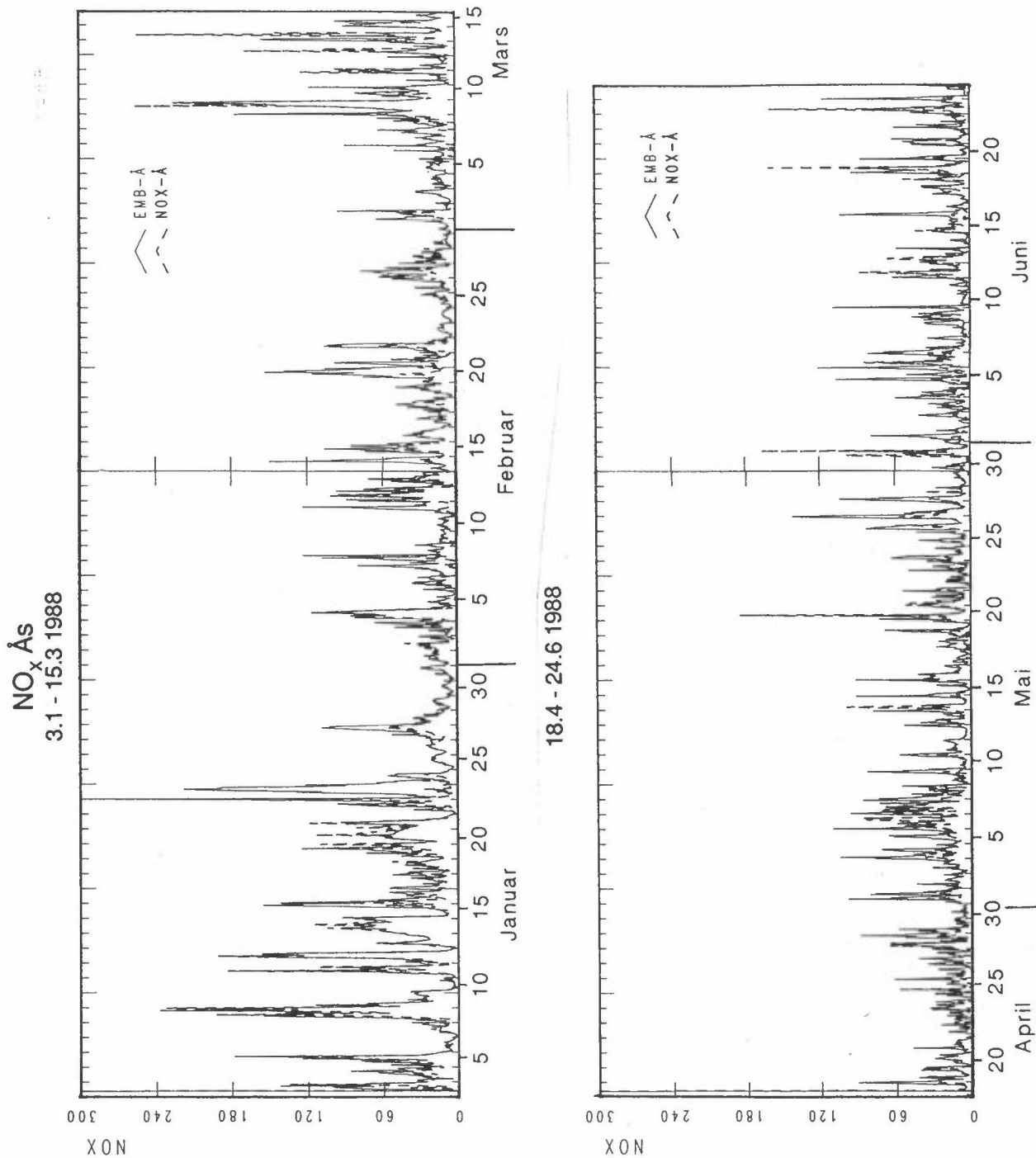


Figure F5: Observed NO_x-concentrations at Ås compared with predicted values where background concentrations and spatial uncertainty ("matching") have been taken into account.

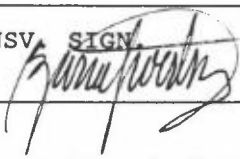
- a) The winterperiod 3.1.-15.3.1988.
- b) The summerperiod 18.4.-24.6.1988.

F5 REFERENCES

- EPA (1981) Interim Procedures for Evaluating Air Quality Models. Research Triangle Park, NC., OAQPS, EPA.
- EPA (1984) Interim Procedures for Evaluating Air Quality Models (revised). Research Triangle Park, NC., OAQPS, EPA. (EPA-450/4-84-023).
- Fox, D.G. (1981) Judging air quality model performance - review of the Woods Hole workshop. Bull. Am. Meteorol. Soc., 62, 599-609.
- Fox, D.G. (1984) Uncertainty in air quality modelling. Bull. Am. Meteorol. Soc., 65, 27-36.
- Hanna, S.R. (1987) A review of air quality model evaluation procedures. In: Proceedings of the WMO Conference on air pollution modelling and its application. Leningrad 1986. Vol 1. (WMO /TD No. 187).
- Willmott, C.J. (1982) Some comments on the evaluation of model performance. Bull. Am. Meteorol. Soc., 63, 1309-1313.



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING (NILU)
NORWEGIAN INSTITUTE FOR AIR RESEARCH
POSTBOKS 64, N-2001 LILLESTRØM

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORTNR. 65/90	ISBN-82-425-0194-7	
DATO NOVEMBER 1990	ANSV. SIGN. 	ANT. SIDER 209	PRIS NOK 240,-
TITTEL Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensninger og helsevirkninger i Grenland. Beregning av romlige konsentrasjonsfordelinger basert på timevise målinger. Datagrunnlag for eksponering.	PROSJEKTLEDER K.E. Grønskei		NILU PROSJEKT NR. O-8747
	FORFATTER(E) K.E. Grønskei, S.E. Walker og F. Gram		TILGJENGELIGHET * A
		OPPDRAGSGIVERS REF. S.Hagen, SFT	
OPPDRAGSGIVER (NAVN OG ADRESSE) Miljøverndepartementet (MD). Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF).			
3 STIKKORD (a maks. 20 anslag) Spredningsberegninger Luftkvalitet Grenland			
REFERAT (maks. 300 anslag, 7 linjer) Rapporten beskriver datagrunnlaget for timevise eksponeringsberegninger. Timevise konsentrasjonsfordelinger av NO _x , partikler (PM 2,5) og SO ₂ , CO og Cl er beregnet på grunnlag av data for utslipp og spredning. Spredningsberegnete konsentrasjonsbidrag fra lokale utslipp er videre korrigert ved hjelp av målte konsentrasjoner. Timevise O ₃ og NO ₂ fordelinger er beregnet på grunnlag av målinger og beregnede NO _x -fordelinger. Videre gis 12 timers sulfat- og nitratfordelinger basert på romlig interpolasjon av målte konsentrasjoner.			
TITLE Short time cohort study of the relationship between health and air pollution in Grenland, Norway. Calculation of spatial concentration distribution based on measurements. The data for evaluation of exposure.			
ABSTRACT (max. 300 characters, 7 lines) The report describes the basis of pollution data for the evaluation of exposure. Hourly spatial distributions of concentration are calculated for NO _x , particles (PM 2,5), SO ₂ , CO and Cl based on data for emission and dispersion. Calculated concentration contribution from local sources is corrected by using measured values. Hourly O ₃ and NO ₂ distributions are developed based on measurements and calculated distributions of NO _x . Further data are given for 12-hour distributions of nitrate and sulphate based on spatial interpolation of measured concentrations.			

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