

Luftforurening med partikler fra brændeovne

Måling og modellering af PM_{2,5}-bidrag i to
danske villakvarterer om vinteren

Jesper Forup Stubkjær



Specialerapport ved Geografisk Institut
Københavns Universitet
Oktober 2006

Intern vejleder

Henrik Søgaard

Geografisk Institut
Københavns Universitet

Eksterne vejledere

Marianne Glasius
Ole Hertel

Danmarks
Miljøundersøgelser

Forord

Nærværende specialerapport udgør den afsluttende del af min uddannelse som Cand.scient. i Geografi ved Københavns Universitet.

Alt eksperimentelt arbejde, databehandling og efterfølgende rapportskrivning er udført på Afdelingen for Atmosfærisk Miljø, Danmarks Miljøundersøgelser i Roskilde. Her har Seniorforsker Marianne Glasius (nu ansat på Århus Universitet) og Seniorforsker Ole Hertel bistået med løbende vejledning under såvel det eksperimentelle arbejde som analyse- og skrivefasen.

Jeg ønsker at takke følgende personer for deres generøse hjælp. Uden dem havde dette speciale ikke været muligt:

- Marianne Glasius og Ole Hertel, eksterne vejledere ved Afdelingen for Atmosfærisk Miljø (ATMI), Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) i Roskilde.
- Henrik Søgaard, intern vejleder ved Geografisk Institut, Københavns Universitet (KU).
- Helge Rørdam Olesen, Peter Vangsbo Madsen, Peter Wåhlin, Matthias Ketznel, Martin Hvidberg, Per Løfstrøm, Ruwim Berkowicz, Claus Nordstrøm, Bjarne Jensen, Pia Konggaard Nielsen og Finn Palmgren, ATMI, for værdifulde diskussioner og input undervejs i projektet.
- Alle medarbejderne på ATMI for det gode arbejdsklima
- Jytte Illerup, Afdeling for Systemanalyse, DMU, for data
- Bo Dahlbjerg Jensen, Geografisk Institut, KU, for udlån af apparatur
- Elvira Vaclavik, Institut for Folkesundhedsvidenskab, KU, for udlån af apparatur
- Søren Thykier, Forskningscenter Risø, for data
- Erik Olsen, Roskilde kommune, for data
- Ole Jeppesen, skorstensfejer i Vindinge, for data
- Borgerne i Vindinge, for data
- Beredskabsstyrelsen, for tilladelse til brug af sirenemast

Derudover ønsker jeg at takke Miljøstyrelsen og Forskningscenteret AIRPOLIFE for den finansiering, der har muliggjort dette speciales undersøgelser.

Endelig vil jeg takke min kæreste Pernille Thomsen, som har været der for mig gennem hele processen.

Resumé	5
English abstract.....	6
1 Introduktion	7
1.1 Formål	7
1.2 Partikelforurening.....	8
1.2.1 Bidrag fra træfyring.....	9
1.2.2 Bidrag fra lokal trafik.....	10
1.2.3 Bidrag fra fjerntransport og dansk industri.....	10
1.3 Meteorologiens betydning.....	10
1.4 Helbredseffekter.....	11
1.5 Modellering af luftforurening	12
2 Baggrund	14
2.1 Partikler i atmosfæren	14
2.1.1 Størrelse.....	14
2.1.2 Oprindelse af partikler.....	16
2.2 Partikelforurening fra brændeovne.....	17
2.2.1 Forbrændingsprocessen	17
2.2.2 Dannelse af partikler i brænderøg	18
2.2.3 Emissioner.....	18
2.3 Effekt af meteorologi og overflade på spredning	19
2.3.1 Effekt af stabilitet.....	19
2.3.2 Effekt af vind og overfladeruhed.....	21
2.3.3 Spredning af brændeovnsrøg i Danmark	22
2.4 Fjerntransporterede partikler.....	22
2.5 Transport i atmosfæren	23
2.6 Deposition.....	23
3 Modellering med OML-Multi.....	24
3.1 Gaussiske spredningsmodeller	24
3.2 Meteorologidata	26
3.3 Punktkilder	27
3.3.1 Identifikation af kilder.....	27
3.3.2 Kildernes koordinater.....	27
3.3.3 Emissionsparametre	29
3.3.4 Tidsmæssig variation af emission.....	29
3.4 Beregninger.....	30
3.5 Outputdata	31
3.6 Sensitivitetsanalyse.....	31
4 Eksperimentelt	33
4.1 Lokalteter	33

4.1.1 Gundsømagle	33
4.1.2 Vindinge	34
4.1.3 Lille Valby	35
4.2 Instrumentering	36
4.2.1 TEOM	36
4.2.2 CPC-målinger	38
4.2.3 Temperatursensorer og datalogger	39
4.3 Feltmålinger	39
4.3.1 PM _{2,5}	39
4.3.2 Lokale variationer i partikelantal	40
4.3.3 Vertikal temperaturprofil	40
4.4 Spørgeskemaundersøgelse af fyringsaktivitet	41
4.5 Meteorologiske data	41
5 Resultater	42
5.1 PM_{2,5}-målinger	42
5.1.1 Gundsømagle-kampagnen	43
5.1.2 Vindinge-kampagnen	45
5.1.3 Samlet resultat af målinger	46
5.2 Temperaturprofiler	47
5.3 Vindforhold	48
5.4 CPC-målinger	50
5.5 Spørgeskemaundersøgelse af fyringsaktivitet	52
5.6 Modellering med OML-Multi	54
6 Diskussion af målinger	61
6.1 PM_{2,5}-målinger	61
6.1.1 PM _{2,5} -niveauer og bidrag	61
6.1.2 Variation i PM _{2,5} -niveauer og -bidrag gennem måleperioderne	62
6.1.3 Variation i PM _{2,5} -timemidler	64
6.2 Meteorologiske parametres betydning	65
6.2.1 Vindretning	66
6.2.2 Vindhastighed	67
6.2.3 Stabilitet	68
6.2.4 Temperatur	69
6.2.5 Vindvektor-korrektion	71
6.2.6 Vindhastighedsnormalisering	72
6.2.7 Aften-data	72
6.3 CPC-målinger	72
6.3.1 Målinger 23/1 2006	73
6.3.2 Målinger 26/1 2006	73
6.3.3 CPC-målinger som indikator for PM _{2,5} -målingers repræsentativitet	74
6.4 Datakvalitet	74
6.4.1 PM _{2,5} -målinger	74
6.4.2 CPC-målinger	74
6.4.3 Meteorologiske data	75
6.4.4 Udregning af lokalbidrag	75
7 Diskussion af spørgeskemaundersøgelse	77

7.1 Fyringsaktivitet	77
7.2 Datakvalitet	77
7.3 Meteorologiske parametres effekt på fyringsaktivitet.....	78
7.3.1 Temperaturenens effekt på fyringsaktivitet.....	78
7.3.2 Vindhastighedens effekt på fyringsaktivitet.....	79
7.4 Kvalitet af registeroplysninger	80
7.5 Ovntype og brændselstype.....	81
8 Diskussion af modellering	82
8.1 Punktberegninger for lokalbidrag af $PM_{2,5}$	82
8.1.1 Gennemsnit over måleperioderne	82
8.1.2 Ugentlige gennemsnit	82
8.1.3 Kendt fyring i Vindinge	83
8.2 Områdevariation i lokalbidrag af $PM_{2,5}$	83
8.2.1 Fire timers daglig fyring.....	84
8.2.2 Kendt fyring i Vindinge	84
8.3 Scenarium ved 3 meter forøget skorstenshøjde.....	85
8.4 Sensitivitetsanalyse af OML-Multi.....	86
8.4.1 Friktionshastighed (U)	86
8.4.2 Varmeflux (H)	87
8.4.3 Emissionen af $PM_{2,5}$	88
8.5 Fastsættelse af værdier til inputdata.....	89
8.5.1 Identifikation af kilder.....	89
8.5.2 Kildernes koordinater.....	89
8.5.3 Fyringsaktivitet	89
8.5.4 Emissionsparametre	90
8.5.5 Ruhedspareparameteren (z_0).....	91
8.6 Kvalitet af outputdata	91
9 Sammenfattende diskussion	93
9.1 Validering af modellering med OML-Multi.....	93
9.1.1 Gennemsnit over perioden	93
9.1.2 Ugentlige gennemsnit	94
9.1.3 Egnethed af OML-Multi.....	95
9.2 Spørgeskemaundersøgelsens overensstemmelse med målinger	95
9.2.1 Fyringsaktivitetens effekt på aftenværdier af lokalt $PM_{2,5}$ -bidrag.....	95
9.2.2 Overensstemmelse mellem døgnmønstre.....	96
9.2.3 Fyringsaktivitetens afhængighed af meteorologiske parametre.....	96
9.3 Tidligere undersøgelser, emissionsopgørelser og grænse-værdier.....	97
9.3.1 Målinger af $PM_{2,5}$ fra brændefyring	97
9.3.2 Modellerede værdier	98
9.3.3 Afhængighed af meteorologiske parametre.....	98
9.4 Eksponering og helbredseffekter	99
10 Konklusion og perspektivering	100
10.1 Konklusion	100
10.2 Perspektivering	101

Resumé

Titel: "Luftforurening med partikler fra brændeovne – måling og modellering af PM_{2,5}-bidrag i to danske villakvarterer om vinteren".

Niveauer og lokalbidrag af PM_{2,5} blev målt, afhængigheden af meteorologiske parametre blev undersøgt, og i villakvarteret i Vindinge blev betydning af fyringsaktivitet desuden undersøgt. Endelig blev PM_{2,5}-bidraget modelleret med den danske luftkvalitetsmodel til regulativ brug, OML-Multi.

Målingerne viste et gennemsnitligt niveau på 26 µg/m³ PM_{2,5} i Gundsømagle og 21 µg/m³ i Vindinge. Fjerntransporterede partikler udgjorde ca. 82% af totalniveauet i Gundsømagle og ca. 94% i Vindinge. Resten kunne tilskrives bidrag fra brændeovne, som udgjorde 4,5 µg/m³ i Gundsømagle og 1,2 µg/m³ i Vindinge. Forklaringen på forskellen kan findes i A: mindre kollektiv varmforsyning i Gundsømagle fører til øget brug af brændeovne dér, og B: kilderne var lokaliseret tættere på hinanden og tættere på målestationen i Gundsømagle.

Højeste lokalbidrag blev observeret om morgenen og i sen eftermiddag og aften, hvor beboerne var hjemme, og opvarmning af husene var nødvendig.

Lokalbidraget var afhængigt af vindhastighed og atmosfærisk stabilitet. De højeste bidrag blev målt, når vindhastigheden var under 3 m/s og når atmosfæren var stabil. I Vindinge sås desuden højere bidrag ved temperaturer under 0 °C. Afhængigheden af vindhastighed og stabilitet skyldes mindsket opblanding og fortynding under stille og stabile forhold. Afhængigheden af temperaturen i Vindinge skyldes et højere antal aktive brændeovne ved temperaturer under 0 °C. Når denne afhængighed ikke sås i Gundsømagle, skyldes det sandsynligvis en mere konstant brug af ovnene hér som følge af større afhængighed af brændeovne til boligopvarmning.

Lokalbidraget var ikke afhængigt af fyringsaktiviteten, men den manglende sammenhæng skyldes højst sandsynlig en for lav detaljeringsgrad i data for fyringsaktiviteten.

Modelleringen med OML-Multi gav en god repræsentation af de målte lokalbidrag. Overensstemmelsen var bedst i Gundsømagle, hvor flere aktive brændeovne var lokaliseret tæt ved målestationen, end tilfældet var i Vindinge. OML-Multi er således et brugbart værktøj til estimering af luftforurening fra brændeovns-skorstene, specielt når antallet af aktive ovne er højt.

Nøgleord: Luftforurening, PM_{2,5}, Brændeovne, Meteorologi, Modellering med OML-Multi.

Forfatter: Jesper Forup Stubkjær

English abstract

Title: "Air pollution with particulate matter from wood stoves – measurements and modelling of wintertime PM_{2,5}-contributions in two Danish villages".

Levels and local contributions of PM_{2,5} were measured, the influence of meteorology was investigated, and additionally the influence of burning activity was investigated in one village, Vindinge. Finally local PM_{2,5} was modelled, using the Danish dispersion model for regulatory, OML-Multi.

Measurements showed an average level of 26 µg/m³ PM_{2,5} in the village Gundsømagle and 21 µg/m³ in Vindinge. Long range transport of particles contributed with 72 percent of the total level in Gundsømagle and 89 percent in Vindinge. The remainder was attributable to wood stoves, contributing with 4,5 µg/m³ in Gundsømagle and 1,2 µg/m³ in Vindinge. The reason for the difference is probably A: less communal heating in Gundsømagle, leading to more wood burning for heating, and B: the fact that the sources were more densely located and were closer to the monitoring point in Gundsømagle. Highest local contributions were seen in during morning, late afternoon and evening, where residents were at home and domestic heating was needed.

Local contributions were dependent on wind speed and atmospheric stability. The highest contributions were measured when wind speed was below 3 m/s and when the atmosphere was in stable condition. In Vindinge an additional pattern of high contributions at temperatures below 0 °C was seen. The dependency on wind speed and stability is attributable to limited mixing and denudation under calm and stable conditions. The dependency on temperature in Vindinge was caused by a higher number of active wood stoves when the temperature was below 0 °C. The same dependency was not observed in Gundsømagle, probably due to a more constant burning activity as a result of higher dependency on wood stoves for heating.

No dependency of local contributions on burning activity was seen, most likely as a result of a low degree of precision in the data for burning activity.

The modelling with OML-Multi gave a good representation of the observed local contributions. The performance of the model was best in Gundsømagle, where the amount of active wood stoves close to the measurement station was higher than in Vindinge. OML-Multi is thus a useful tool for estimating air pollution from wood stove chimneys, especially when the amount of active stoves is high.

Keywords: Air pollution, PM_{2,5}, Wood stoves, Meteorology, OML-Multi modelling.

Author: Jesper Forup Stubkjær

1 Introduktion

Luftforurening med partikler udgør et miljøproblem, der på såvel nationalt som internationalt plan har modtaget stigende opmærksomhed gennem de senere år. Baggrunden er primært en række undersøgelser, som har påvist en direkte sammenhæng mellem partikelforurening i luften og en øget sygelighed og dødelighed i en række undersøgte befolkningsgrupper.

Denne viden har skabt et ønske om bedre kendskab til partikelforureningens niveauer, oprindelse og sammensætning, samt til de mekanismer, der er betydende for niveauet og for befolkningens eksponering. I den forbindelse er der allerede i mange lande gennemført undersøgelser, primært med fokus på partikelforurening i byområder og landområder.

I landområderne findes der, udover jordstøv, ikke umiddelbart betydelige lokale kilder til partikelforurening. Når landområderne alligevel har et væsentligt niveau af partikelforurening, skyldes det, at partikler kan transporteres over store afstande i atmosfæren og dermed skabe et baggrundsniveau, der er uafhængigt af lokale emissioner.

I byerne er der betydelige lokale emissioner fra bl.a. trafik, så her er forureningsniveauet et resultat af både lokale emissioner og fjerntransport.

En tredje områdetype, som endnu er sparsomt undersøgt, er villakvartererne, bl.a. i forstæderne til de større byer. Lokal trafik vil, især pga. relativt begrænset omfang, ofte have mindre betydning i disse områder, og om sommeren vil partikelforureningen derfor som udgangspunkt være identisk med baggrundsniveauet.

Om vinteren gør en tredje forureningskilde sig imidlertid gældende, idet brændeovne og -fyr, der anvendes til lokal boligopvarmning, udsender røg med et højt indhold af partikler. I Danmark er der installeret ca. 800.000 brændeovne og -fyr i private hjem, og hovedparten af disse befinder sig i villakvarterer. Omfanget af anvendelsen af disse ovne og fyr er sparsomt belyst på landsplan, men det anslås, at ca. 500.000 anvendes regelmæssigt i den kolde del af vinteren (Illerup og Nielsen, 2004). På denne årstid er spredningsforholdene ofte dårlige pga. lave vindhastigheder og ringe vertikal opblanding, hvilket gør vinteren til en kritisk periode mht. forhøjede niveauer af partikelforurening fra kilder i lokalområdet.

Dette speciale præsenterer en undersøgelse af luftforureningen med fine partikler om vinteren i to danske villakvarterer. Fine partikler betegnes også $PM_{2,5}$, dvs. massen af partikler under 2,5 μm i diameter.

1.1 Formål

I forbindelse med denne undersøgelse af luftforurening med $PM_{2,5}$ ønskes følgende spørgsmål besvaret:

- Hvor høje niveauer af $PM_{2,5}$ kan der måles om vinteren i to danske villakvarterer.
- Hvor stor en del af det målte $PM_{2,5}$ -niveau udgøres af baggrundsniveauet, og hvor meget udgøres af lokalbidraget fra brændeovne.
- Kan der etableres sammenhænge mellem forureningsniveau og relevante meteorologiske parametre.
- I hvilket omfang kan røgfanemodellen OML-Multi reproducere de målte lokalbidrag af $PM_{2,5}$ i kvarterer med brændeovne¹.
- Kan der etableres sammenhænge mellem omfanget af brændeovnsbrug og det målte lokalbidrag af $PM_{2,5}$.
- Er de eksisterende registre for brændeovne i Vindinge, dvs. statens Bygnings- og Boligregister samt skorstensfejerens register, repræsentative for antallet og brugen af brændeovne.

1.2 Partikelforurening

Forurening med partikler er et resultat af emissionerne, men faktorer såsom udslipshøjde, spredning i atmosfæren og diverse omdannelsesprocesser har ligeledes betydning for niveauerne i vore omgivelser (Palmgren et al., 2005). Niveaulet udtrykkes ofte i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ partikler under en vis valgt diameter, eksempelvis $\mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{2,5}$, som refererer til massen af partikler under $2,5 \mu\text{m}$. For de større partikler har afsætning ligeledes stor betydning for niveaulet.

De vigtigste bidrag til lokalniveaulet af $PM_{2,5}$ i Danmark er fjerntransport, trafik samt træfyring. På landsplan har de lokale danske kilder kun ringe betydning for $PM_{2,5}$ -niveaulet (Palmgren et al., 2005), idet fjerntransportens bidrag er dominerende. Samme situation gør sig gældende i store dele af det øvrige Europa (European Topic Centre on Air and Climate Change, 2006).

På gadeniveau kan trafikbidraget i byer dog være op til halvt så stort som bidraget fra fjerntransport (Palmgren et al., 2005). Tilsvarende kan bidraget fra brænderøg i et villakvarter over kortere perioder (op til ca. et døgn) være af samme størrelse som baggrundsbidraget (Glasius et al., 2006).

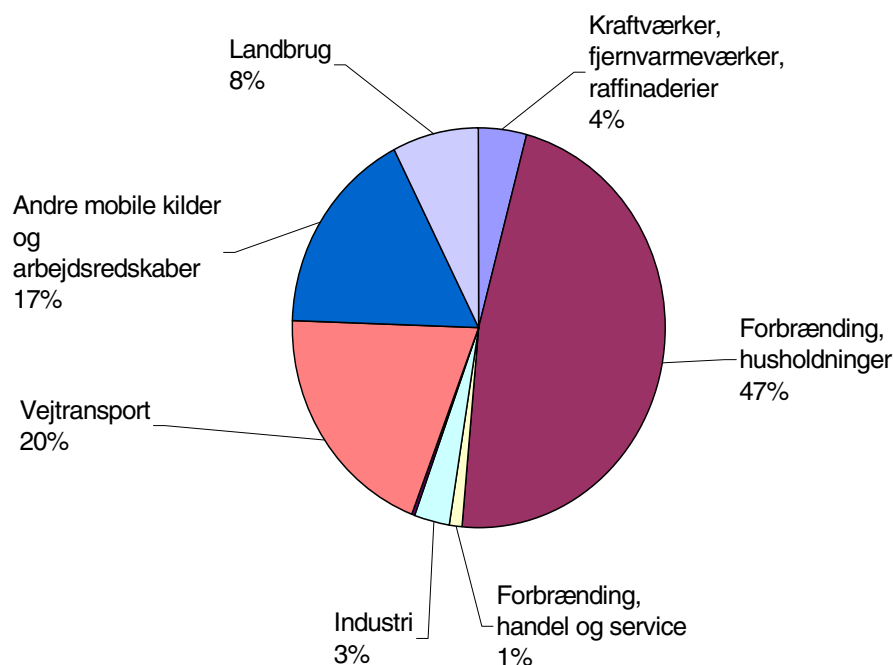
En opgørelse af de danske emissioner af $PM_{2,5}$ viser bidraget fra de enkelte lokale kildetyper til det samlede danske udslip af $PM_{2,5}$ (Illerup og Nielsen, 2004). Opgørelsen viser, at 47 % af det danske udslip af de fine partikler (dvs. $PM_{2,5}$) stammer fra forbrænding i husholdningerne (se Figur 1), og at over 9/10 af dette bidrag stammer fra boligopvarmning med brændeovne. Opgørelsen viser desuden, at træ kun udgør 19 % (i energienheder) af det brændsel, der anvendes i husholdningerne², og samtidig viser tal fra

¹ Da næsten alle træfyriingsenheder, dvs. brændeovne og -fyr samt pejse, i de undersøgte områder er brændeovne, vil ordet "brændeovne" i dette speciale blive brugt som fællesbetegnelse for alle tre typer.

² Resten udgøres af olie 38%, naturgas 37%, halm 4%, propangas 1% og koks 1%.

Energistyrelsen (2006), at kun 3 % af energien til boligopvarmning i Danmark kommer fra fast brændsel.

Energien fra fyring med fast brændsel, dvs. primært træ, er således minimal i forhold til energi til opvarmning fra andre kilder, men samtidig er træfyringen ansvarlig for næsten halvdelen af de danske udslip af fine partikler.



Figur 1: Danske udslip af små partikler i 2002 (Illerup og Nielsen, 2004)

Analyser af målte værdier af partikler i luften viser, at årsmiddelværdien af $PM_{2,5}$ på H.C. Andersens Boulevard i København i 2002/2003 var ca. $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i bybaggrunden ca. $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og i den regionale baggrund ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wählin og Palmgren, 2004).

1.2.1 Bidrag fra træfyring

Afbrænding af træ i boligopvarmningsøjemed har i adskillige undersøgelser vist sig at være en væsentlig kilde til partikelforurening.

Undersøgelser af den direkte emission fra træfyring viser, at forbrændingen generelt set er ufuldstændig, og at røgen har et højt indhold af partikler og flygtige organiske forbindelser (Hedberg et al., 2002; Johansson et al., 2004b; McDonald et al., 2000). Emissionen af partikler under $2,5 \mu\text{m}$ er eksempelvis målt til 4-9 g/kg afbrændt træ (McDonald et al., 2000).

Mængden af PM i røggassen har vist sig at være stærkt afhængig af en række faktorer, der vedrører forbrændingsforholdene. Således har lufttilførsel, forbrændingstemperatur, brændselsmængde, brændselstype, brændslets vandindhold og renhed samt forbrændingskammerets opbygning betydning for emissionen (Johansson et al., 2003; Johansson et al., 2004b; McDonald et al., 2000; Sternhufvud et al., 2004).

Emission af partikler fra træfyring har vist sig under uheldige omstændigheder at kunne føre til en betragtelig forøgelse af luftens partikelkoncentration i områder med mange brændeovne. Forskere i Danmark, Sverige og Norge, men også i eksempelvis USA, Tjekkiet og New Zealand, har identificeret denne sammenhæng (Branis og Domasová, 2003; Glasius et al., 2006; Johansson et al., 2004a; Krivácsy et al., 2005; Laupsa et al., 2003; McKendry et al., 2004; Watson og Chow, 2002).

1.2.2 Bidrag fra lokal trafik

Luftforurening med $PM_{2,5}$ fra lokal trafik antages som udgangspunkt at være ubetydelig i relation til denne undersøgelse, da trafikmængden er minimal i de undersøgte områder. I byer kan bidraget fra trafik dog være betydeligt og udgør eksempelvis 26.5 % af det målte niveau på H. C. Andersens Boulevard i København (Wåhlin et al., 2004). Samme undersøgelse viser imidlertid også, at langt hovedparten (73,5 %) af det målte niveau udgøres af baggrundsbidraget, hvilket er karakteristisk for selv de stærkest trafikerede gader i Danmark. Måles der i niveau med hustagene i byen, den såkaldte bybaggrund, er bidraget fra trafikken endnu mindre, idet kun ca. 3 % af $PM_{2,5}$ -niveauet her kan tilskrives lokal trafik.

En undersøgelse af $PM_{2,5}$ -bidraget fra lokal trafik blev foretaget i både Gundsømagle og Vindinge, og metode, resultater og analyse er beskrevet i Appendiks 5.

1.2.3 Bidrag fra fjerntransport og dansk industri

Baggrundsniveauet af partikler refererer til koncentrationen i luften over områder, hvor der ikke er væsentlige bidrag fra lokale kilder. Baggrundsniveauet af $PM_{2,5}$ i Danmark udgøres hovedsageligt af fjerntransporterede partikler, hvilket bl.a. skyldes, at de fine partikler kan transporteres over store afstande. Kilderne i Danmark skønnes kun at bidrage med lille del, mens bidrag fra resten af det europæiske kontinent er dominerende (Palmgren et al., 2005; Wåhlin et al., 2004; Wåhlin og Palmgren, 2004). Kilderne til dette bidrag er primært europæisk trafik og industri (Palmgren et al., 2005). I denne sammenhæng er det interessant, at industri kun bidrager med 3 % af de danske primære emissioner (se Figur 1). Baggrunden er, at emissionerne fra den europæiske industri danner sekundære partikler under transport i atmosfæren, mens emissioner fra dansk industri har for kort transporttid inden for landets grænser til at omdannes til partikulært materiale. Dette emne behandles nærmere i afsnit 2.4

1.3 Meteorologiens betydning

Betingelserne for et forhøjet niveau af luftforurening i et område er, at der tilføres væsentlig forurening fra en eller flere kilder. Niveauet af forurening afhænger dog også i høj grad af de meteorologiske forhold.

En række undersøgelser har identificeret en sammenhæng mellem niveauet af partikelforurening og forekomsten af stabile atmosfæriske forhold. Under stabile forhold vil den vertikale og horisontale luftbevægelse være meget begrænset, hvilket fører til mindre opblanding af luften i et lokalområde. Emmitteres partikler tæt ved jorden under disse forhold, vil der opstå forhøjede niveauer af eksempelvis $PM_{2,5}$ (Barna og Gimson, 2002; Marcazzan et al., 2002; McKendry et al., 2004; Watson og Chow, 2002).

Andre undersøgelser har fokuseret på, at en vigtig årsag til ringe opblanding er lave vindhastigheder, som i øvrigt kan være tæt knyttet til forekomsten af stabile forhold i atmosfæren. Undersøgelserne pegede på, at lave vindhastigheder førte til ringere fjernelse og opblanding af partikelforurening fra eksempelvis træfyring, hvilket igen førte til forøgede niveauer af partikler i området (Branis og Domasová, 2003; Daniels et al., 2001; Kossmann og Sturman, 2006; Wang og Shooter, 2001).

En enkelt undersøgelse i Nordsverige (Johansson et al., 2004a) har vist en sammenhæng mellem lave temperaturer ($T < -10$ °C) og forhøjede niveauer af $PM_{2,5}$ i et område med mange aktive brændeovne. Forklaringen på denne sammenhæng kan dels være, at der fyres mere når temperaturen er lav, men også at der om vinteren forekommer lave temperaturer, når atmosfæren er stabil og opblandingen dermed ringe.

1.4 Helbredseffekter

Fokus i dette projekt er som nævnt luftforurening med partikler under 2,5 μm . Dette valg er foretaget fordi $PM_{2,5}$ i en lang række studier har vist sig at være associeret med forøgelse af såvel morbiditet som mortalitet³ i befolkningen. Nogle undersøgelser viser, at samme effekt ikke ses for grove partikler (2,5 μm til 10 μm); Eksempelvis har Schwartz et al. (1996; 1999) fundet, at episoder med forhøjede koncentrationer ikke var associeret med forøget mortalitet. Til trods for dette kan undersøgelser, der fokuserer på PM_{10} , alligevel sige noget om negative helbredseffekter af $PM_{2,5}$. Det skyldes, at $PM_{2,5}$ ofte udgør en væsentlig del af PM_{10} , hvorfor observerede negative helbredseffekter af PM_{10} måske kan tilskrives effekterne af $PM_{2,5}$.⁴ Andre undersøgelser tyder dog på, at der er visse negative helbredseffekter af forhøjede niveauer af partikler mellem 2,5 og 10 μm i diameter (Brunekreef og Forsberg, 2005). Der hersker således fortsat stor uklarhed omkring helbredseffekter af partikler, men det er evident, at der er en sammenhæng.

Der er på internationalt plan foretaget hundredvis af undersøgelser af sammenhængen mellem udendørs luftforurening og negative helbredseffekter. Undersøgelserne fokuserer på såvel korttids- som langtids-

³ Morbiditet = Sygdomsrate, Mortalitet = Dødsrate

⁴ Under forudsætning af, at der ikke er nogen væsentlig helbredseffekt af partikler mellem 2,5 og 10 μm

eksponering, og begge typer af eksponering har vist sammenhæng med øget morbiditet og mortalitet. Et meget omtalt studie fra USA viste i 1993 en klar sammenhæng mellem øget niveau af luftforurening med fine partikler og øget antal dødsfald pga. lungekræft og hjertekarsygdomme (Dockery et al., 1993). En opfølgende artikel fra 2000 viste ved en mere detaljeret analyse, at partikler med naturlig oprindelse (jordpartikler) ikke kunne forklare øget mortalitet, mens menneskeskabte forbrændingspartikler under 2,5 µm havde en signifikant effekt på daglig mortalitet (Laden et al., 2000).

Signifikante effekter af PM_{2,5} på både morbiditet og mortalitet er observeret af en lang række forskere (Brunekreef og Holgate, 2002; Pope et al., 2002), og der er ingen indikationer på en nedre grænse for, hvornår partikelniveauet er sundhedsskadeligt (Kappos et al., 2004).

Med PM₁₀ som indikator fandt Künzli et al./Raaschou-Nielsen et al. (2000; 2002), at luftforurening på europæisk/dansk plan årligt er årsag til 40.000/5.000 dødsfald, 25.000/5.000 nye tilfælde af kronisk bronkitis hos voksne, 290.000/17.000 bronkitisepisoder hos børn, over ½ million/200.000 astma-anfald og mere end 16 millioner/3 millioner dage med nedsat aktivitetsniveau/sygedage. Forholdet mellem de to rapporterede talsæt indikerer, at der er betydelig usikkerhed på absolutte tal for helbredseffekterne.

De fleste undersøgelser har fokuseret på generelle niveauer af partikler i luften og har oftest beskæftiget sig med byområder, hvor trafikbidraget er vigtigt. Kun ganske få undersøgelser har fokuseret specifikt på helbredseffekterne af partikler fra træfyring, men der ses øget fokus på området.

Boman et al. (2003) har gennemgået resultaterne af ni studier, hvor partikler fra træfyring blev relateret til negative helbredseffekter. Gennemgangen viste, at den relative risiko for negative helbredseffekter af partikler fra træfyring er større end estimerne for generel udendørs partikelforurening. Forfatterne konkluderer, at "der derfor ikke synes at være nogen årsag til at antage, at effekterne af partikler i områder forurenede med brænderøg er svagere end andre steder" (med dominerende bidrag fra andre kilder end træfyring, red.). I en anden gennemgang af eksisterende undersøgelser konkluderer Larson og Koenig (1994), at en overvejende del af data peger på, at forhøjede niveauer af brænderøg fører til luftvejssygdomme hos børn. En tredje gennemgang konkluderer, at de tilgængelige undersøgelser indikerer, at røg fra træfyring er associeret med en række åndedrætsslidelser, og at disses art samt partiklernes effektniveau ikke adskiller sig fra andre forbrændings-relaterede partikler og deres helbredspåvirkninger (Naeher et al., 2005).

1.5 Modellering af luftforurening

Modellering af lokal luftforurening er foretaget i talrige studier verden over, men i de fleste tilfælde har beregningerne vedrørt emissioner fra trafik, industri eller centrale værker til produktion af kraft og varme. Her har målet eksempelvis været at kortlægge niveauer af trafik-relateret luftforurening

(med eksempelvis PM_{10}) indenfor en by eller sågar på landsplan (Gualtieri og Tartaglia, 1998; Kousa et al., 2002; Torp og Larssen, 1996).

To studier er tilgængelige vedrørende modellering af lokal luftforurening med partikler fra træfyring.

Barna og Gimson (2002) brugte en såkaldt PUFF-model (punkt-udslips-model) til at modellere PM_{10} -niveauer over 5 døgn i Christchurch, New Zealand, hvor antallet af aktive brænde- og kulovne til boligopvarmning er højt om vinteren. Modellen var generelt set i stand til at reproducere de samtidigt målte værdier af PM_{10} fra målestationer fordelt udover byområdet. De aktive kilder i modellen var såvel ovne som lokal trafik og industri.

Johansson et al (2004a) fandt i deres tidligere studie fra Nordsverige, at de anvendte gaussiske plume-modeller under inversionsforhold relativt godt reproducerer de samtidigt målte værdier.

I dette studie anvendes som nævnt OML-Multi-modellen, der er udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser (Olesen et al., 1992). Modellen har tidligere været brugt til estimering af luftforurening fra multiple kilder (Hertel et al., 2002; Berkowicz og Olesen, 1987), men det har oftest drejet sig om trafik, industri og kraftværker. I forbindelse med analyserne af DMU's målinger af partikelforurening om vinteren i Gundsømagle, er OML-Multi anvendt til estimering af brændeovnenes indflydelse på partikelkoncentrationen (Palmgren et al, 2005). Her blev kilderne dog betragtet som en samlet arealkilde, mens de i dette speciale vil blive behandlet som punktkilder. Endvidere blev beregningerne foretaget for en helt år, ligesom der blev anvendt standardniveauer for de meteorologiske forhold (data fra Kastrup, 1976)⁵. Modellering af $PM_{2,5}$ -udslip fra brændeovne i et villakvarter er kompliceret, idet emissionshøjden er lav og der er stor indflydelse af bygninger på den lokale turbulens, men det er dog teoretisk muligt. Hvis modelleringen giver en god beskrivelse af $PM_{2,5}$ -niveauerne, vil OML-multi være et særdeles værdifuldt værktøj ved estimering af partikelforureningsniveauer i boligkvarterer på landsplan.

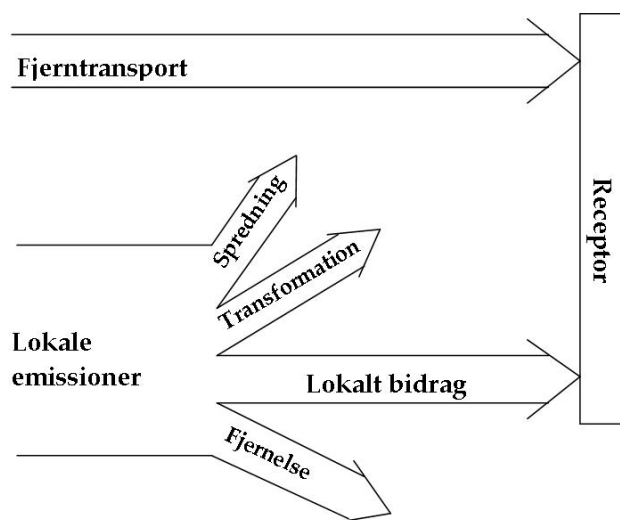
⁵ Dette meteorologiske datasæt anvendes som standard ved brug af OML-modellen til beregning af nødvendige skorstenshøjder for industri og kraftværker.

2 Baggrund

Dette afsnit giver en overordnet teoretisk redegørelse for luftforurening med partikler, samt for de parametre og mekanismer, der er relevante for forureningen i et givet punkt. Afsnittet har hovedfokus på emissioner fra brændeovne.

Begrebet *aerosoler* anvendes ofte om partikler i luften, idet begrebets definition er "en suspension af små faste eller flydende partikler i en gas". I dette speciale anvendes i stedet begrebet *partikler*, der er defineret som "enheder af molekyler, der bindes sammen af intermolekylære kræfter, eller samlinger af sådanne enheder holdt sammen af interpartikulære adhæsive kræfter" (Seinfeld og Pandis, 1998).

Figur 2 viser en skematisk fremstilling af de overordnede mekanismer, der styrer det lokale niveau af partikelforurening.



Figur 2: Sammenhængen mellem forureningsinput, spredning, transformation og deposition, der afgør niveauet af forurening i et receptorpunkt.

2.1 Partikler i atmosfæren

Partikler i atmosfæren kan være af såvel naturlig som antropogen oprindelse, idet kilderne eksempelvis kan være forstøvning af havvand, ophvirvling af jordstøv, vulkanisme og skovbrande, eller PM dannet ved afbrænding af fossile brændsler og træ.

2.1.1 Størrelse

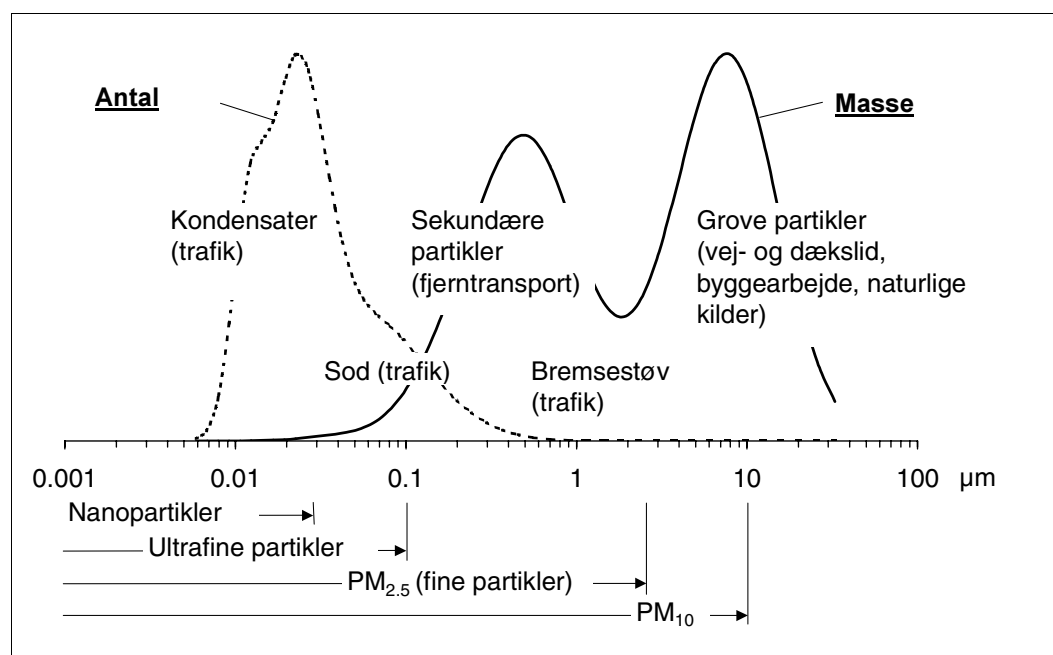
Partiklerne i atmosfæren varierer meget i størrelse, fra få nanometer op til ca. 40 μm i diameter, og inddeles ofte i fire grupper, som illustreret i Tabel 1.

Betegnelse	Diameter (μm)	Opholdstid i atmosfæren
Nanopartikler	Under 0,03	Op til få timer
Ultrafine partikler	0,03 – 0,1	Op til få timer
Fine partikler	0,1 – 2,5	Op til ca. 10 dage
Grove partikler	2,5 – 10	Op til et par dage

Tabel 1: Ofte anvendt inddeling af partikler og deres maksimale opholdstid i atmosfæren.

Partikler mellem 10 μm og 40 μm i diameter er relativt fåtallige, hvorfor de oftest ikke medtages, men ønskes alle partikler inkluderet, bruges betegnelsen Total Suspended Particulates (TSP). Når diameteren af partiklerne er under 0,1 μm , har de stort set ingen målbar masse, hvorfor ultrafine partikler og nanopartikler opgøres ud fra deres antal pr. rumenhed, typisk cm^3 .

Figur 3 viser en skematisk fremstilling af størrelsesfordelingen af partikler i byluft, plottet mod to arbitrære akser for antal og masse af partikler.



Figur 3: Skematisk fremstilling af størrelsesfordeling, massebidrag og oprindelse af partikler i byluft. Kilde: Palmgren et al (2005).

Figur 3 illustrerer, hvordan de mindste partikler udgør næsten hele det totale antal af partikler, men til gengæld en ubetydelig del af den totale masse. Antallet af små partikler er højt i byluften på trafikerede gader, idet motorkøretøjer udleder store mængder af disse partikler. I ubebyggede områder er antallet sædvanligvis langt lavere, idet der her ikke i væsentlig grad emitteres ultrafine partikler og nanopartikler.

Partikler i luften kan inddeles i to hovedgrupper, hvor *primære partikler* udgøres af partikler emitteret direkte fra kilden, mens *sekundære partikler*

udgøres af partikler opstået ved omdannelse af gasser i atmosfæren. Tabel 2 viser de vigtigste hovedtyper af partikler i atmosfæren.

Kilder	Partikelfraktion
NATURLIGE	
<i>Primære</i>	
Jordstøv	Flest grove
Havsalt	Flest grove
Vulkansk støv	Grove
Biologiske komponenter (f.eks. pollen)	Grove
<i>Sekundære</i>	
Sulfater	Fine
Organisk materiale fra biogene VOC ⁶	Fine
Nitrater fra NO ₃	Fine og grove
ANTROPOGENE	
<i>Primære</i>	
Industrielt støv	Fine og grove
Sod	Mest fine
Vej- og dækslid	Grove
<i>Sekundære</i>	
Sulfater fra SO ₂	Fine
Biomasseafbrænding	Fine
Nitrater fra NO _x	Mest grove
Ammonium fra ammoniak (landbrug)	Fine
Organiske forbindelser fra antropogene VOC	Fine

Tabel 2: Tabellen viser hovedgrupperne af partikler i atmosfæren. Fine partikler henviser her til diametre under 1 µm, mens grove partikler er over 1 µm i diameter. Modificeret fra Seinfeld og Pandis, 1998.

Som det fremgår af Tabel 2 er de primære naturlige partikler hovedsageligt af grovere karakter (over 1 µm i diameter), mens de primære partikler af antropogen oprindelse er både fine og grove. De sekundære partikler er hovedsageligt fine, uanset deres oprindelse.

2.1.2 Oprindelse af partikler

Ultrafine partikler og nanopartikler dannes ved forbrændingsprocesser i eksempelvis motorer og kraftværker, samt i forskellige typer industri. Afbrænding af biomasse afgiver ligeledes partikler <0,1 µm, hvad enten afbrændingen er naturlig i form af skovbrande eller antropogen i form af eksempelvis træfyring til boligopvarmning (Johansson et al., 2004b; Seinfeld og Pandis, 1998). Endelig kan partiklerne dannes ved nukleation, dvs. ved omdannelse af gasser til partikler.

⁶ VOC, Volatile Organic Compounds, er flygtige organiske forbindelser

Partikler $<0,1 \mu\text{m}$ kan enten være væskedråber af uforbrændt brændstof, der er kondenseret, eller de kan være faste sodpartikler. Partiklerne vil efter en vis tid omdannes til større partikler eller de vil fordampe, hvorfor høje koncentrationer som regel ikke ses i en vis afstand fra kilden. En undtagelse er dog i situationer med klar og ren luft, f.eks. efter regn, hvor atmosfæren indeholder relativt få partikler. Her vil gasserne ikke i normalt omfang kunne kondensere på overfladen af eksisterende partikler, og der vil i stedet forekomme øget nukleation.

Fine partikler er hovedsageligt sekundære af oprindelse, idet de dannes ved koagulation af nanopartikler med en diameter under $<0,1 \mu\text{m}$, samt ved kondensation af gasser (inkl. vanddamp) på overfladen af eksisterende partikler af mindre størrelse. Gasserne er hovedsageligt SO_2 og NO_x , der dannes ved forbrændingsprocesser, eksempelvis i brændeovne, motorer, kraftværker og skovbrande. Partikler af denne størrelse er stabile og kan i kraft af deres lille masse transporteres over store afstande i atmosfæren, hvorfor høje koncentrationer kan forekomme langt fra kilden.

Grove partikler stammer primært fra naturlige kilder som saltpartikler fra havet, ophvirvlet jordstøv, vulkansk aktivitet, skovbrande eller biologisk aktivitet (pollen). Antropogene kilder bidrager dog også, idet vej- og dækslid samt industrielle processer skaber grove partikler, mens byggeri og trafik ophvirvler eksisterende partikler. Grove partikler er for tunge til at forblive luftbårne i længere tid, hvorfor der kun forekommer høje koncentrationer nær kilden. (Palmgren et al., 2005; Seinfeld og Pandis, 1998).

2.2 Partikelforurening fra brændeovne

2.2.1 Forbrændingsprocessen

Forbrænding af træ i en ovn, pejs eller et fyr giver emissioner af partikler i varierende mængde og sammensætning, afhængig af flere faktorer. Grundlæggende skyldes hoveddelen af emissionen, at forbrændingen er ufuldstændig, hvorfor uforbrændte organiske forbindelser udledes. En mindre del af partiklerne vil dog udgøres af uorganiske forbindelser, der findes i brændslet. Disse forbindelser kan ikke forbrændes, selv under ideelle forbrændingsbetingelser, hvorfor deres tilstedeværelse i brænderøgen kun afhænger af mængden i brændslet, samt af hvor meget der afsættes i asken og dermed ikke udledes til atmosfæren.

Den ufuldstændige forbrænding, der fører til udledning af organiske partikler, skyldes utilstrækkelig ilttilførsel, for lav forbrændingstemperatur og for højt vandindholdet i brændslet (se eksempelvis MacDonald et al., 2000). Forbrændingen er desuden afhængig af brændslets type. Sidstnævnte to faktorer er selvsagt konstante for et givet brændsel under anvendelsen, mens de andre faktorer kan variere.

Iltilførslen afhænger af ovnens opbygning, men også af dens betjening. Indfyring af for store mængder brændsel og tillukning af luftsluserne giver

utilstrækkelig ilttilførsel og dermed mere ufuldstændig forbrænding (Jordan og Seen, 2005). Det er et velkendt fænomen, at mange brændeovnsbrugere netop fyrer på denne måde, specielt umiddelbart før natten, hvor der ønskes en langvarig forbrænding på en enkelt indfyring. Desuden afgiver de fleste ovntyper ved optimal fyring for meget varme til, at det er behageligt for brugeren, hvorfor ilttilførslen og dermed forbrændingshastigheden som regel neddrosles.

Forbrændingstemperaturen afhænger ligeledes af ovnens opbygning og betjening. Store eller uhensigtsmæssigt opbyggede brændkamre har lavere forbrændingstemperaturer og kolde zoner i kammeret, selv ved optimal betjening, og dette giver ufuldstændig forbrænding (Kjällstrand og Olsson, 2003). For alle brændkamre gælder det, at temperaturen falder når forbrændingen neddrosles ved tillukning af luftsluserne. Dermed bliver for lav forbrændingstemperatur en del af problemet ved den betjening af ovnen, som de fleste brændeovnsbrugere benytter.

For stor lufttilførsel, specielt af ikke forvarmet luft, kan ligeledes sænke temperaturen i brændkammeret.

Den mest forurenende del af forbrændingsprocessen optræder under optænding i ovnen, hvor temperaturen er meget lav. Den mest optimale afbrænding opnås derfor ved regelmæssig fyring, hvor forbrændingen ikke når at gå markant ned i intensitet, inden der tilføres mere brændsel.

Det skal endelig nævnes, at der er store forskelle i funktionaliteten af forskellige typer af ovne, pejse og fyr, men det ligger udenfor dette speciales fokus at beskrive disse forskelle. I Tabel 3 ses dog et eksempel på udledning af fine partikler fra forskellige træfyrringsenheder.

2.2.2 Dannelse af partikler i brænderøg

Under en ufuldstændig forbrænding dannes der en lang række luftbårne forbindelser, heriblandt ultrafine partikler og salte samt semivolatile organiske forbindelser (SVOC'er). Det formodes at en del af SVOC'erne under afkøling af brænderøgen kondenserer på overfladen af de ultrafine partikler og saltene, hvorved større partikler dannes. Dette er de fine partikler, der udgør stort set hele massen af $PM_{2,5}$ i røgen.

2.2.3 Emissioner

Som beskrevet ovenfor kan mængden af partikler i brænderøg variere meget, hvilket også afspejles i målinger foretaget på røg fra forskellige træfyrringsenheder og under forskellige betingelser. Eksempler på undersøgelser er Hedberg et al (2002), der undersøgte emissioner fra fyring med birketræ i en brændeovn, Johansson et al (2004b), der undersøgte emissioner fra brændefyr og træpillefyr, og endelig MacDonald et al (2000), der undersøgte emissioner fra en brændeovn og en pejs.

En gennemsnitlig udledning af $PM_{2,5}$ på ca. 10 g/kg træ for moderne brændeovne og ca. 20 g/kg for ældre ovne er realistiske bud, men både lavere og højere værdier kan forekomme (Illerup og Nielsen, 2004; McDonald et al., 2000).

Tabel 3 viser et eksempel på den store forskel i emission, der ses mellem forskellige typer af træfyringsenheder.

Type	PM _{2,5} g/kg træ
Gamle brændeovne	19
Nye brændeovne	11
Gamle brændekedler	15
Træpillefyrede kedler	0,6
Kedler med akkumuleringstank	1,6

Tabel 3: Eksempel på værdier for emission af PM_{2,5} fra forskellige træfyringsenheder til boligopvarmning. Værdierne er anvendt til estimering af danske partikelemissioner i et større studie foretaget af Danmarks Miljøundersøgelser (Palmgren et al., 2005).

2.3 Effekt af meteorologi og overflade på spredning

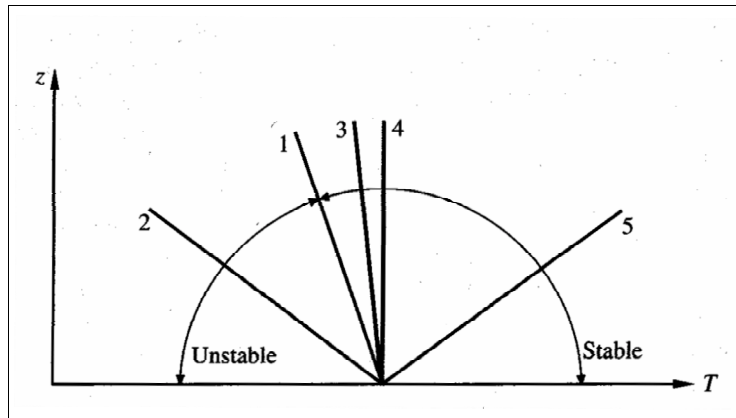
Forurenede luft fra en kilde spredes indenfor det turbulente grænselag, som er det luftlag, der er påvirket af jordoverfladen i området. Spredningen medfører, at forureningsniveauet i en given afstand fra kilden vil være lavere end udgangs-koncentrationen.

Spredningen er primært styret af stabilitetsforhold og vindhastighed indenfor grænselaget, samt af overfladens ruhed, hvorfor disse parametre hovedtræk beskrives nedenfor.

2.3.1 Effekt af stabilitet

Den vertikale opblanding af luftmasser indenfor grænselaget styres i høj grad af stabilitetsforholdene, som kan bestemmes ud fra den vertikale temperaturprofil. Det skyldes, at stabilitetsforholdene har afgørende betydning for den frie konvektion.

En central parameter i denne forbindelse er den *tøradiabatiske lapserate*, som er den rate, hvormed temperaturen i umættet luft aftager med højden (se Figur 4). Raten er ca. -1°C pr. 100 meter



Figur 4: Skematisk fremstilling af (1) tøradiabaten, (2) superadiabatiske forhold, (3) subadiabatiske forhold, (4) isotermiske forhold og (5) inversion. På venstre side af tøradiabaten er forholdene ustabile, omkring tøradiabaten er de neutrale, og på højre side er de stabile. Fra Seinfeld og Pandis, 1998, side 773

Når temperaturen i atmosfæren aftager hurtigere med højden end svarende til tøradiabaten, vil en opstigende luftpakke (hvis temperaturændring følger tøradiabaten) være varmere (og dermed lettere) end den omgivende luft, hvorved dens opstigning vil fortsætte og ofte accelereres. Tilsvarende vil luften i den nedadgående del af cirkulationscellerne være koldere (og dermed tungere) end den omgivende luft, hvorved bevægelsen af den nedadgående luftpakke ligeledes fortsættes. I denne situation er der **ustabile forhold** og god vertikal opblanding af luftmasserne indenfor det turbulente grænselag som følge af fri konvektion.

Ustabile forhold tæt ved jorden dannes ofte som følge af solindstråling, der opvarmer overfladen, som derefter afgiver varme til det overliggende luftlag. Herfra føres varm luft opad vha. konvektion og mekanisk turbulens, resulterende i en forstærket positiv temperaturprofil. Ustabile forhold opstår således typisk i dagstimerne.

I nattetimerne gør den omvendte situation sig gældende, idet overfladens strålingsbalance her er negativ. Der er ingen solindstråling, men derimod en langbølget varme-udstråling fra overfladen, hvorved denne afkøles. Den sensible varme flux er rettet mod overfladen, således at luften umiddelbart over jorden afkøles ved afgivelse af varme til overfladen, hvorefter enhver luftbevægelse vil afkøle luftlagene i stigende højde. En luftpakke, der sættes i bevægelse opad, vil under disse betingelser være koldere end den omgivende luft, hvorfor dens bevægelse bremses og i princippet kan vendes. Under disse **stabile forhold** er konvektion ikke til stede, og vertikal opblanding er derfor meget begrænset. Forholdene kaldes stabile, når temperaturen falder langsommere med højden end den tøradiabatiske rate, eller når temperaturen ved **temperatur-inversion** i stedet stiger med højden. Sådanne strålingsinversioner ses under rolige vindforhold om natten, samt ved lav indstråling om vinteren. (Seinfeld og Pandis, 1998; Oke 1987).⁷

⁷ Beskrivelsen af stabilitetsforholdene er forenklet, idet der eksempelvis ofte forekommer varierende stabilitet op gennem atmosfæren.

Ved ustabile forhold kan der dannes kraftige termiske cirkulationsceller, som effektivt opblander luften såvel vertikalt som horisontalt. Denne termiske turbulens skaber lavere forureningskoncentrationer nær jorden, og turbulensen, eller fraværet af samme, er således en meget vigtig parameter i forbindelse med human eksponering for luftforurening.

Stabile forhold og især jordnære inversionsforhold om vinteren er interessante i relation til dette speciale, idet emissioner fra lave villaskorstene under disse omstændigheder ikke bliver opblandet vertikalt. Koncentrationen af partikler i de jordnære luftlag kan derfor stige drastisk, specielt når den horisontale opblanding samtidig er svag, som beskrevet nedenfor.

2.3.2 Effekt af vind og overfladeruhed

Vindhastigheden har afgørende betydning for spredning af forurenede luft fra en kilde, både direkte og i samspil med overfladeruheden (se følgende afsnit). Den direkte effekt opstår som følge af vindens fortynding af den forurenede luft, idet kildeemissionen opblandes i en luftmængde, der er proportionelt stigende med vindhastigheden. Forureningskoncentrationen i luften efter passage af kilden bliver således mindre, des højere vindhastigheden er.

Hvis det antages, at emissionen er konstant og sker ud i et luftlag, hvor den horisontale luftbevægelse er laminar, vil den resulterende koncentration i luften udelukkende afhænge af vindhastigheden. Der vil imidlertid reelt altid forekomme mekanisk turbulens, som er knyttet til vindhastigheden samt overfladens *ruhed*.

Ved stigende overfladeruhed skabes der en tilsvarende stigende turbulens i luftbevægelsen, både vertikalt og horisontalt. Denne forcerede turbulens er stærkest nær overfladen, mens den termiske turbulens dominerer højere oppe. Ifølge Oke (1987) dominerer den mekaniske turbulens almindeligvis op til 2 meters højde over overfladen, givet en rimelig vindhastighed, mens den termiske turbulens dominerer over 2 meters højde. Elementer som bygninger og træer hæver den effektive højde af overfladen, således at mekanisk turbulens kan være dominerende væsentligt højere oppe end 2 meter over selve jordoverfladen. Der er defineret en parameter, Monin-Obukhovlængden, som angiver den højde, hvor mekanisk og termisk er lige store, og denne parameter indgår i OML-Multi-modellen.

Overfladeruheden defineres ofte som *ruhedslængden* z_0 , der indgår som en variabel i udregningen af det logaritmiske vindprofil:

$$\bar{U}_z = \frac{U_*}{k} \ln \frac{z}{z_0} \quad (1)$$

hvor U_z er vindhastigheden i højden z over jorden, k er von Karman's konstant (ca. 0,4) og U_* er friktionshastigheden. U_* vil blive nærmere behandlet senere i rapporten, da den indgår som en central parameter i OML-

Multi-modellen. z_0 er for de fleste overflader fra få centimeter op til ca. 1 meter, men kan potentielt være højere (Seinfeld og Pandis; 1998, Oke 1987). Som det ses af formlen for det logaritmiske vindprofil, påvirker overfladeruheden vindhastigheden. Det skyldes, at der over en ru overflade er større friktion, hvilket sænker luftbevægelsens hastighed.

Overfladeruhedens effekt på den mekaniske turbulens er i samspil med vindhastigheden. Dels er den forcerede turbulens over en overflade med en given ruhed stigende med vindhastigheden, og dels bliver den forcerede turbulens ved en given vindhastighed kraftigere med større overfladeruhed.

Vindretningen kan have betydning for spredningen, hvis overfladens karakter i opvinds retning for en kilde er forskellig afhængigt af vindretning. Derudover kan vindretningen have en direkte effekt på niveauet af luftforurening i et punkt, idet forskellige vindretninger oftest vil bringe forskellige kildebidrag til punktet.

2.3.3 Spredning af brændeovnsrøg i Danmark

I vintermånederne forekommer der i Danmark ofte perioder med roligt og klart vejr, hvor vindhastigheden er lav og dannelsen af jordnære strålingsinversioner er udbredt i aften- og nattetimerne. Disse forhold indebærer altså særdeles dårlige spredningsforhold nær jorden. Samtidig er temperaturen lav og behovet for boligopvarmning stort, hvorfor der potentielt er grundlag for udbredt brug af brændeovne.

Kombinationen af stort emissionspotentiale og dårlige spredningsforhold skaber grundlag for høje lokale koncentrationer af partikelforurening.

2.4 Fjerntransporterede partikler

Som tidligere nævnt dannes fine partikler ved kondensations- og koaguleringsprocesser, primært ud fra gasser (der kan omdannes til ultrafine partikler) og ultrafine partikler fra forbrændingsprocesser. Disse partikler er stabile og kan pga. deres ringe vægt transporteres over store afstande i atmosfæren. De ultrafine partikler og nanopartiklerne er ustabile, mens de grove partikler er for tunge til at forblive luftbårne i længere tid, hvorfor fjerntransporterede partikler næsten udelukkende findes i den fine fraktion.

I Danmark udgør bidraget fra fjerne kilder oftest langt den største del af luftens indhold af $PM_{2,5}$, idet lokale kilders bidrag relativt set er små. Dette skyldes dels selve størrelsen af emissionerne, men ligeledes at dannelsen af sekundære partikler tager tid. Hermed vil danske udslip af gasser og mindre partikler kun delvist kunne nå at danne fine partikler indenfor landets grænser.

Fjerntransporterede partikler til Danmark er hovedsageligt af Central- og Nordeuropæisk oprindelse, hvor forbrændingsprocesser i motorer og industri samt kraft- og varmeproduktion danner hoveddelen af de partikler og gasser, som under transporten i atmosfæren op til Danmark omdannes til fine partikler. (Palmgren et al., 2005)

2.5 Transport i atmosfæren

De overordnede mekanismer, der er ansvarlige for transport af partikler over store afstande, er de atmosfæriske cirkulationssystemer. Efter emission fra en kilde kan partikler og gasser opblandes til højere luftlag vha. turbulens samt opadstigende luftmasser over et område. Fine partikler har en levetid i atmosfæren på op til godt en uge, men dette er stærkt afhængigt af, om en luftpakke indeholdende partikler transporteres ind i et nedbørsområde, hvor partiklerne kan udvaskes med regnen (se følgende afsnit).

Udvaskes partiklerne ikke, kan de transporteres over flere tusind kilometer, afhængigt af vindhastigheden i de pågældende luftlag. I Danmark er de fremherskende vindretninger vestlige og sydvestlige, hvilket danner basis for transport af partikelholdig luft til Danmark fra eksempelvis England og Tyskland. Ved mere sydlige og østlige vindretninger modtager Danmark store bidrag fra de central- og østeuropæiske lande. (Fenger og Tjells, 1994; Hertel et al., 2003; Seinfeld og Pandis, 1998)

2.6 Deposition

Den primære mekanisme til fjernelse af fine partikler fra luften er *våddeposition*, idet partiklernes masse er for lille til, at de kan afsættes gravitationelt, og deres stabilitet er for stor til, at de kan bindes til jordoverfladen⁸. Våddeposition kan inddeles i to adskilte processer, der foregår henholdsvis i og under skyer.

I en luftmasse med høj fugtighed vil partikler virke som kondensationskerner, hvorpå vanddamp kan sætte sig og danne skydråber. En yderligere, men mindre, mængde partikler kan herefter inkorporeres i skydråberne ved kollision med partiklerne.

Skydråber bliver dog ikke nødvendigvis til regndråber, men kan i stedet fordampe igen. Således vil en fugtig luftmasse i gennemsnit danne skyer 7 gange, før skydråberne bliver til regn. Omdannelsen af skydråber til regndråber sker i nogen grad som følge af sammenstød mellem skydråberne, men hovedsageligt ved dannelse af iskrystaller. Skydråber vil herefter afsættes på overfladen af iskrystallerne og deres masse vil blive tilstrækkeligt stor til, at de vil falde mod jordoverfladen. Dette vil enten ske som sne, der eventuelt vil smelte undervejs til overfladen, eller som regn hvis smeltningen sker i varmere områder af selve skyen.

Under skyer vil faldende regndråber kollideres med partikler, der således kan inkorporeres i dråberne. Denne proces er dog mindre effektiv, da partiklernes ringe masse betyder, at de fleste vil blive skubbet til side med luftstrømmen omkring den faldende dråbe. (Fenger og Tjells, 1994; Seinfeld og Pandis, 1998).

⁸ Gravitationel afsætning og binding til overfladen er tørdepositionsprocesser

3 Modelling med OML-Multi

OML-Multi er en gaussisk røgfanemodell, der antager, at koncentrationsfordelingen omkring røgfanernes centerlinier er normalfordelte. Modellen beregner bidragene til områdets forureningskoncentration fra alle de punktkilder, der indlæses. Modellen er oprindeligt designet til høje kilder, eksempelvis industriskorstene, men anvendes også til lavere kilder, og modellen er desuden beregnet til brug i afstande op til 20 km fra kilden.

Modellen er en tiddsseriemodell, hvilket indebærer, at beregninger udføres på baggrund af tidsserier af meteorologiske observationer samt oplysninger om emissioner fra bidragende kilder. Resultatet af beregningerne bliver således en tilsvarende tidsserie af forureningskoncentrationer.

Modellen anvender ikke beregning efter diskrete stabilitetskategorier, men beskriver i stedet spredningsprocesserne ud fra timeværdien af de styrende parametre, som er friktionshastighed (U_*), varmefluxen (H), Monin-Obukov længde (L) og endelig grænselagshøjden (Z_{mix}). Disse input, der udgør dele af den meteorologiske inputfil til OML-Multi, genereres af et andet program, kaldet den Meteorologiske Præprocessor. I Figur 5 er opbygningen af OML-Multi modellerings-systemet skitseret.

En detaljeret beskrivelse af OML-Multi's beregningsmæssige opbygning er ikke medtaget i dette speciale, men kan findes i Berkowicz et al (1985).

3.1 Gaussiske spredningsmodeller

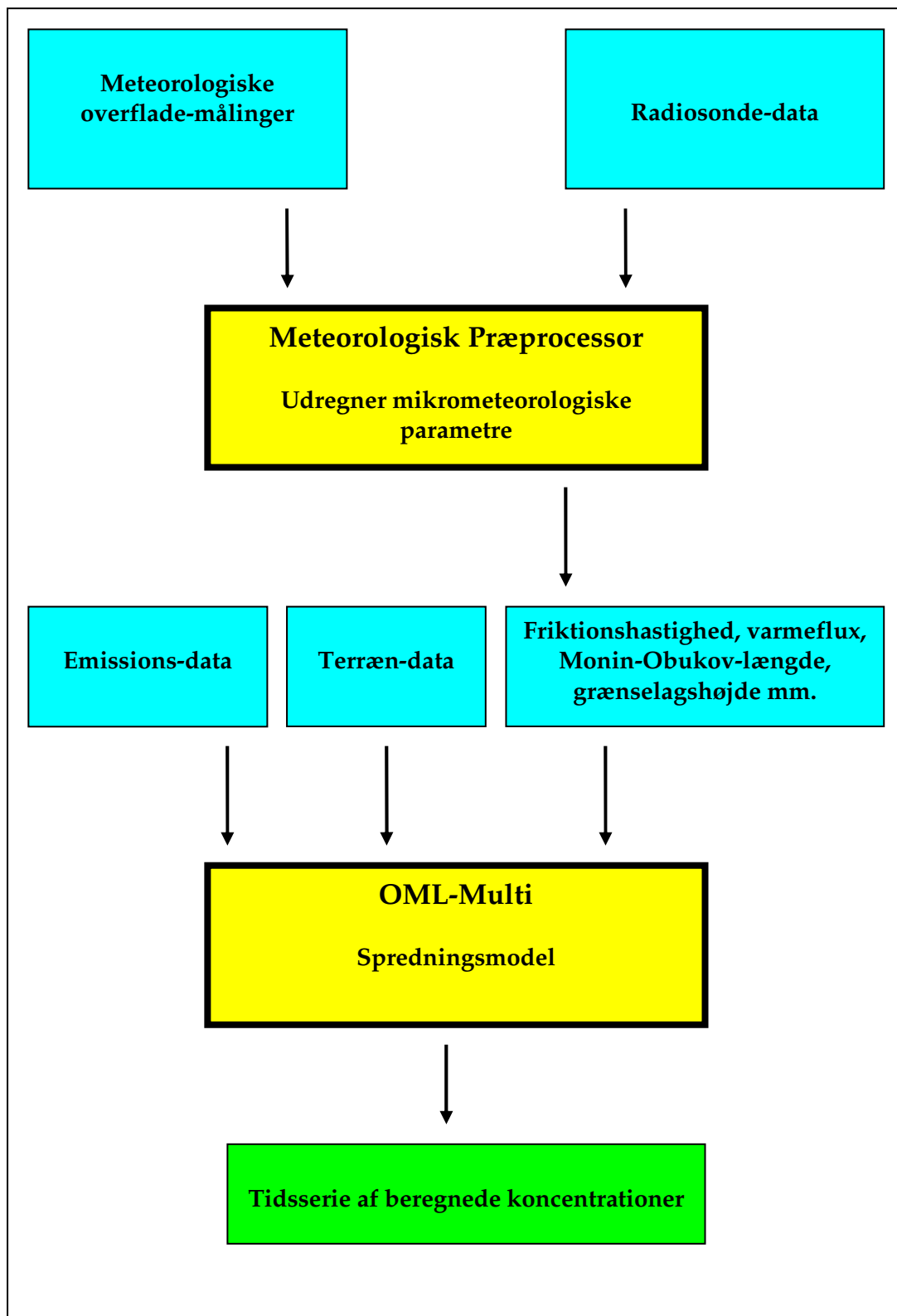
Mekanisk og termisk turbulens samt advektion spreder en luftmasse i de vertikale og horisontale plan, hvorfor røgfanen fra en kilde ideelt set vil blive tragtførm med stigende afstand fra kilden (se Figur 6 a og d). Denne spredning kan give koncentrationen af emitterede stoffer en tilnærmet gaussisk (eller normal-) fordeling omkring røgfanens centerlinie, som udgøres af vindretningen. Den opstigning, der ses af røgfanen i Figur 6 (a) er et resultat af turbulensen samt af røgfanløftet, der opstår som følge af røggasserne temperatur, der er højere end den omgivende lufts.

Som illustreret i Figur 6 (d) er koncentrationen normalfordelt i både det vertikale og horisontale plan, men som illustreret i Figur 6 (b) er dette tilfældet for ved midling over en tidsperiode, da de øjeblikkelige koncentrationer vil fluktuere.

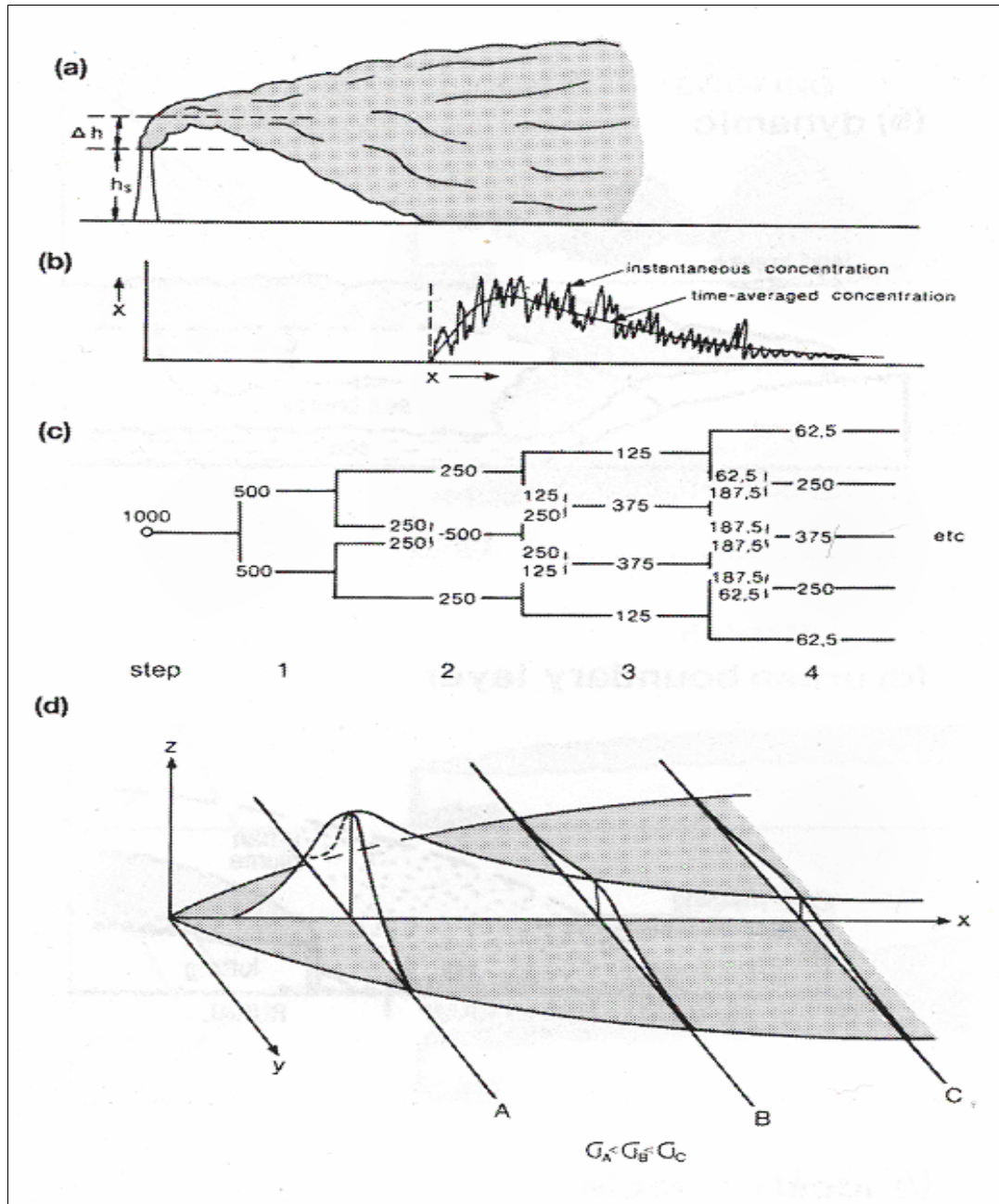
Figur 6 (c) viser koncentrationsfordelingen med udgangspunkt i 1000 enheder af et emitteret stof, og det ses, at den højeste koncentration i enhver afstand fra kilden vil opnås i røgfanens centerlinie.

Den tilnærmede normalfordelte spredning er baggrunden for udarbejdelsen af de gaussiske spredningsmodeller, som OML-Multi er en af. Modellerne beregner koncentrationen af et stof i et givet punkt ud fra oplysninger om emission, meteorologi og overfladens beskaffenhed. Som med alle modeller gælder det også for de gaussiske, at de bygger på en række antagelser og derfor kun er realistiske under visse betingelser. Modellerne har dog vist sig

at være praktisk anvendelige, idet deres estimer ofte er i god overensstemmelse med eksperimentelle data (Fenger og Tjells, 1994). Derudover gør deres enkelhed dem fordelagtige at anvende.



Figur 5: OML-Multi modellerings-systemet



Figur 6: Gaussisk spredning af et kontinuert udslip fra en skorsten (Tyson og Preston-Whyte, 2000)

3.2 Meteorologidata

Inputdata til den Meteorologiske Præprocessor (Olesen 2004), kommer i dette speciale fra tre forskellige lokaliteter:

- DMI-Jægersborg: Radiosondedata i form af højdeprofil af tryk, temperatur og dugpunktstemperatur.
- DMI-Kastrup: Skydække og snedække
- Risø-Lille Valby: Meteorologiske overflademålinger i form af vindretning, vindhastighed, nedbør og globalstråling

Data modtages rutinemæssigt på DMU, hvor de valideres og evt. korrigeres for kendte fejl. Data er herefter blevet tjekket for manglende værdier og fejl, og dernæst anvendt i præprocessoren til at udregne turbulensparametre vha. den såkaldte modstands-metode. Denne metode bygger på energibalancen ved jordoverfladen, og den estimerer modstandene mod evaporation samt mod flux af varme og vanddamp gennem det jordnære luftlag.

En detaljeret beskrivelse af den Meteorologiske Præprocessor er, ligesom for OML-Multi-programmets vedkommende, ikke medtaget i dette speciale, men kan findes i Olesen og Brown (1996).

Et eksempel på outputfilen *ZMIX* fra den Meteorologiske Præprocessor ses i Excel-format i Appendiks 3.

Et input til dannelsen af *ZMIX*-filen er ruhedsparemeteren (z_0) ved de meteorologiske målestationer, og da disse ligger på åbne, flade områder, blev værdien sat til 0,03 meter.

3.3 Punktkilder

OML-Multi anvender en punktkildefil, der indeholder oplysninger om de enkelte kilders UTM-koordinater, emissionsparametre samt aktivitet.

3.3.1 Identifikation af kilder

I Vindinge blev kilderne identificeret ud fra en spørgeskemaundersøgelse (se afsnit 4.4), der danner grundlag for kortet i Figur 8. Ca. dobbelt så mange kilder, som angivet på kortet, havde fyringsaktivitet i perioden, men kun de angivne kilder havde regelmæssig aktivitet (se afsnit 5.5). Det antages, at bidraget fra brændeovnene med sporadisk aktivitet kan opveje de perioder, hvor de aktive ovne ikke giver det bidrag, som de er sat til i punktkildefilens tidsvariation. Det skal her bemærkes, at årsagen til, at disse antagelser må foretages er, at modellen ikke giver mulighed for nøjagtig angivelse af tidsmæssig variation i emissionen, hvilket beskrives i afsnit 3.3.4.

I Gundsømagle blev adresser med brændeovn identificeret på baggrund af observationer af decideret aktivitet samt andre indikatorer såsom brændestabler og sorte skorstenstoppe. Denne registrering blev sammenholdt med oplysninger fra området's skorstensfejer (se afsnit 4.4), og på baggrund af dette blev en fortegnelse over aktive fyringsenheder udarbejdet.

3.3.2 Kildernes koordinater

I statens Bygnings- og boligregister (BBR) findes oplysninger om danske ejendommers UTM-koordinater, og under antagelse af, at husenes skorstene er placeret midt på husene, er deres koordinater blevet fastsat. Figur 7 og Figur 8 viser husene i de to områder, hvor der skelnes mellem huse med brændeovn, huse uden brændeovn samt ikke undersøgte huse.



Figur 7: Huse i Gundsømagle

Figur 8 og Figur 7:

- Huse med aktiv brændeovn
- Huse uden aktiv brændeovn
- Ikke undersøgte huse
- Målevogn



Figur 8: Huse i Vindinge.

3.3.3 Emissionsparametre

Alle kilder er blevet tildelt ens emissionsparametre, som er fastsat til følgende værdier (se i øvrigt Appendiks 3 for eksempel på punktkildefil):

- *Hs*: Højde over jorden af skorstenens top = 6 meter.
Gennemsnitlig højde af skorstenstoppe i området
- *Temp*: Røggassens temperatur ved udgang = 403⁰K.
Tallet stammer fra undersøgelse af brændeovnes emissioner (Schleicher 2006)
- *Vol*: Røggasvolumen = 0,0936 m³/s
Udregnet pba. røggasvolumen på 337 m³/time (Schleicher 2006)
- *Dsi*: Indre dimension af skorstensrør = 0,25 meter
Normal lysning i godkendte skorstensrør
- *Dso*: Ydre dimension af skorsten = 0,35 meter
Gennemsnit af stålskorstene og murede skorstene
- *Hb_eff*: Bygningshøjde over jorden = 5 meter
Gennemsnitlig højde af husene i området
- *PM_{2,5}*: Emissionsfaktor = 0,01 g/s
Udregning:
 - Antal nye brændeovne i DK i 2005: 80.000 (26,7%)
 - Antal gamle brændeovne i DK 2005: 300.000 (73,3%)
 - Emission fra nye ovne i gennemsnit 10 g/kg træ
 - Emission fra gamle ovne i gennemsnit 20 g/kg træ
 - Gennemsnitligt forbrug af træ, når ovnene er i brug: 2kg/time
 - Emission pr. kg: 26,7% × 10 g / kg + 73,3% × 20 g / kg = 17,33 g / kg
 - Emission pr. sekund: 17,33 g / kg × 2 kg / time = 34,6 g / time = 0,01 g/s

Kilder: Illerup (2006) og Illerup og Nielsen (2004).

3.3.4 Tidsmæssig variation af emission

Modellen giver mulighed for at indlæse en tidsmæssig variation i emissionerne. Variationen kan dog ikke være vilkårligt valgt, idet et fast emissionsmønster vælges for en given dag på ugen. Således vil eksempelvis alle mandage i en måned, der er valgt som aktiv, have det samme emissionsmønster. Tilsvarende vil emissionsmønsteret over døgnet 24 timer være det samme for hver af de ugedage, der har aktivitet angivet.

Den valgte tidsmæssige variation i emissionerne er beskrevet i afsnit 3.4, da den blev varieret i forskellige modelkørsler.

3.4 Beregninger

Meteorologifil og punktkildefil indlæses i programmet, hvorefter beregningsmæssige valg skal foretages for de enkelte kørsler.

Ruhedsparemeteren (z_0) i undersøgelsesområdet indgår i modellens beregning af turbulensen, og den er sat til 0,3 meter, hvilket i forbindelse med OML-Multi er standard for bebyggede områder.

Baggrundskoncentrationer for den/de undersøgte forureningsparametre kan indlæses som en tidsserie inden beregning, hvilket i denne undersøgelse kan bruges ved sammenligning med målte værdier.

Beregningspunkterne eller *receptorpunkterne* for modelleringerne er for alle kørsler lagt i et cirkulært net omkring målevognens placering, med yderste cirkel i 300 meters afstand fra centerpunktet og inderste cirkel i 1 meters afstand, hvor sidstnævnte repræsenterer målevognens placering. Centerpunktets værdi er særligt interessant, idet der her kan sammenlignes med de faktiske forureningskoncentrationer fra målekampagnerne.

I illustrationsmæssig sammenhæng er receptornettet dog et rektangulært net på 600 x 600 meter opdelt i celler på 15 x 15 meter, da modellen ikke kan generere illustrationer på baggrund af et cirkulært net.

Midlingsperioden er i de fleste tilfælde sat til hele måleperiodens længde, men resultatet af kørslerne er tidsserier af koncentrationer på timebasis, hvorfor midling kan foretages på vilkårlig vis uden yderligere modelkørsler.

Emissionen kan ændres ved at justere parametrene beskrevet i afsnit 3.3.3. I de fleste kørsler vil punktkildefilen ikke blive ændret, men ved vurdering af scenarier for ændrede fyringsmønstre og kildeparametre (højde, emissionsfaktor osv.), er ændringer foretaget.

Tidsmæssig variation i emission fra kilderne blev i Gundsømagle fastsat ud fra det gennemsnitlige forbrug af brændsel til brændeovne og -fyr i Danmark (tallene er fra 2002):

- Gennemsnitligt forbrug af brænde per aktiv brændeovn: 1700 kg/år
- Brændeforbrug ved fyring: 2 kg/time
- Antal dage med fyring (oktober til april) 210 dage/år
- Antal timer per dag med fyring:

$$\frac{1700 \text{ kg / år}}{2 \text{ kg / time}} \quad / \quad 210 \text{ dage pr. år} \quad = \quad \underline{4 \text{ timer per dag}}$$

Den største del af fyringen vurderes at finde sted om aftenen, hvorfor 3 af de 4 timers fyring blev sat til at finde sted hver dag fra 19.00 – 22.00. Den sidste time blev placeret om morgenen fra 7.00 – 8.00, hvor fyring også forventes at finde sted.

I Vindinge blev fyringsmønsteret først fastlagt ud fra resultatet af spørgeskemaundersøgelsen (se afsnit 5.5), som dannede grundlag for en række modelkørsler. Herefter blev fyringen ud fra ovenstående beregning sat til 4 timer hver dag i aktive ovne, hvorpå nye modelkørsler blev foretaget.

3.5 Outputdata

Outputdata fra modelkørslerne er som nævnt tidsserier af koncentrationer på timebasis, som programmet skriver i separate filer. Derudover genererer programmet et kort over undersøgelsesområdet, hvor de beregnede koncentrationer er vist for hver enkelt gridcelle. Gridcellernes størrelse blev sat til 15x15 meter, hvilket er den bedst mulige opløsning, når hele undersøgelsesområdet (i hvert villakvarter) skal dækkes.

3.6 Sensitivitetsanalyse

For at opnå kendskab til, hvordan de vigtigste styrende inputparametre påvirker resultaterne, var det et mål at foretage en sensitivitetsanalyse.

De vigtigste styrende parametre, udover emissionens størrelse og kildernes karakteristika, er ifølge modellens udviklere (Olesen et al 2006) friktionshastigheden (U), varmefluxen (H), Monin Obukov længden (L) og endelig grænselagshøjden (Z_{mix}).

Da kilderne i dette studie er meget lave, blev det efter anbefaling fra modellens udviklere antaget, at Z_{mix} er af mindre betydning for resultatet. Baggrunden for antagelsen er, at den opblanding, der sker af røgfanen indenfor undersøgelsesområdet, i næsten alle situationer vil være af begrænset vertikal udstrækning i forhold til grænselagets højde. Z_{mix} blev derfor ikke ændret i analysen, selvom denne parameter er afhængig af de andre styrende parametre.

Analysen af emissionens og de vigtigste kildekonfigurationers betydning var relativt enkel og krævede blot en række ændringer af punktkildefilen og dernæst en tilsvarende række af nye modelkørsler.

OML-Multi's opsætning giver imidlertid ikke umiddelbart mulighed for at foretage en tilsvarende enkel sensitivitetsanalyse af de meteorologiske parametre. Det skyldes, at de er del af meteorologifilen, der er produceret af den Meteorologiske Præprocessor. Parametrene er altså resultatet af en række komplekse beregninger, der er indbyrdes afhængige på flere niveauer. For at foretage analysen var det derfor nødvendigt at gøre antagelser om, hvilke indbyrdes afhængigheder, der var vigtigst. Dernæst måtte formler, der tager

højde for disse afhængigheder, indskrives i filen, og endelig måtte en række nye modelkørsler foretages med de modificerede meteorologifiler.

Følgende formler blev anvendt:

- Ved ændringer i U_* og H :
$$L = \frac{-U_*^3 \times T \times \rho \times Cp}{k \times g \times H} \quad (2)$$

hvor k er von Karman's konstant, der i OML-Multi er sat til 0,35,

H er varmefluxen i w/m^2 ,

g er tyngdeaccelerationen (her $9,82 m/s^2$),

T er temperaturen (her $273,15 ^\circ K$),

ρ er luftens vægtylde (her $1,292 kg/m^3$),

og Cp er luftens varmekapacitet $1005 J kg^{-1} K^{-1}$.

- Ved ændringer i H ændredes desuden den konvektive hastighed W_* :

$$W_* = (H_* \times Zi)^{1/3} \quad (3)$$

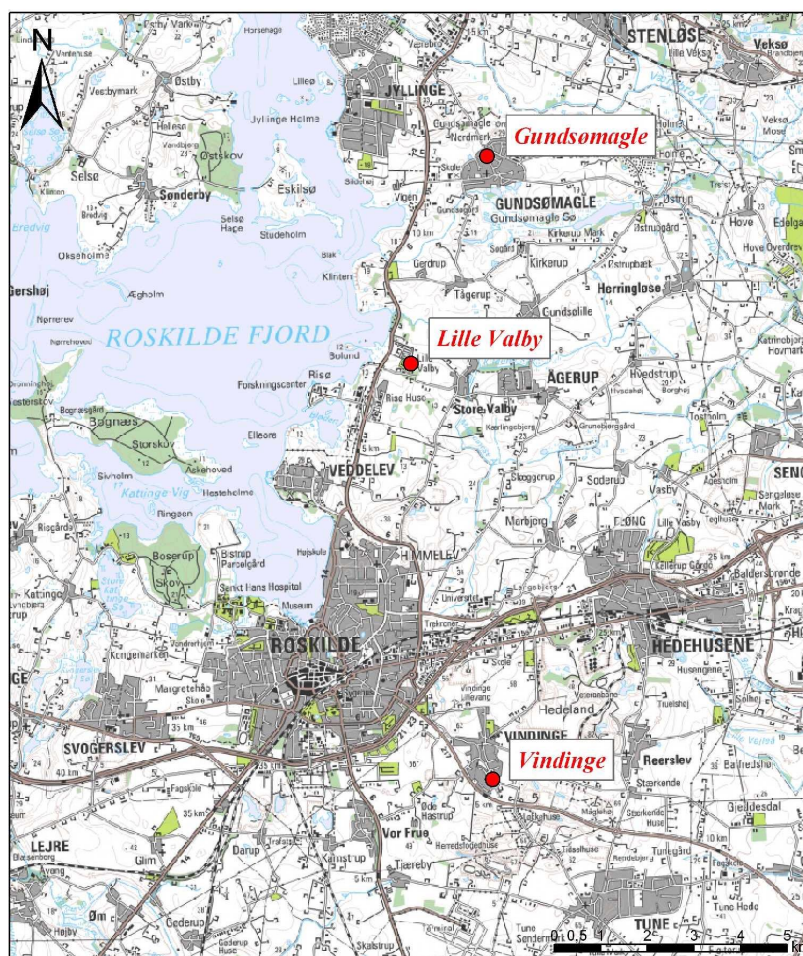
hvor Zi er den konvektive blandingshøjde, og H_* kan opskrives som:

$$H_* = \frac{H \times g}{T \times \rho \times Cp} \quad (4)$$

4 Eksperimentelt

4.1 Lokalteter

Målinger af $PM_{2,5}$ blev udført i Gundsømagle fra december 2003 til februar 2004. I Vindinge blev $PM_{2,5}$ målt i februar-marts 2005. Baggrundsmålinger blev foretaget sideløbende på DMU's målestation i Lille Valby (se Figur 9 for lokaliteter).



Figur 9: Tre målestationer er indikeret på kortet. Gundsømagle og Vindinge er villakvarter-lokaliteterne, mens Lille Valby er baggrundsstationen.

4.1.1 Gundsømagle

Målingerne blev foretaget på et grønne område, der ligger midt i den firkant, som Ladegårdsvej tilnærmelsesvis former (se Figur 10). De 28 hjem på Ladegårdsvej er alle 1-plans rækkehuse med små haver foran og bagved bygningerne. Hjemmene ligger dermed tæt, men har det store åbne område i midten af bebyggelsen. Ladegårdsvej er en lukket vej og har en meget

begrænset mængde trafik, der udelukkende består af kørsel til og fra de 28 hjem.

Terrænet indenfor bebyggelsen er relativt fladt, bortset fra en forhøjning på et par meter i det grønne område, samt et let fald fra den nordlige mod den sydlige del af området.



Figur 10: Prikken angiver placeringen af målevognen i Gundsømagle. UTM-koordinaterne for punktet er Ø 697637 og N 6181453.

4.1.2 Vindinge

Målingerne i Vindinge blev foretaget langs vejen Mørbjergparken, direkte udfor nummer 1 (se Figur 11). Husene i dette villakvarter er placeret på individuelle grunde med en gennemsnitsstørrelse på ca. 850m². Alle husene er i et eller 1½ plan, og der er mindre end 3 meter terrænforskel indenfor området. Mørbjergparken er en lukket vej, så den begrænsede trafik, der er, består udelukkende af kørsel til og fra de 73 huse på vejen.



Figur 11: Prikken angiver placeringen af målevognen i Vindinge, hvor UTM-koordinaterne er 697647 Ø og 6168263 N. Stjernen øverst i billedet angiver placeringen af sirenemasten, hvorfra den vertikale temperaturprofil blev bestemt.

4.1.3 Lille Valby

Baggrundsstationen ved Lille Valby er placeret i det åbne land langs en lille markvej, der hverken har lokal eller gennemgående trafik (se Figur 12).



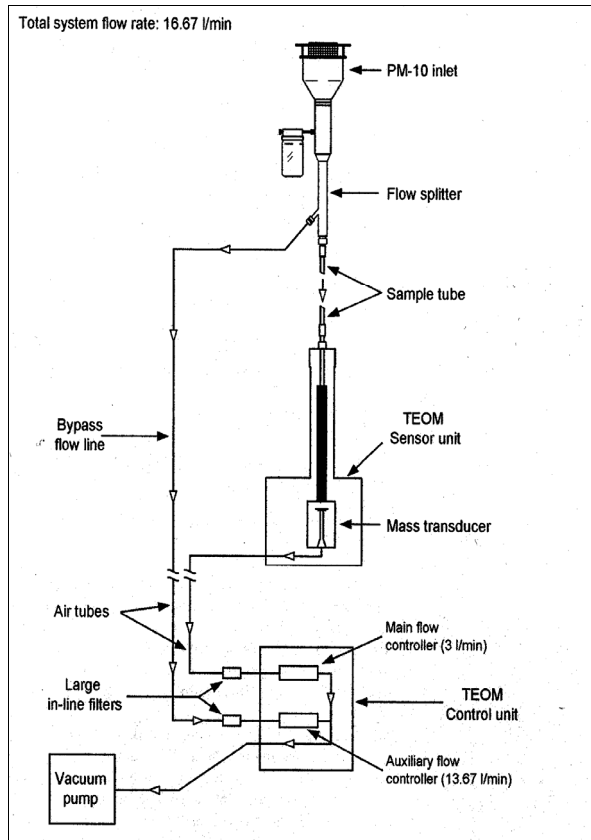
Figur 12: Prikken angiver placeringen af baggrundsstationen ved Lille Valby

4.2 Instrumentering

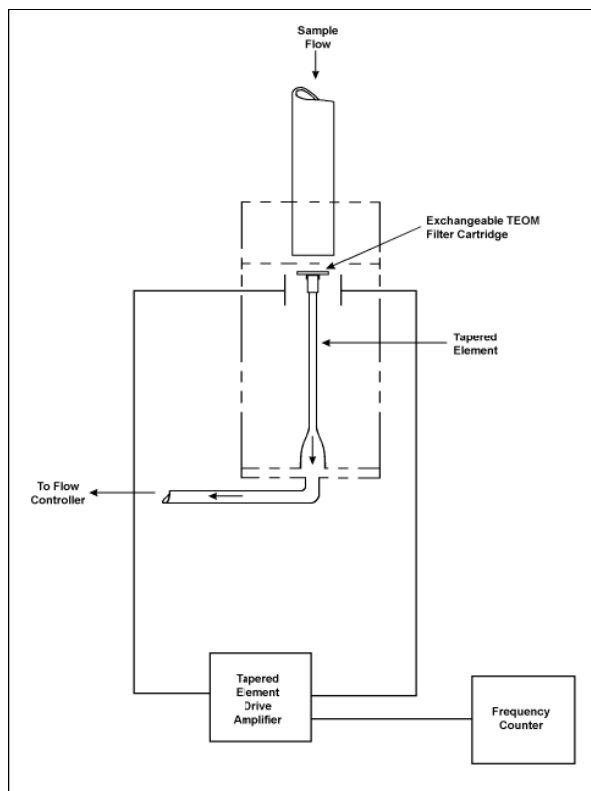
4.2.1 TEOM

Apparatet "Tapered Element Oscillating Microbalance" (TEOM, serie 1400a) (se Figur 13) blev brugt til at måle $PM_{2,5}$ på de tre lokaliteter. Monitoren bestemmer den opsamlede partikelmasse på et udskifteligt filter ved at monitere den korresponderende frekvensændring i oscillationen af et såkaldt "Tapered Element" (se Figur 14) (Rupprecht & Patashnick Co., 2001). Dette "element" er et rør, der oscillerer med en frekvens, der er direkte korreleret med massen af partikler opsamlet på filteret, der sidder ovenpå røret. En ændring i den opsamlede masse vil derfor resultere i en tilsvarende ændring i rørets oscillation, som via en simpel beregning giver den opsamlede masse af partikler.

Som det ses på Figur 14 passerer luftmassen altså først filteret (med konstant flow af luften), løber dernæst gennem røret (Tapered Element), hvorfra den fortsætter til en elektronisk flow-styring og en vaccum-pumpe.



Figur 13: TEOM serie 1400a måler koncentrationer af $PM_{2.5}$ i den omgivende luft (Rupprecht & Patashnick Co., 2001).



Figur 14: Opbygningen af masse-bestemmelses-enheden i TEOM serie 1400a med opsamlingsfilter og "Tapered Element" indikeret (Rupprecht & Patashnick Co., 2001).

Forholdet mellem massen af filter + partikler og rørets oscillationsfrekvens er:

$$M = K_0 / f^2 \quad (5)$$

hvor:

M = masse (kg)

K_0 = fjederkonstant

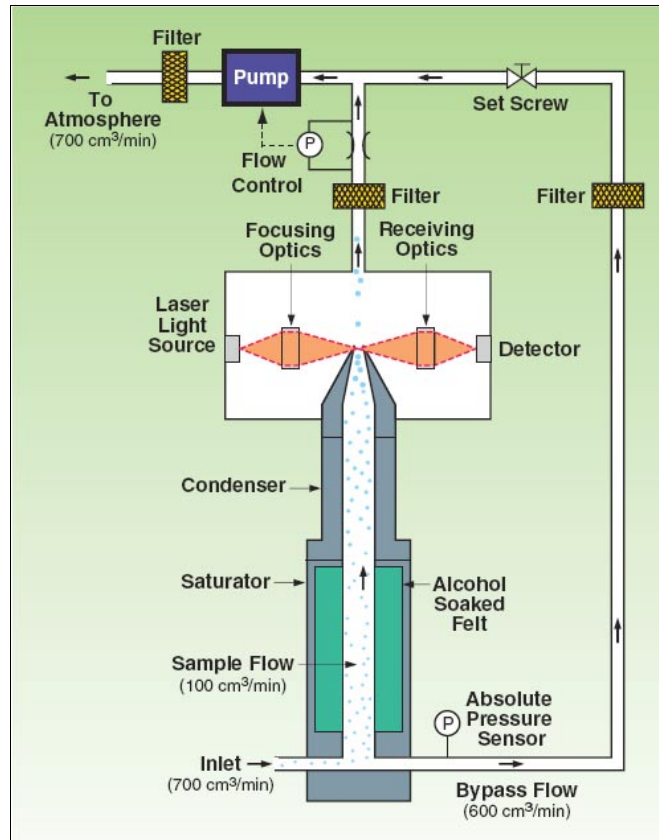
f = frekvens (s^{-1})

Monitoren giver tæt på real-time niveauer af PM i den omgivende luft med tidsopløsning ned til 10 minutter (Rupprecht & Patashnick Co., 2001).

For at tørre luftprøven, varmes denne op til $50^{\circ}C$, hvilket resulterer i en afdampning af en del af partiklerne; Det drejer sig, udover vanddamp, om forskellige kulbrinter samt eksempelvis ammoniumnitrat. Afdampning gør, at $PM_{2.5}$ -værdier målt med TEOM er lavere end det reelle niveau (Hauck et al., 2004), men eftersom afdampningen varierer med en række variable faktorer (eksempelvis den kemiske sammensætning), kan de målte værdier ikke korrigeres nøjagtigt. Hvis der ses på gennemsnitsværdier for $PM_{2.5}$ over en vis periode, eksempelvis måneds- eller årsmidler, kan afdampningen dog med en rimelig sikkerhed sættes til $9-10 \mu g/m^3$. Dette tal er opnået af DMU i Roskilde (Wählin 2006) ved at sammenligne TEOM-målinger med målinger vha. en anden partikel-måler, den såkaldte SM200, der ikke foretager opvarmning.

4.2.2 CPC-målinger

Total partikelkoncentration (antal pr. cm^3) i Vindinge blev målt med en "Condensation Particle Counter" (CPC, Model 3007). CPC'en fungerer ved kontinuerligt at suge en luftprøve gennem et opvarmet mætningskammer, hvor alkohol fordampes og derefter diffunderer ud i den passerende luftprøve. Luftprøven, der nu indeholder alkoholdampe, løber herefter videre til et afkølet kondensationskammer, hvor partiklerne i luftprøven fungerer som kondensationskerner for alkoholdampene. Partiklerne vokser hurtigt til små alkoholdråber, som løber videre til en optisk detektor, der tæller dråberne (se Figur 15) (TSI Incorporated, 2004).



Figur 15: *Condensation Particle Counter (CPC) bestemmer den totale partikkelkoncentration ved at bruge luftprøvens partikler som kondensationskerner for alkoholdråber, der kan tælles af apparatet (TSI Incorporated, 2004).*

4.2.3 Temperatursensorer og datalogger

Den vertikale temperaturprofil i Vindinge blev målt med 3 Type K bimetal temperatursensorer (Lab Facility, 2006) koblet til en Campbell Scientific CR10x datalogger. Temperatursensorerne blev testet for indbyrdes variation i registreret temperatur. Under testen målte alle sensorer ved 22°C i et døgn og ved 2-4°C i 8 timer, men da resultatet viste, at variationen var usystematisk og under 0,1°C, blev der ikke foretaget datakorrektion.

4.3 Feltnmålinger

Målingerne i Vindinge er gennemført i samarbejde mellem dette speciales forfatter og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), mens PM_{2,5}-målingerne i Gundsømagle er udført af DMU, der har stillet resultaterne.

4.3.1 PM_{2,5}

Målingerne af PM_{2,5} blev som nævnt foretaget i to villakvarterer samt på en baggrundsstation, dvs. en lokalitet uden lokale kilder til PM_{2,5}. I Gundsømagle blev der målt i perioden 21.12.03 – 05.02.04, og i Vindinge 24.02.05 – 21.03.05, mens der på baggrundsstationen Lille Valby blev målt sideløbende i begge perioder. Ved at foretage målingerne på denne måde, er det muligt dels at kortlægge niveauerne i villakvarterer og i landområdet, og dels at udregne

størrelsen af de lokale bidrag i villakvartererne. Dette gøres ganske enkelt ved at trække baggrundsværdien fra villakvarterværdien, da det antages, at baggrundskoncentration i Lille Valby svarer til baggrundskoncentration i villakvartererne.

De anvendte TEOM-monitorer var i beboelsesområderne placeret i en mobil målevogn, der har luftindtag på taget i 3 meters højde. På baggrundsstationen er monitoren placeret i en permanent målestation, der har luftindtag i 4 meters højde.

Når der kun måles i ét bestemt punkt i et område, opnås der kun kendskab til niveauerne i dette punkt og ikke i området som helhed. Det er en svaghed, idet der sandsynligvis forekommer lokale variationer i $PM_{2,5}$ -koncentrationen i området pga. ujævn distribution af kilderne. Af ressourcemæssige årsager var det i dette studie ikke muligt at måle i flere punkter på én gang, hvilket heller ikke er standard praksis i denne type studier.

Tidsopløsningen på $PM_{2,5}$ -målingerne blev valgt til ½-times midling.

4.3.2 Lokale variationer i partikelantal

Variationen i koncentrationen af partikler i luften omkring de to målelokaliteter i villakvartererne blev bestemt med en håndholdt partikeltæller (CPC), der blev båret rundt langs forskellige ruter i kvartererne (se appendiks 1). Tidsopløsningen var sat til ét sekund, hvilket muliggjorde en detaljeret kortlægning af variationen. CPC'en måler dog ikke $PM_{2,5}$, men derimod det totale partikelantal. Formålet med disse målinger var dog udelukkende at få et kvalitativt billede af variationer indenfor områderne, og til dette formål egner partikelantallet sig udmærket som en indikator for $PM_{2,5}$ -niveauet. Det skyldes, at variationen i det totale partikelantal i villakvarteret i rimeligt omfang svarer til variationen i $PM_{2,5}$ -koncentrationen, da brændeovne er den lokale kilde til begge. Variationen i baggrundsniveauet blev ikke bestemt ved disse målinger, da fokus var på de lokale kilder.

Partikel-antallet blev bestemt på to aftener, 23. og 26. januar 2006, hvor der var henholdsvis neutrale forhold med vind og stabile forhold uden vind. Partikel-antallet blev samtidig målt ved baggrundsstationen Lille Valby, og alle målinger (på hver af de to dage) blev gennemført indenfor ca. 2 timer for at gøre det målte baggrundsniveau så repræsentativt som muligt.

4.3.3 Vertikal temperaturprofil

For at kunne vurdere stabiliteten af atmosfæren under målekampagnerne, er det nødvendigt at kende den vertikale temperaturprofil. Under DMU's målekampagne i Gundsømagle blev profilen imidlertid ikke målt lokalt i området, hvorfor data er indhentet fra Forskningscenter Risø, der måler temperatur i 2,5, 44 og 118 meters højde i en mast på Risø ved Roskilde. Disse data er dog problematiske at anvende, da de ikke er fra Gundsømagle, masten er placeret umiddelbart ude ved Roskilde Fjord, og den mest jordnære stabilitet ikke kan måles. Data er dog anvendt til trods for problemerne, idet der ikke var bedre alternativer i området.

I Vindinge blev tre temperatursensorer monteret i 4, 9, og 14 meters højde i en sirenemast ca. 300 meter fra målevognens placering (se Figur 11). Der er ingen terrænforskel mellem de to punkter.

4.4 Spørgeskemaundersøgelse af fyringsaktivitet

Emission af $PM_{2,5}$ om vinteren i villakvartererne skyldes som nævnt overvejende træfyring i private hjem. Ved kortlægning af kildernes placering er der mulighed for at anvende to registre, nemlig Bygnings- og Boligregisteret (BBR) samt den lokale skorstensfejers register (SFR) (Jeppesen, 2005). I BBR findes der en optegnelse over varmekilder i alle danske hjem, mens der i SFR er oplysninger om, hvor skorstensfejeren kommer og renser skorsten, hvilket ifølge Vindinges skorstensfejer Ole Jeppesen er ensbetydende med, at adressen har en brændeovn.

Endelig er der mulighed for at foretage en spørgeskemaundersøgelse, hvor beboerne bliver bedt om at oplyse, om de har en brændeovn, samt eventuelt hvornår de i givet fald bruger den.

I Vindinge blev oplysninger fra BBR og SFR anvendt til identifikation af mulige kilder. Derudover blev der foretaget en spørgeskemaundersøgelse, hvor et afkrydsningsskema blev uddelt til de beboere i undersøgelsesområdet, som ifølge SFR burde have en brændeovn. Beboerne blev bedt om at registrere, i hvilke perioder af døgnet der var fyringsaktivitet i deres brændeovn, og registreringen skulle foretages for hver enkelt dag i målekampagnen (se afkrydsningsskema i appendiks 2).

I Gundsømagle blev der som nævnt i afsnit 3.3.1 foretaget en identifikation af adresser med brændeovn ud fra observationer i området, sammenholdt med oplysninger fra områdets skorstensfejer.

4.5 Meteorologiske data

Meteorologiske data er primært indhentet fra målestation 2090 RIMI, der opereres af Forskningscenter Risø. Stationen er placeret ved Lille Valby (hvor også baggrundsmålinger af $PM_{2,5}$ udføres af DMU). Data for skydække og snedække er dog indhentet fra DMI's målestation ved Kastrup Lufthavn, og radiosonderinger er foretaget af DMI ved Jægersborg. Endelig er den vertikale temperaturprofil nær jorden som tidligere nævnt indhentet fra Risøs mast samt egne målinger i sirenemast.

5 Resultater

Dette afsnit indeholder de vigtigste resultater opnået ved feltmålinger, modellering og spørgeskemaundersøgelse, men yderligere resultater er inkluderet i Appendiks 1, 4 og 5.

Afsnittet indeholder forklaring af de viste resultater, mens analyse og diskussion findes i afsnit 6.

I dette samt de efterfølgende afsnit er det vigtigt at skelne mellem lokalkoncentration og lokalbidrag, idet førstnævnte er den målte koncentration i villakvartererne, mens sidstnævnte er differencen mellem koncentrationen i villakvarteret og koncentrationen på baggrundsstationen.

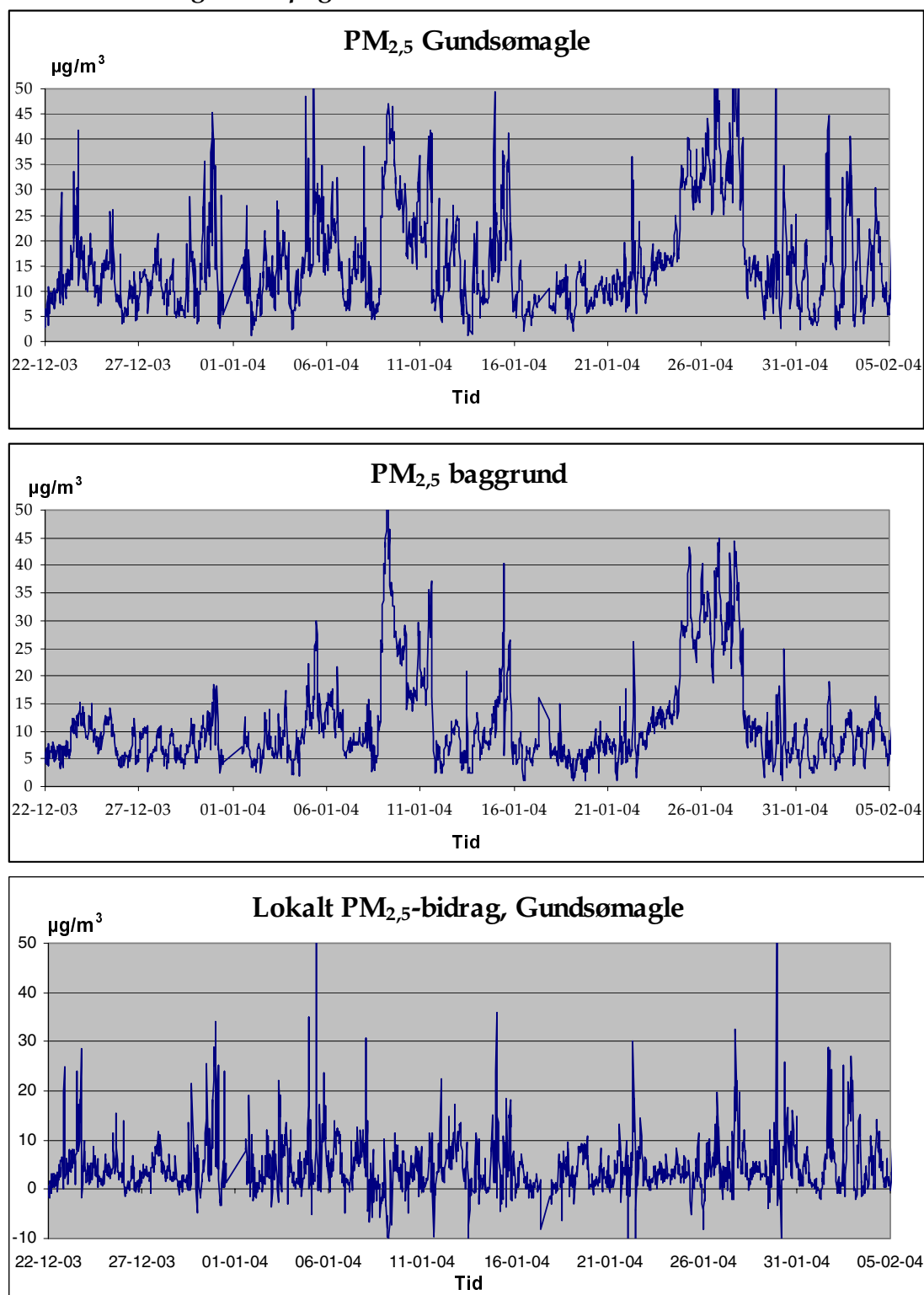
5.1 PM_{2,5}-målinger

Målingerne af PM_{2,5} er præsenteret i Figur 16 (Gundsømagle) og Figur 18 (Vindinge), og det ses, at koncentrationerne varierer meget, også indenfor de enkelte døgn. Da der ikke kan observeres generelle tendenser i koncentrationernes variation, er de målte villakvarter-niveauer og baggrunds-niveauer ikke beskrevet yderligere her. Variationen i lokalbidragene er beskrevet i de to følgende underafsnit

Den hurtige fluktuation i koncentrationen muliggør, at der kan opstå negative værdier for lokalbidraget, der er udregnet som villakvarterets koncentration minus baggrundskoncentrationen. Når koncentrationen ændres hurtigt, og der er en afstand på adskillige kilometer mellem de to målepunkter (Gundsømagle – Ll. Valby ca. 5 km og Vindinge – Ll. Valby ca. 9 km), så kan transporttiden mellem punkterne betyde, at en luftpakke med høj baggrundskoncentration når Ll. Valby på et tidspunkt, hvor en luftpakke med lavere baggrundskoncentration når eksempelvis Vindinge. Dermed vil et eventuelt lokalbidrag i Vindinge blive helt eller delvist opvejet eller sågar blive negativt ved udregningen. Samme resultat kan opnås, hvis vinden er tværgående mellem baggrunds- og boligkvarterstation, hvorved de vil modtage forskellige luftpakker, der kan indeholde forskellige PM_{2,5}-koncentrationer.

Måleperioderne var reelt længere end de perioder, der er afbilledet på nedenstående figurer, men for at kunne anvende resultaterne, kræves samtidige målinger i villakvarteret og på baggrundsstationen. Grundet tekniske problemer blev der kun foretaget samtidige målinger indenfor de viste perioder (Gundsømagle 21.12.03 – 05.02.04 og i Vindinge 24.02.05 – 21.03.05).

5.1.1 Gundsømagle-kampagnen



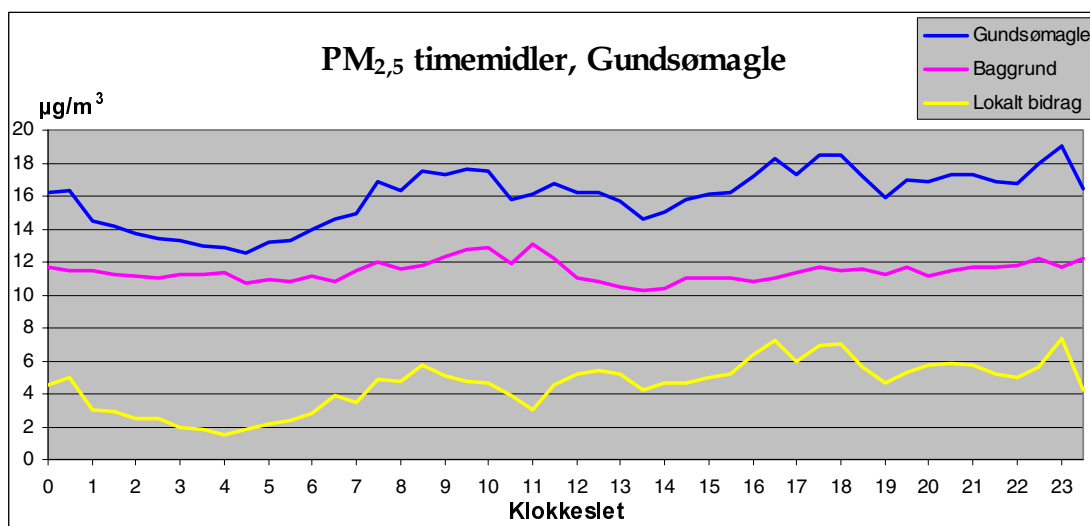
Figur 16: PM_{2,5}-niveauet i Gundsømagle (øverst), baggrundsniveauet ved Lille Valby (midterst) og det lokale PM_{2,5}-bidrag i Gundsømagle (nederst). Lokalbidraget fremkommer ved at trække baggrundsmålingerne fra villakvarter-målingerne. Se tekst for forklaring på forekomst af negative værdier.

Lokalbidraget i Gundsømagle (Figur 16 nederst) varierede hovedsageligt mellem 0 og 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, men højere bidrag på 10-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ forekom talrige gange under målekampagnen. Derudover forekom der enkelte tilfælde, hvor bidraget oversteg 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og det højeste bidrag blev målt til 78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figur 17 og Figur 19 viser $\text{PM}_{2,5}$ -koncentrationerne som gennemsnit af de enkelte timeværdier på alle dage i målekampagnerne, således at eksempelvis værdien for time 1 er et gennemsnit af de målte koncentrationer klokken 01.00 på alle dage i perioden. Variationsmønsteret var som følger:

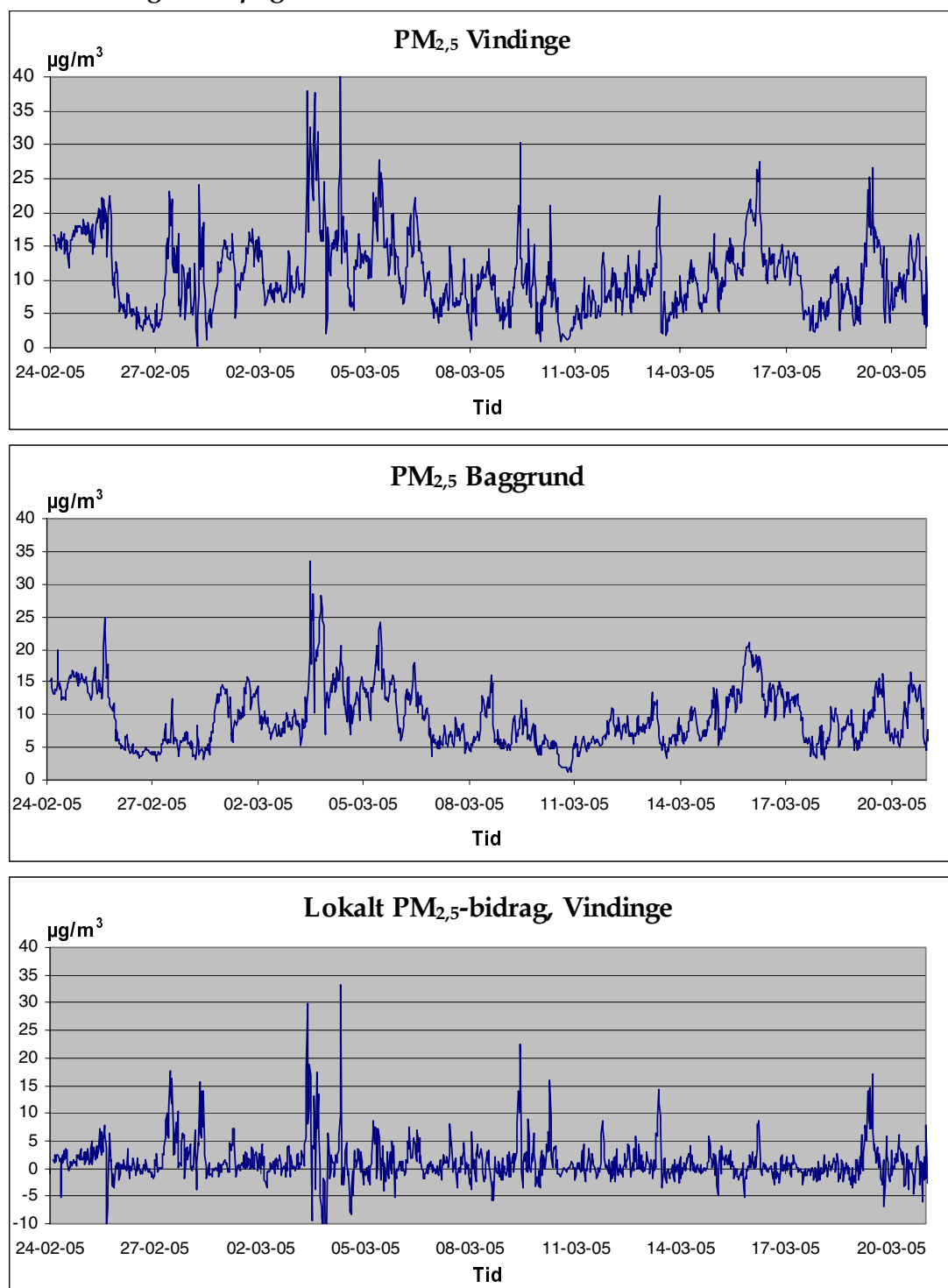
Variation i lokalbidraget i Gundsømagle:

- Døgnet minimum kl. 4.00 på ca. 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Morgen-maksimum på kl. 8.30 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Middags-minimum kl. 11.00 på 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Eftermiddags-aften-maksimum kl. 16.30-18.00 på ca. 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Sent aften-maksimum kl. 23.00 på ca. 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



Figur 17: Gennemsnitlige timeværdier af $\text{PM}_{2,5}$ -koncentrationerne for hele måleperioden.

5.1.2 Vindinge-kampagnen

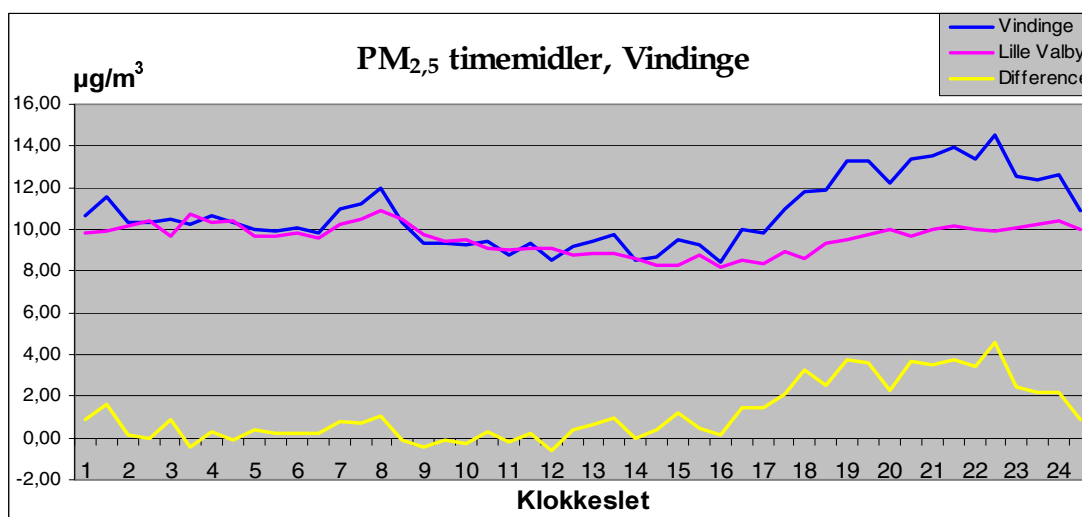


Figur 18: PM_{2,5}-niveauet i Vindinge (øverst), baggrundsniveauet ved Lille Valby (midterst) og det lokale PM_{2,5}-bidrag i Vindinge (nederst). Lokalbidraget fremkommer ved at trække baggrundsmålingerne fra villakoarter-målingerne. Se tekst for forklaring på forekomst af negative værdier

Lokalbidraget i Vindinge (Figur 18 nederst) varierede hovedsageligt mellem 0 og 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, men højere bidrag på 5-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ forekom talrige gange under målekampagnen. Derudover forekom der enkelte tilfælde, hvor bidraget oversteg 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og det højeste bidrag blev målt til 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Vindinge er døgnvariationen (Figur 19) lidt sværere at beskrive end i Gundsømagle, idet lokalkoncentrationen en stor del af døgnet varierede lige omkring baggrundskoncentrationen. Følgende mønster ses dog på kurven for lokalbidraget:

- Små maksima på ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kl. 8.00, 13.30 og 15.00
- Langstrakt eftermiddags- og aften-maksimum med start kl. 16.30 og slutning kl. 1.30 om natten, med højeste værdi på ca. $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kl. 22.30.



Figur 19: Gennemsnitlige timeværdier af $\text{PM}_{2,5}$ -koncentrationerne for hele måleperioden.

5.1.3 Samlet resultat af målinger

Tabel 4 viser de gennemsnitlige målte koncentrationer i de to villakvarterer og på baggrundstationen i de to perioder. Kolonnen længst til højre viser koncentrationerne i aftentimerne, hvor den største fyringsaktivitet forventedes af finde sted.

Tabellen viser, at $\text{PM}_{2,5}$ -koncentrationerne i Gundsømagle var ca. $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ højere end i Vindinge, dels pga. et baggrundsniveau, der var ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ højere, og dels pga. et lokalt bidrag, der var ca. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ højere.

	$\text{PM}_{2,5}$ -gennemsnit i hele perioden ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$\text{PM}_{2,5}$ -gennemsnit aftentimer (16-24) i hele perioden ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Vindinge	10,8	12,5
Baggrund	9,6	9,6
Lokalt bidrag	1,2	2,9
Gundsømagle	15,9	18,2
Baggrund	11,4	11,7
Lokalt bidrag	4,5	6,5

Tabel 4: Målte koncentrationer af $\text{PM}_{2,5}$ under de to målekampanjer

Tabel 5 viser ugentlige gennemsnit af det målte lokalbidrag af $\text{PM}_{2,5}$ under de to målekampanjer, og som det ses forekommer der variation fra uge til uge.

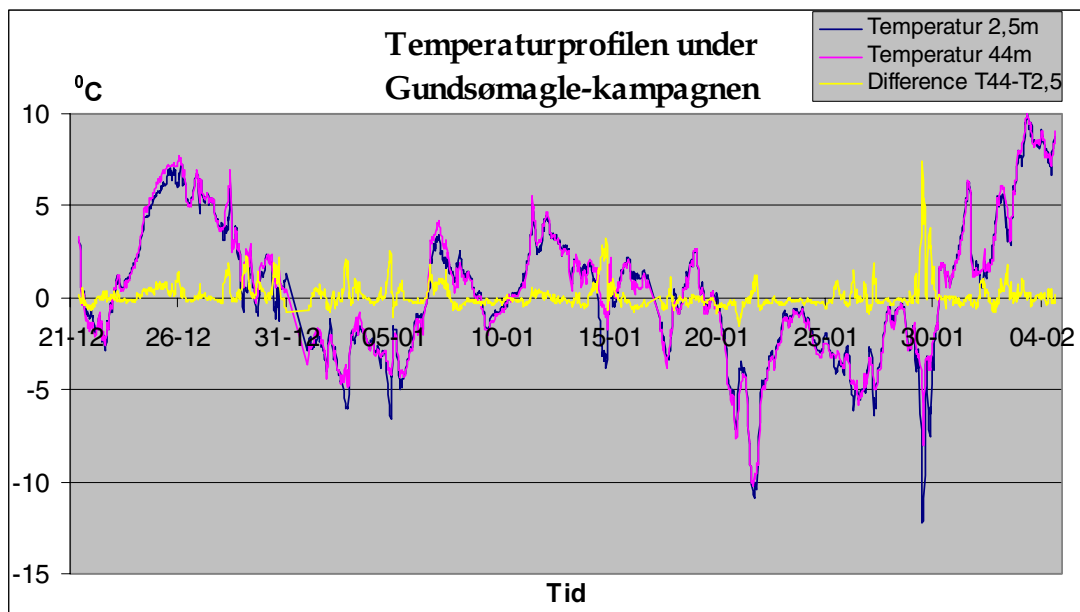
	Gundsømagle	Vindinge
1/1 – 8/1 2004	5,2	-
8/1 – 15/1 2004	3,7	-
15/1 – 22/1 2004	3,4	-
22/1 – 29/1 2004	4,2	-
29/1 – 4/2 2004	6,1	-
24/2 – 3/3 2005	-	1,6
3/3 – 10/3 2005	-	1,4
10/3 – 17/3 2005	-	0,8
17/3 – 21/3 2005	-	0,7

Tabel 5: Ugentlige gennemsnit af det målte $PM_{2,5}$ lokalbidrag under de to målekampanjer

5.2 Temperaturprofiler

Figur 20 og Figur 21 viser resultaterne af temperaturmålinger under de to målekampanjer. Under Gundsømagle-kampagnen blev temperaturen som tidligere nævnt ikke målt lokalt og er i stedet indhentet fra Forskningscenter Risø. De to laveste målehøjder er 2,5 meter og 44 meter, hvorfor disse er anvendt til bestemmelse af stabilitetsforholdene.

Den vertikale temperaturprofil under Gundsømagle-kampagnen (Figur 20) viser, at forholdene meget af tiden var tæt på neutrale. Der forekom dog talrige tilfælde, hvor temperaturprofilen var negativ og forholdene dermed stabile, hvilket ses som toppe på den gule linie i figuren.

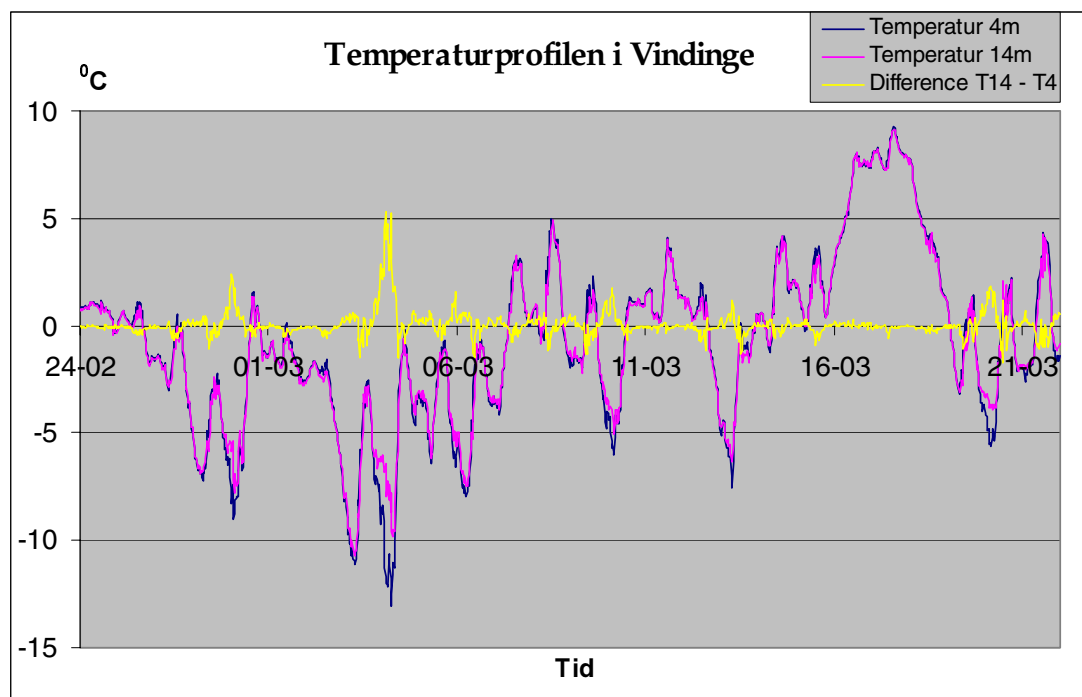


Figur 20: Temperaturprofilen under Gundsømagle-kampagnen blev ikke målt lokalt, men data er hentet fra Forskningscenter Risø (afstand ca. 6 km.). Temperaturen blev målt i 2,5 og 44 meters højde. For at visualisere stabilitetsforholdene er en kurve vist for $T_{44} - T_{2,5}$.

Under Vindinge-kampagnen blev temperaturen bestemt i 4 og 14 meters højde, hvorfor den udregnede stabilitet her blev mere jordnært bestemt end

for Gundsømagle-kampagnen. Temperaturen blev som tidligere nævnt bestemt lokalt i Vindinge.

Den vertikale temperaturprofil under Vindinge-kampagnen (Figur 21) viser ligesom i Gundsømagle, at forholdene meget af tiden var tæt på neutrale, og der forekom også her talrige tilfælde, hvor forholdene var stabile.



Figur 21: Temperaturen i Vindinge blev målt i 4 og 14 meters højde, hvorved den jordnære temperaturprofil kunne bestemmes. Stabilitetsforholdene er visualiseret i form af kurven for $T_{14} - T_4$

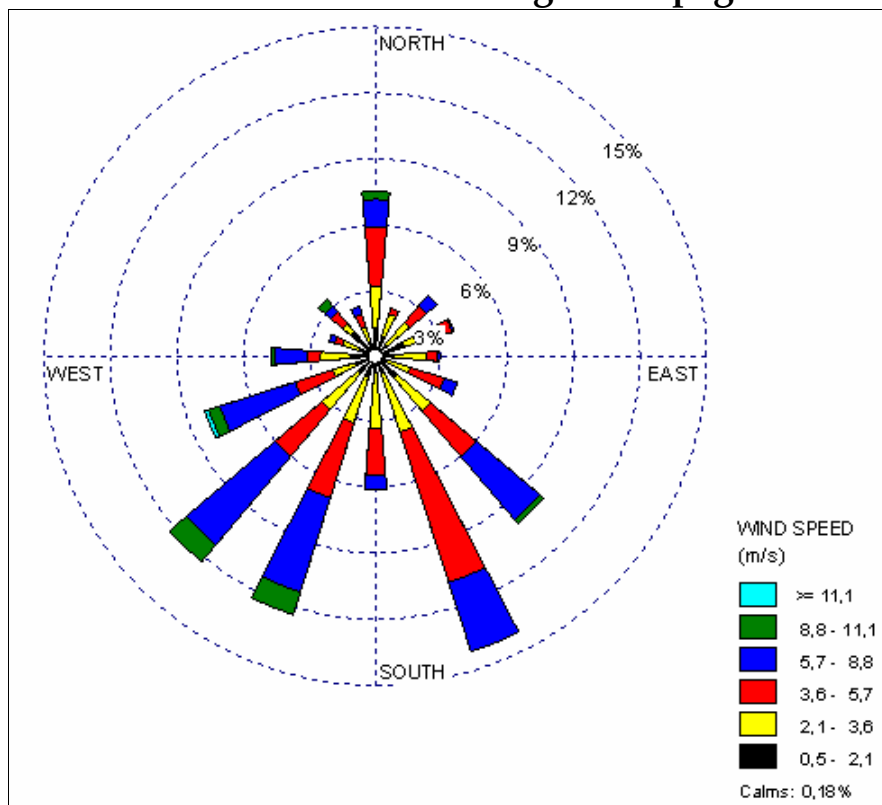
5.3 Vindforhold

Halvttime-midler af vindhastighed og vindretning blev målt ved Ll. Valby i begge perioder. Figur 22 og Figur 23 viser vindroser for perioderne, hvor fordelingen af vindhastigheder og – retninger kan aflæses på vektorerne og deres farveskala, men der henvises til Appendiks 4 for en nøjagtig opgørelse af såvel hastigheder som retninger. Vektorerne viser vindretningen inddelt i grupper, hvor længden af vektorerne angiver hyppigheden af vindretningen, som kan aflæses på cirklerne. Vektorernes farver angiver den grupperede fordeling af vindhastigheder fra en given retning.

Under Gundsømagle-kampagnen kom vinden primært fra retninger mellem sydvest og sydøst, med de mest hyppige retninger fra syd-sydøst ($146^{\circ} - 169^{\circ}$) og en gennemsnitlig vindhastighed på 4,5 m/s.

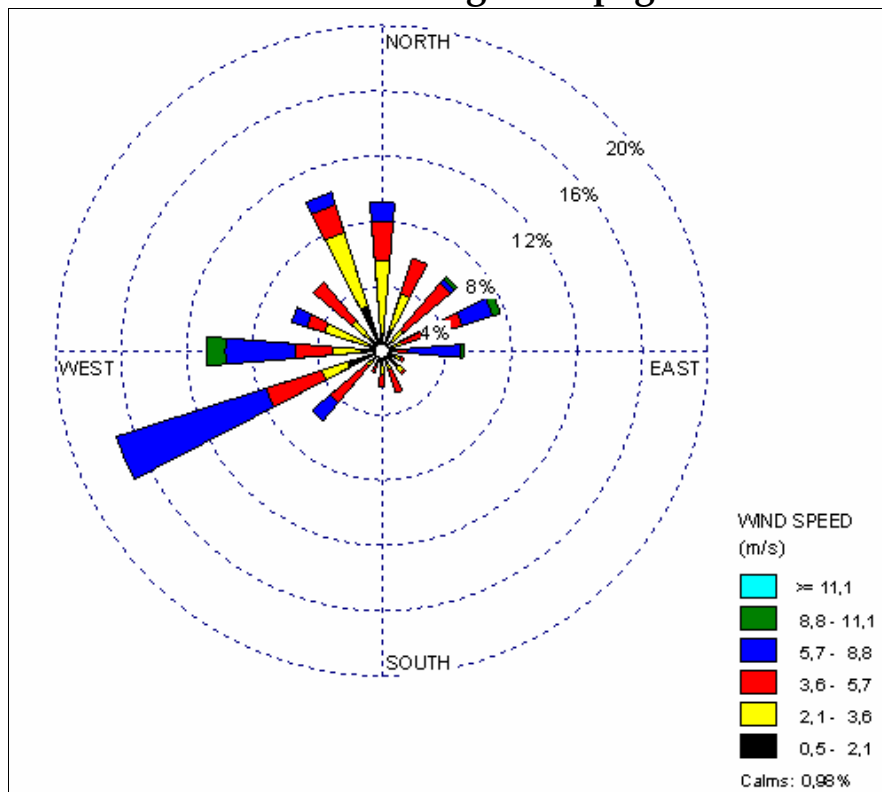
Under Vindinge-kampagnen var vindretningen primært vestlig og sydvestlig, med de mest hyppige retninger fra vest-sydvest ($236^{\circ} - 259^{\circ}$) og en gennemsnitlig vindhastighed på 4,2 m/s.

Vindforhold under Gundsømagle-kampagnen



Figur 22: Vindrose for LL. Valby i perioden 21.12.03 – 05.02.04.

Vindforhold under Vindinge-kampagnen

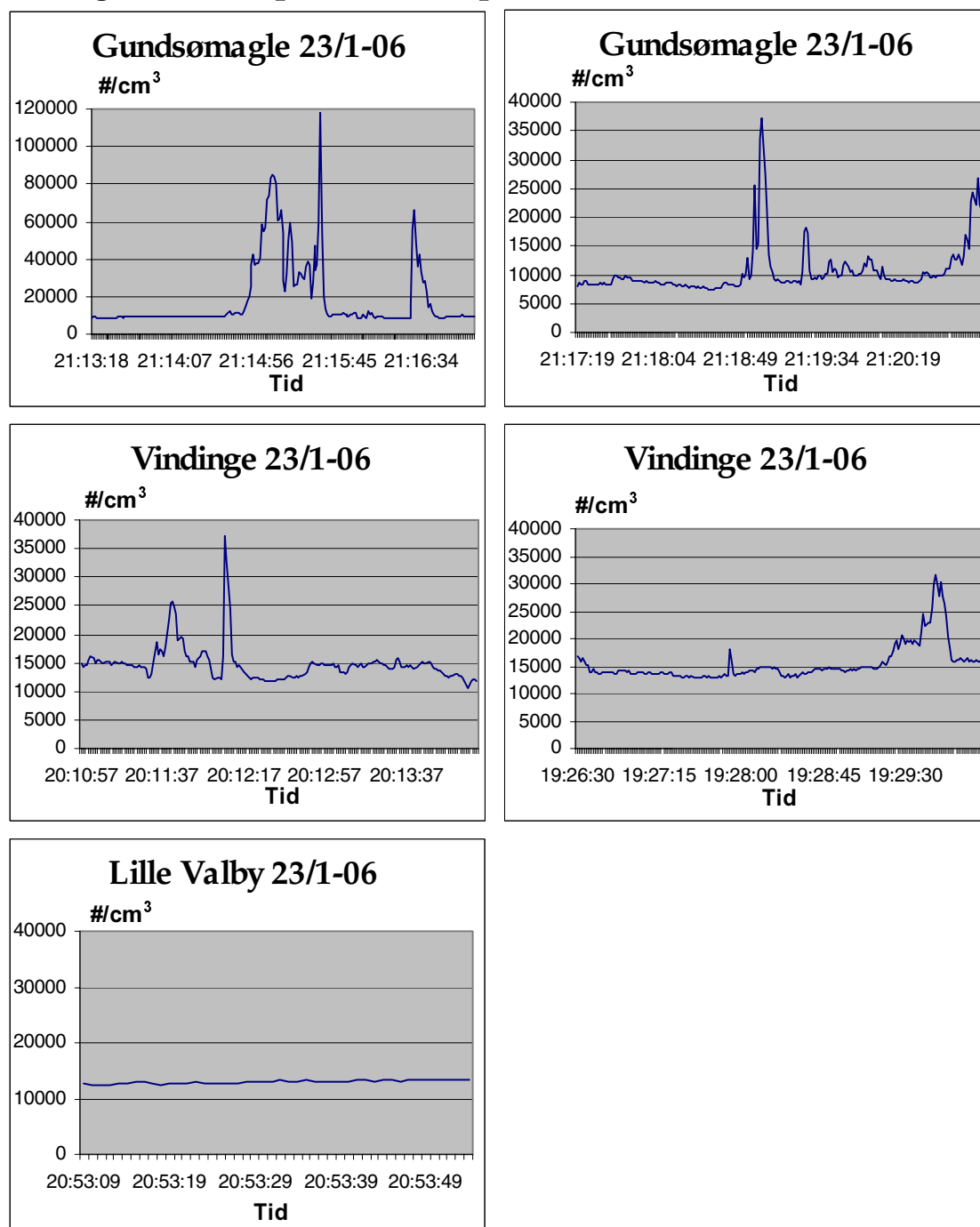


Figur 23: Vindrose for LL. Valby i perioden 24.02.05 – 21.03.05.

5.4 CPC-målinger

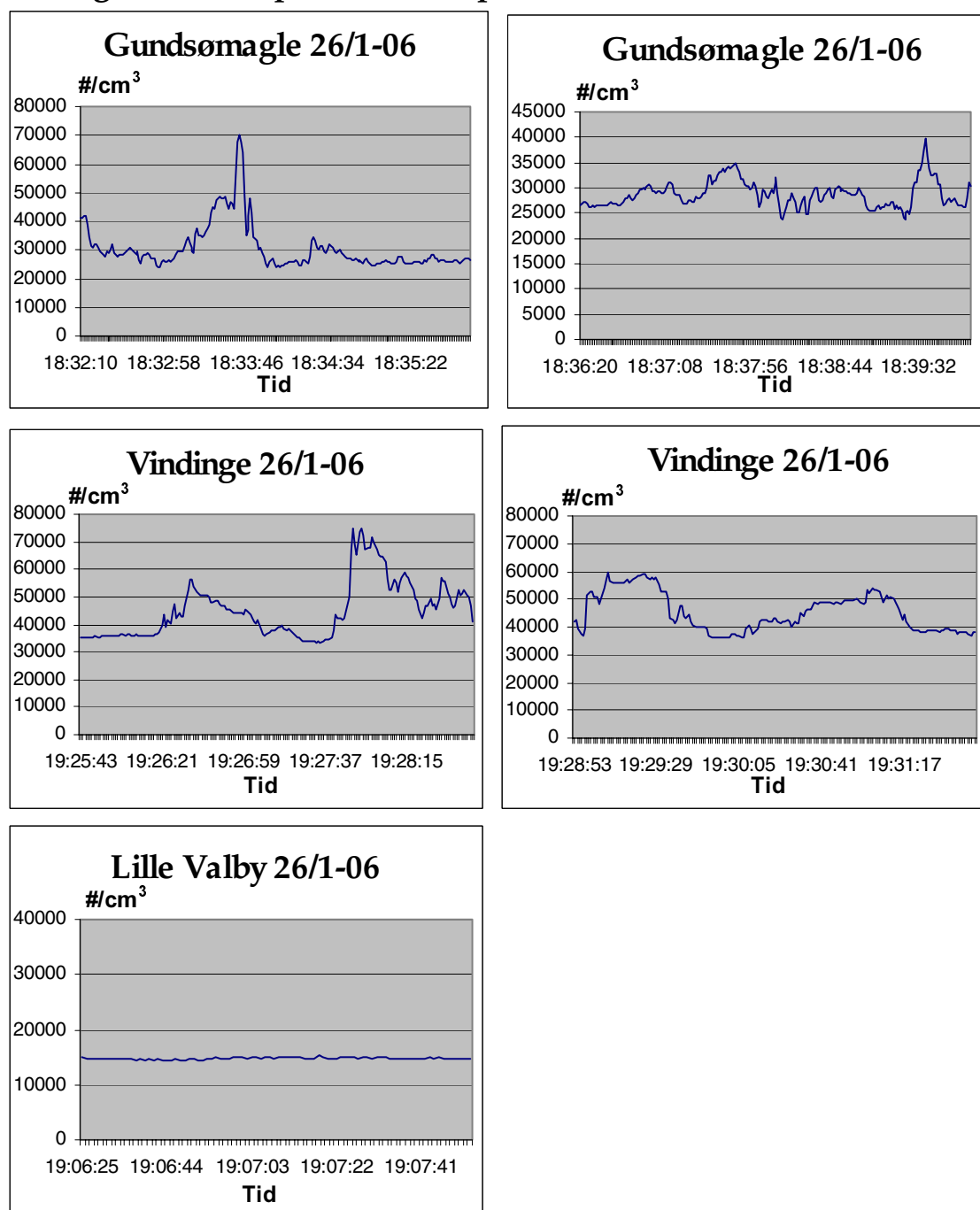
Målinger med Condensation Particle Counter (CPC) blev som tidligere nævnt udført for at undersøge variationen i partikelforureningsniveau indenfor villakvartererne. Figur 24 og Figur 25 viser eksempler på resultater af målingerne i de to villakvarterer samt ved baggrundsstationen Lille Valby. Øvrige resultater findes i Appendiks 1.

Målinger af totalt partikelantal på aften med neutrale forhold



Figur 24: Plottene fra villakvartererne (øverste 4 plot) viser variationen i totalt partikelantal ved transport af sensor på tværs af området med ca. 5 km/t. Nederste plot er koncentrationen ved baggrundsstationen. Se nærmere forklaring i tekst nedenfor. Bemærk at skalaen varierer.

Målinger af totalt partikelantal på aften med stabile forhold



Figur 25: Plottene fra villakvartererne (øverste 4 plot) viser variationen i totalt partikelantal ved transport af sensor på tværs af området med ca. 5 km/t. Nederste plot er koncentrationen ved baggrundsstationen. Se nærmere forklaring i tekst nedenfor. Bemærk at skalaen varierer.

Den 23/1 2006 om aftenen var det skyet, temperaturen var -7°C , vinden var sydlig 4 m/s og forholdene blev vurderet at være tæt på neutrale.

Baggrundskoncentrationen blev målt til 13.000 partikler/cm³ ved Lille Valby, og ca. samme koncentration (10.000 #/cm³ i Gundsømagle og 15.000 #/cm³ i Vindinge) kunne konstateres som basisniveau i villakvartererne. Ved transport af CPC'en gennem kvartererne forekom meget pludselige og stejle forøgelse i koncentrationen fra basisniveauet op til mellem 30.000 og 120.000

#/cm³. Forøgelserne forekom på steder, hvor luften lugtede kraftigt af brænderøg.

Den 26/1 2006 om aftenen var det skyfrit, temperaturen var -10°C, vinden var fra skiftende retninger 0-1 m/s og forholdene blev vurderet at være stabile. Baggrundskoncentrationen var denne aften 15.000 #/m³, mens basisniveauet i villakvartererne var 25.000 #/cm³ i Gundsømagle og 35.000 #/cm³ i Vindinge. Der forekom også denne aften forøgelser i koncentrationen på visse steder, men de var mindre pludselige og stejle, end den 23/1. Koncentrationsstigningerne gik den 26/1 op til 40.000-75.000 #/cm³, og igen lugtede luften kraftigt af brænderøg på disse steder. Der kunne dog også generelt konstateres en lugt af brænderøg i hele villakvarteret i såvel Gundsømagle som Vindinge.

5.5 Spørgeskemaundersøgelse af fyringsaktivitet

Resultatet af spørgeskemaundersøgelsen i Vindinge forelå i form af returnerede afkrydsningsskemaer samt af mundtlige oplysninger fra borgerne, dels ved samtale i forbindelse med afleveringen af skemaer i området og dels ved telefonisk kontakt til de fleste af de borgere, der ikke returnerede skemaerne. Data fra undersøgelsen fremgår af Tabel 6, samt af Figur 8 i afsnit 3.3.2, hvor identifikationen af aktive brændeovne er skitseret.

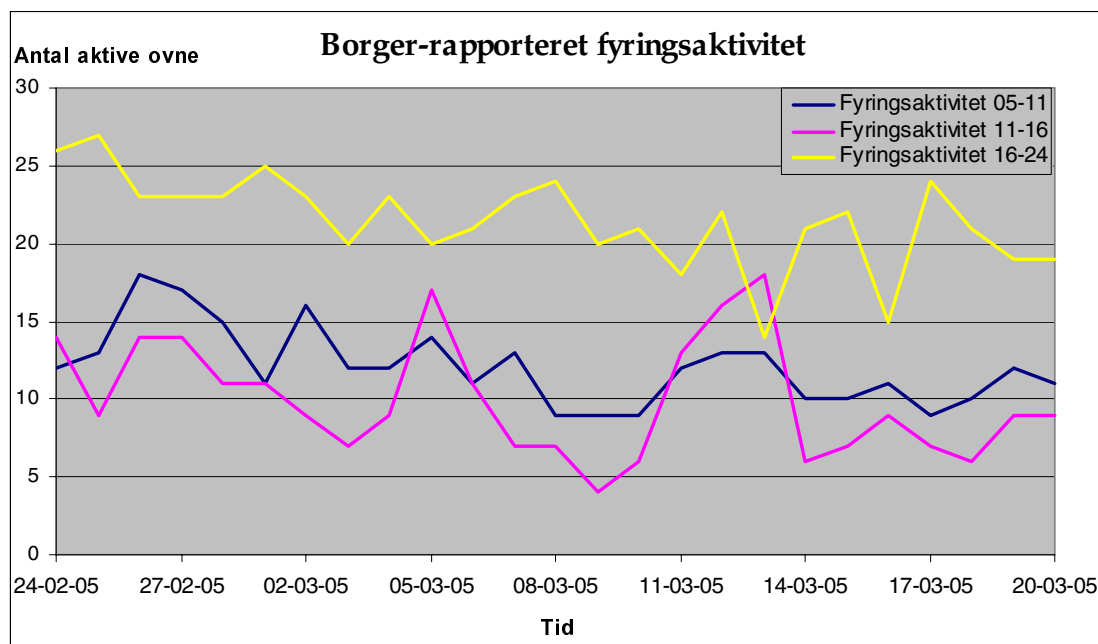
Resultatet af spørgeskemaundersøgelsen var 51 returnerede skemaer og 28 svar indhentet ved personlig kontakt (telefonisk og ved samtale på adressen). Antallet af returnerede skemaer udgør en svarandel på 59 %, og sammenlagt med oplysninger fra personlig kontakt, kendes fyringsaktiviteten på 77 % af adresserne, der ifølge skorstensfejer-registeret (SFR) har en brændeovn.

	Antal
Adresser med brændeovn ifl. BBR	23
Adresser med aktiv brændeovn ifl. SFR	103
Afleverede afkrydsningsskemaer	87
Returnerede afkrydsningsskemaer	51
Oplysninger fra telefonisk kontakt	12
Oplysninger fra samtale på adresse	16
Regelmæssigt aktive brændeovne	30
Brændeovne kun lejlighedsvis eller ikke i brug	22
Adresser uden brændeovn, der er anført som havende aktiv brændeovn ifl. SFR	27

Tabel 6: Oplysninger fra eksisterende brændeovnsregistre (BBR – Bygnings og boligregisteret samt SFR – Skorstensfejer-registeret), fordeling mellem oprindelse af informationer og endelig resultatet af spørgeskemaundersøgelsen i Vindinge.

Figur 26 viser fyringsaktiviteten i Vindinge under målekampagnen. Aktiviteten over døgnet er inddelt i tre perioder, der dækker henholdsvis morgen (05-11), dag (11-16) og aften (16-24). Det ses på figuren, at aktiviteten er størst om aftenen, hvor 21,5 ovne i gennemsnit er aktive. Aktiviteten er næststørst om morgenen, hvor gennemsnittet er 12 aktive ovne, og endelig er aktiviteten mindst midt på dagen, hvor gennemsnittet er 10 aktive ovne.

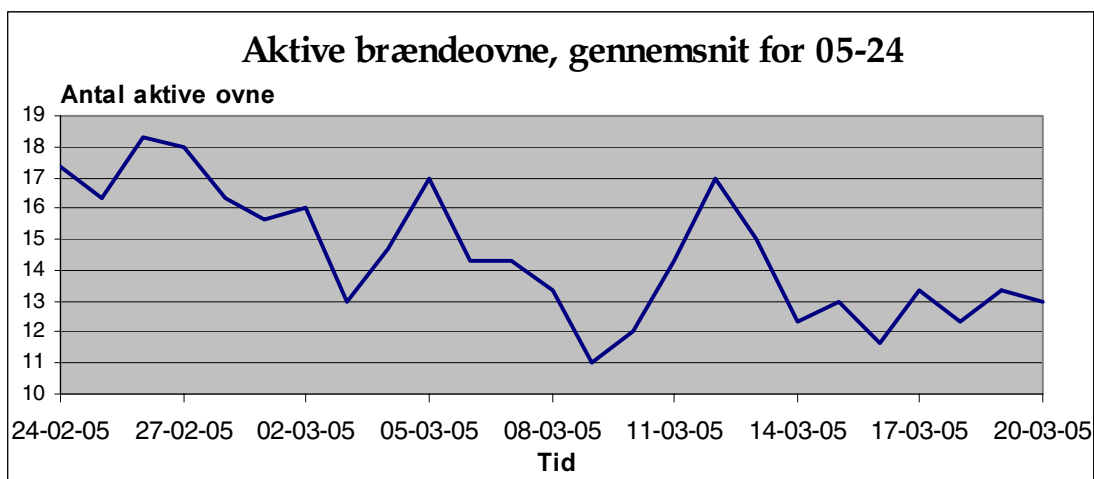
Der ses markante toppe, specielt på dagsgrafene men også på morgengrafen, i weekenddage 26-27/2, 5-6/3 og 12-13/3. Alle tre kurver har en svagt faldende tendens fra periodens start til slutning.



Figur 26: Fyringsaktiviteten i Vindinge, baseret på oplysninger i afkrydsningsskemaer returneret fra borgerne. Aktiviteten over døgnet er inddelt i tre perioder og angiver antallet af aktive brændeovne.

Figur 27 viser antallet af brændeovne, der bliver fyret i, opgjort som gennemsnit for de enkelte datoer i målekampagnen. Værdien for en given dato angiver altså, hvor mange brændeovne der i gennemsnit er aktive fra 05 til 24 på den dato. Det ses, at kurven har toppe på de ovennævnte weekenddage, samt at antallet af aktive brændeovne er faldende gennem perioden.

Fyringsaktiviteten varierede mellem 18,5 og 11 aktive ovne, hvilket er ca. ± 4 ovne fra det gennemsnitlige antal aktive ovne i området. Da der var 30 regelmæssigt aktive ovne i området, svarer det til, at mellem 37 % og 62 % af de regelmæssigt aktive ovne var i brug i en gennemsnitstime af døgnet (fra 05-24).



Figur 27: Antal aktive brændeovne som dagligt gennemsnit for timerne 05-24 under målekampagnen i Vindinge.

Tabel 7 angiver de gennemsnitlige antal af aktive brændeovne i Vindinge over hele måleperioden. Værdien for "alle timer" er det gennemsnitlige antal aktive ovne i området over hele perioden (eksklusiv nattetimerne 24-05).

	Antal aktive brændeovne
Morgentimer 05-11	12
Dagstimer 11-16	10
Aftentimer 16-24	21
Alle timer 05-24	15

Tabel 7: Gennemsnitstal for fyringsaktivitet i målekampagnen.

Ovntype og brændselstype

Kun 2 adresser i undersøgelsesområdet havde en pejs, og disse var ikke regelmæssigt aktive. Resten af adresserne med en aktiv fyringsenhed havde brændeovne.

Oplysninger om ovenens alder blev afgivet i for ringe omfang til, at de kunne anvendes til en generel vurdering af ovenens alder i området.

Brændselstypen var på samtlige adresser brænde, dog på 5 adresser suppleret med træbriketter.

5.6 Modellering med OML-Multi

Hovedformålet med modelleringen af luftforurening med partikler var, som nævnt i indledningen, at undersøge overensstemmelsen mellem målte og modellerede koncentrationer. Målingerne er som bekendt foretaget i ét punkt i hvert villakvarter, hvorfor modelleringen er foretaget for de samme punkter. Designet af OML-Multi gør det imidlertid muligt samtidig at beregne koncentrationer for et større område, hvorfor Figur 28 - Figur 32 viser de beregnede værdier for hele undersøgelsesområdet i villakvartererne.

For Gundsømagle er der foretaget modelkørsler på baggrund af den estimerede fyringsaktivitet (se afsnit 3.4), som var 4 timer dagligt. På

baggrund af samme fyring er der beregnet et scenarium, hvor skorsthøjden på alle kilder er forøget med 3 meter.

Samme modelkørsler er foretaget for Vindinge, hvor der dog yderligere er foretaget en modelkørsel på baggrund af den borgerrapporterede fyringsaktivitet.

Beregnete koncentrationer for positionerne, hvor målevognen var placeret i villakvartererne, er vist i Tabel 8 og Tabel 9.

Tabel 8 viser middelværdier for de modellerede koncentrationer i de to perioder, hvor der blev foretaget målinger. Kørslerne er de samme som illustreret i Figur 28 - Figur 32.

	Gundsømagle	Vindinge
Kendt fyringsaktivitet	-	4,8
4 timers fyringsaktivitet	4,7	2,1
4 timers fyringsaktivitet, 9m. emissionshøjde	2,2	0,9

Tabel 8: Modellerede lokalbidrag af $PM_{2,5}$ for hele måleperioden på målelokaliteterne i Gundsømagle og Vindinge, ud fra forskellige antagelser om fyringsaktivitet.

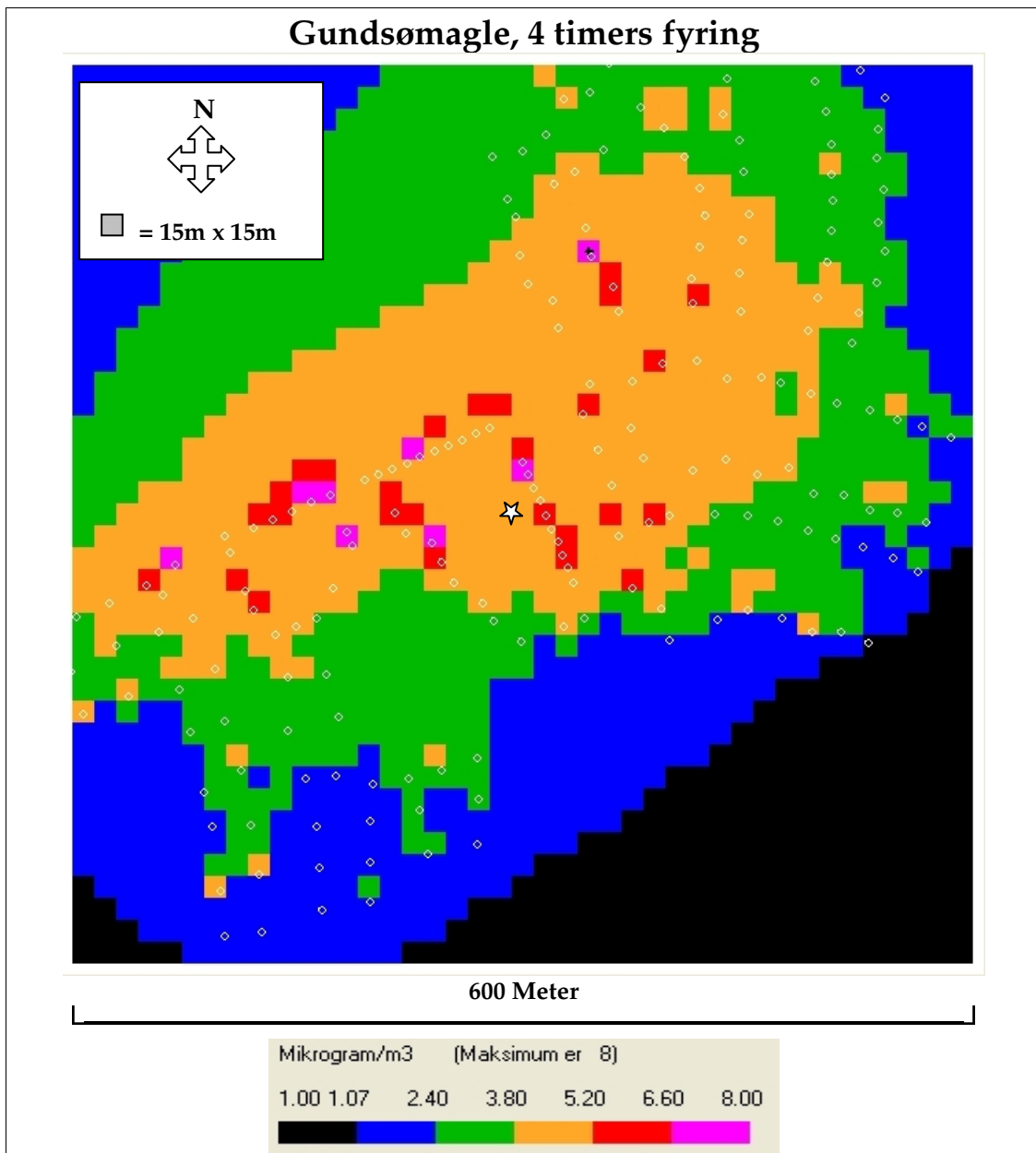
Tabel 9 viser gennemsnitlige koncentrationer for en uge ad gangen, beregnet på baggrund af de estimerede 4 timers daglig fyring.

	Gundsømagle	Vindinge
1/1 – 8/1 2004	4,0	-
8/1 – 15/1 2004	5,8	-
15/1 – 22/1 2004	4,3	-
22/1 – 29/1 2004	4,4	-
29/1 – 4/2 2004	4,7	-
24/2 – 3/3 2005	-	1,4
3/3 – 10/3 2005	-	1,0
10/3 – 17/3 2005	-	4,0
17/3 – 21/3 2005	-	1,82

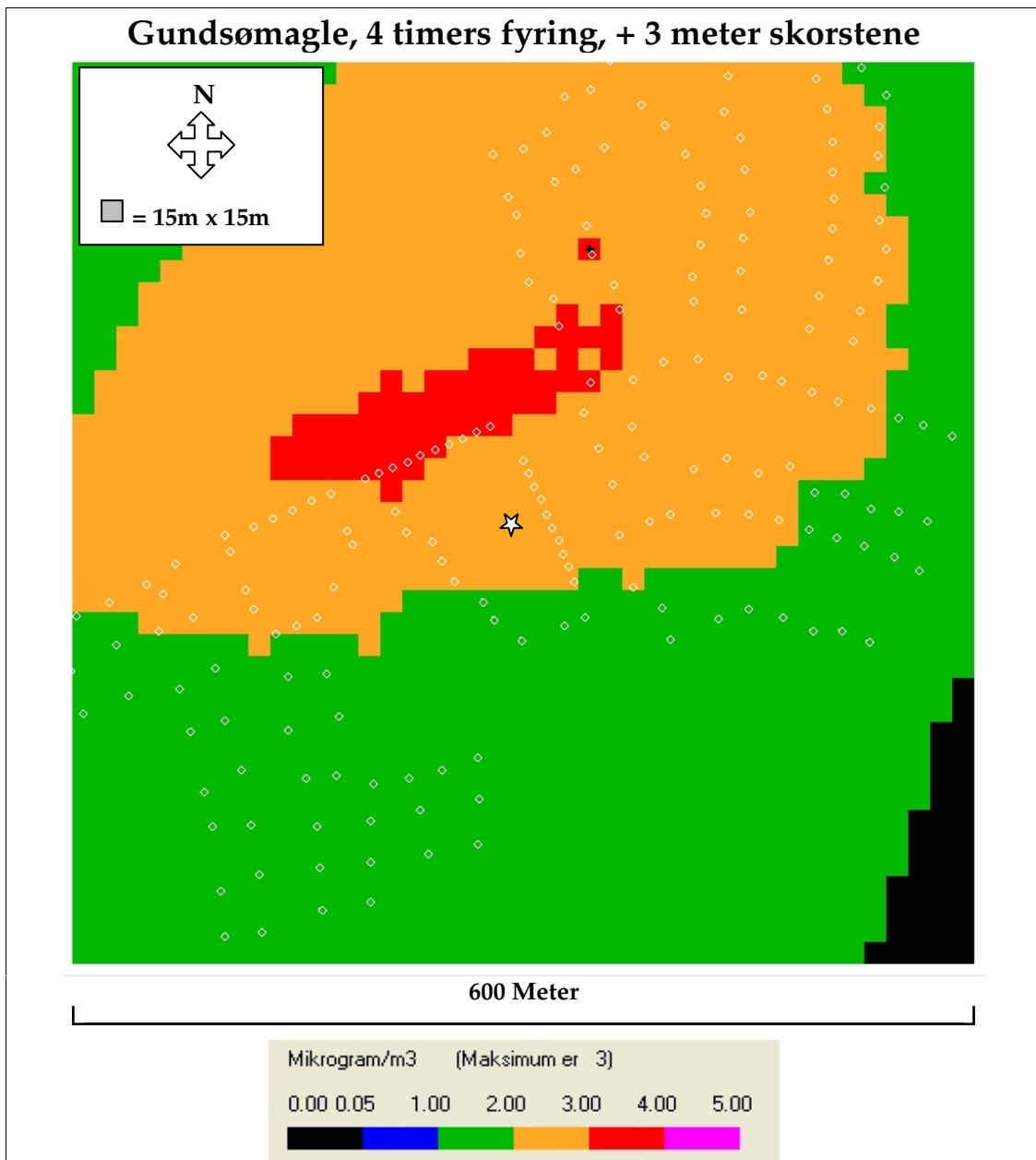
Tabel 9: Modellerede lokalbidrag af $PM_{2,5}$ per uge på målelokaliteterne i Gundsømagle og Vindinge, baseret på 4 timers daglig fyringsaktivitet.

De aktive kilder, som er anvendt i modelleringerne, er vist i Figur 7 og Figur 8 i afsnit 3.3.2. I Gundsømagle blev antallet af kilder, dvs. aktive brændeovne, vurderet til 97, mens det i Vindinge blev vurderet til 30.

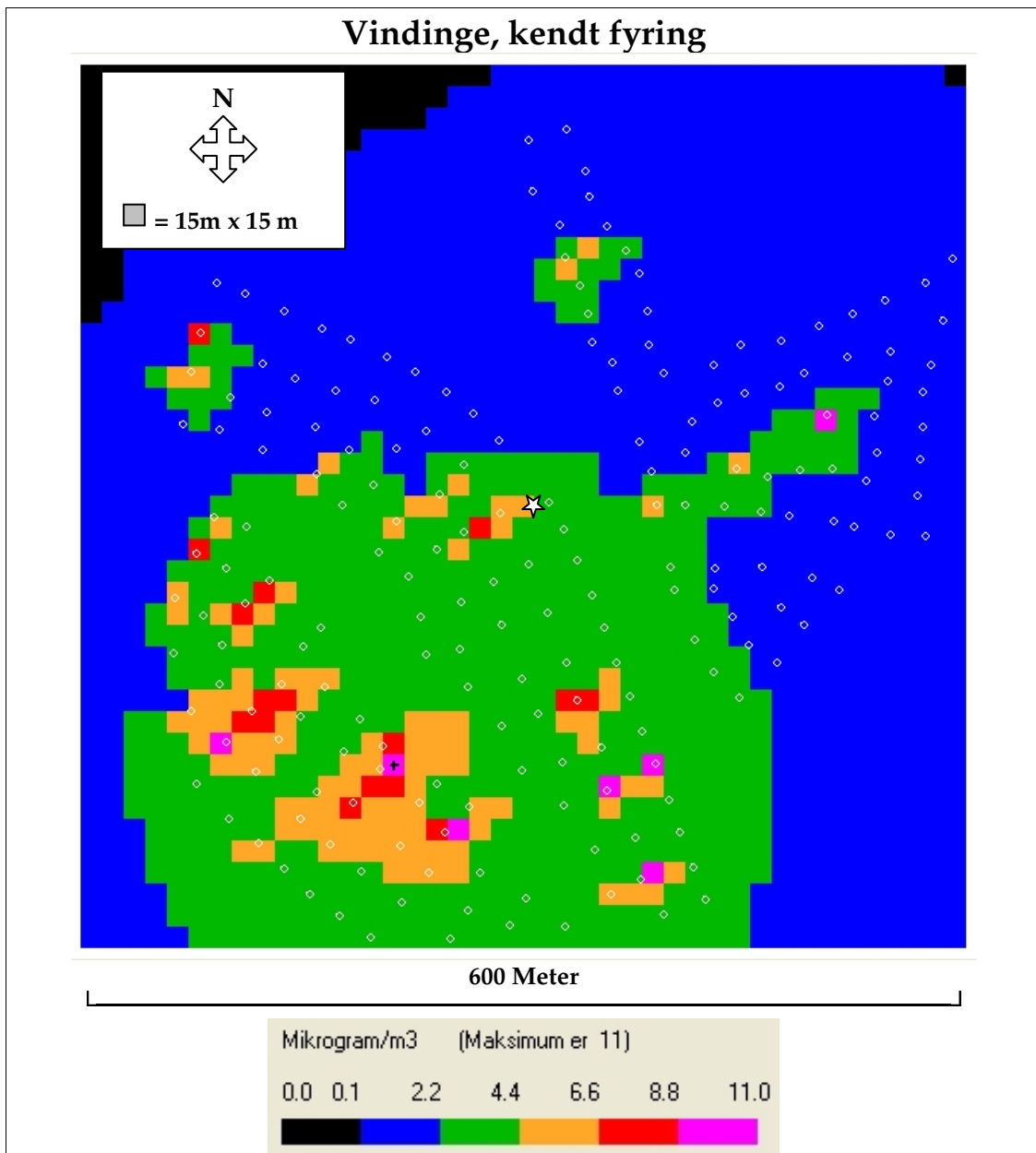
Figur 28 til Figur 32 er illustrationer af områdevariationen genereret automatisk i OML-Multi, og forskellen på de højeste koncentrationer (rød og lyserød farve) er ikke videre tydelig. Programmet giver imidlertid ikke mulighed for at justere på farveskalaen, og da kun enkelte gridceller har de højeste værdier, er der ikke brugt tid på at indlæse data i et andet illustrationsprogram. Værdierne i de fem figurer er gennemsnit for hele den respektive målekampagne.



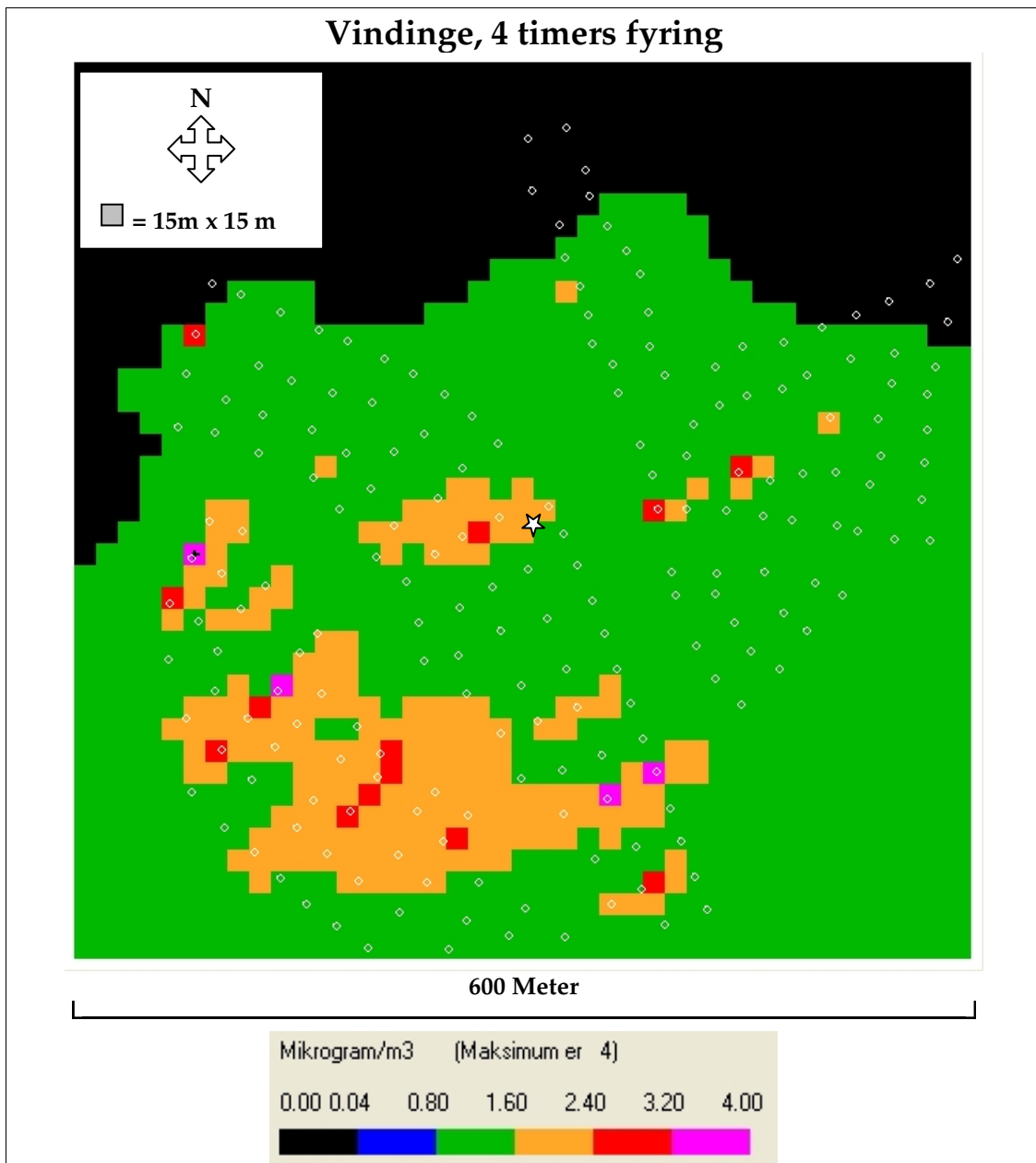
Figur 28: Fordelingen af koncentrationer i Gundsømagle med 4 timers daglig fyringsaktivitet i aktive brændeovne. Stjernen angiver placeringen af målevognen og de små hvide cirkler angiver adresser, der er blevet undersøgt ved kortlægning af kilder.



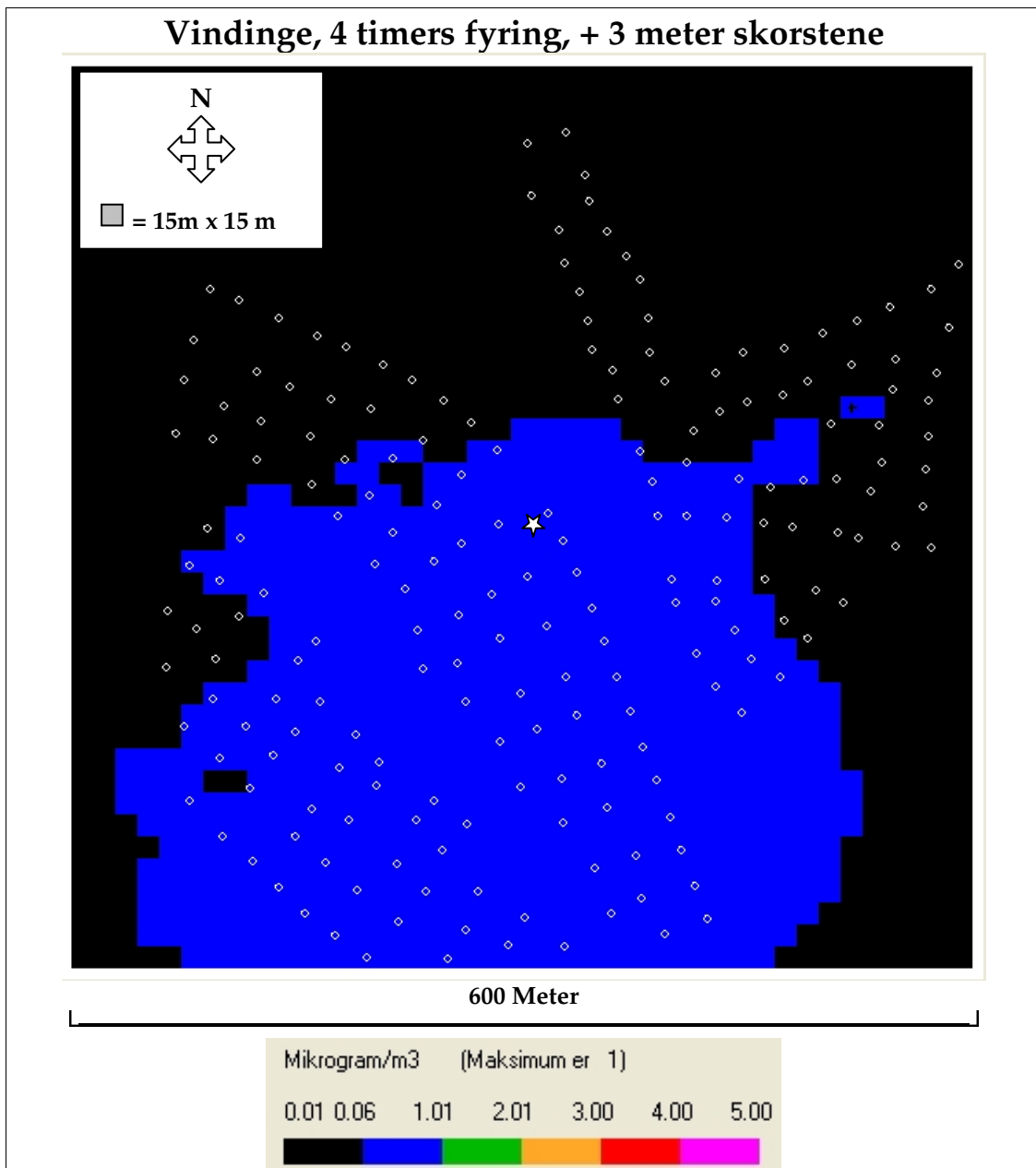
Figur 29: Scenarium for Gundsømagle med 4 timers daglig fyringsaktivitet i aktive brændeovne, hvor skorstenshøjden er forøget med 3 meter. Stjernen angiver placeringen af målevognen og de små hvide cirkler angiver adresser, der er blevet undersøgt ved kortlægning af kilder.



Figur 30: Fordelingen af koncentrationer i Vindinge med borgerrapporteret fyringsaktivitet. Stjernen angiver placeringen af målevognen og de små hvide cirkler angiver adresser, der er blevet undersøgt ved kortlægning af kilder.



Figur 31: Fordelingen af koncentrationer i Vindinge med 4 timers daglig fyringsaktivitet i aktive brændeovne. Stjernen angiver placeringen af målevognen og de små hvide cirkler angiver adresser, der er blevet undersøgt ved kortlægning af kilder.



Figur 32: Scenarium for Vindinge med 4 timers daglig fyringsaktivitet i aktive brændeovne, hvor skorstenshøjden er forøget med 3 meter. Stjernen angiver placeringen af målevognen og de små hvide cirkler angiver adresser, der er blevet undersøgt ved kortlægning af kilder.

6 Diskussion af målinger

Dette afsnit indeholder en nærmere analyse og diskussion af måleresultaterne præsenteret i afsnit 5.1 – 5.4, mens sammenligning med specialets øvrige resultater findes i afsnit 7 og 9.

Brug af termen "lokal" i de følgende afsnit refererer til villakvartererne.

6.1 PM_{2,5}-målinger

6.1.1 PM_{2,5}-niveauer og bidrag

For målingerne i Gundsømagle forelå der anvendelige data for en periode på 45 dage, hvor PM_{2,5}-niveauet blev målt til 15,9 µg/m³ i gennemsnit, og dermed reelt var ca. 25-26 µg/m³ inkl. korrektion for afdampning (se afsnit 4.2.1). Størstedelen af denne forurening stammede fra fjerntransport, idet baggrundsniveauet (som udgøres af fjerntransporterede partikler) målt i Ll. Valby var 11,4 µg/m³ eller ca. 21-22 µg/m³ inkl. korrektion. Lokalbidraget fra brændeovne var 4,5 µg/m³, forudsat at brændeovnsmissioner udgør den eneste lokale kilde til PM_{2,5}-forurening. Rimeligheden af denne antagelse er diskuteret i Appendiks 5, hvor konklusionen er, at kun ca. 5 % af den lokalt genererede PM_{2,5}-forurening i Gundsømagle kan tilskrives trafik, som er den eneste anden mulige PM_{2,5}-kilde i området. Der er derfor ikke justeret for trafikbidrag.

Bidraget fra brændeovne i Gundsømagle udgjorde ca. 17-18 % af det *reelle* lokalniveau, idet fjerntransporten bidrog med 82-83 %. Det *reelle* lokalniveau er det målte niveau plus korrektion for afdampning. Til sammenligning svarede lokalbidraget til årsmiddelværdien for bidraget fra trafikens udstødning langs H.C. Andersens Boulevard i København, som i 2002/2003 var knap 4 µg/m³ eller godt 20 % af det totale niveau på gaden (Palmgren et al 2005).

Det målte niveau i aftentimerne (16-24) var lidt højere, 18,2 µg/m³ (27-28 µg/m³ korrigeret), og lokalbidraget var 6,5 µg/m³, hvilket svarer til ca. 23-24% af det reelle lokalniveau. Dette stemmer fint overens med forventningen om, at der generelt fyres mest i brændeovnene om aftenen, hvor beboerne er hjemme.

Resultaterne fra målingerne i Vindinge var komplette i en periode på 25 dage, hvor det målte PM_{2,5}-niveau var 10,8 µg/m³ i gennemsnit og ca. 20-21 µg/m³ korrigeret. Her udgjorde bidraget fra fjerntransport en større del, ca. 94 %, af det reelle lokalniveau i villakvarteret, end tilfældet var i Gundsømagle. Bidraget fra brændeovne var 1,2 µg/m³, hvilket svarer til 6 % af det reelle lokalniveau. Bidraget fra lokal trafik blev i Vindinge beregnet til 20 % af lokalbidraget, men det absolutte trafikbidrag er så lille (0,2 µg/m³) at der ikke er foretaget korrektion.

I aftentimerne var bidraget fra brændeovne 2,9 µg/m³ i gennemsnit, og det er interessant at bemærke, at stigningen er på næsten 250 % i forhold til

gennemsnittet for alle døgnets timer (i hele måleperioden). Ligesom i Gundsømagle stemmer det fint overens med tidspunktet for den største forventede fyringsaktivitet, men forskellen i Vindinge mellem døgn- og afteniveau er relativt set væsentligt større. En logisk forklaring på dette kunne være, at borgerne i Vindinge har større forskel på deres brug af brændeovnene mellem morgen/dag (05-16) og aften (16-24) end borgerne i Gundsømagle har. Denne forklaring underbygges af $PM_{2,5}$ -timemidlerne præsenteret i Figur 17 og Figur 19, som analyseres nærmere i afsnit 6.1.3.

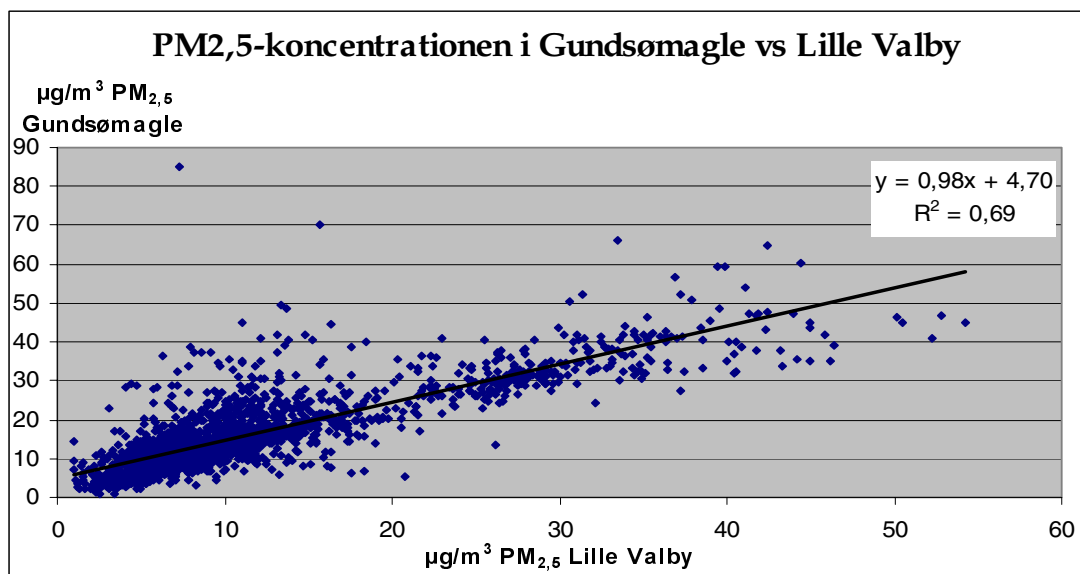
6.1.2 Variation i $PM_{2,5}$ -niveauer og -bidrag gennem måleperioderne

Baggrundskoncentrationen af $PM_{2,5}$ varierer meget fra dag til dag og sågar fra time til time gennem måleperioderne, og der er ingen generelle tendenser at spore. Det skyldes, at baggrundskoncentrationen er et resultat af de talrige bidrag af partikler, som en luftpakke modtager undervejs til målestationen. Bidragene varierer konstant, idet den fulgte rute konstant ændrer sig, opblandingsgraden varierer, og kildernes emission varierer.

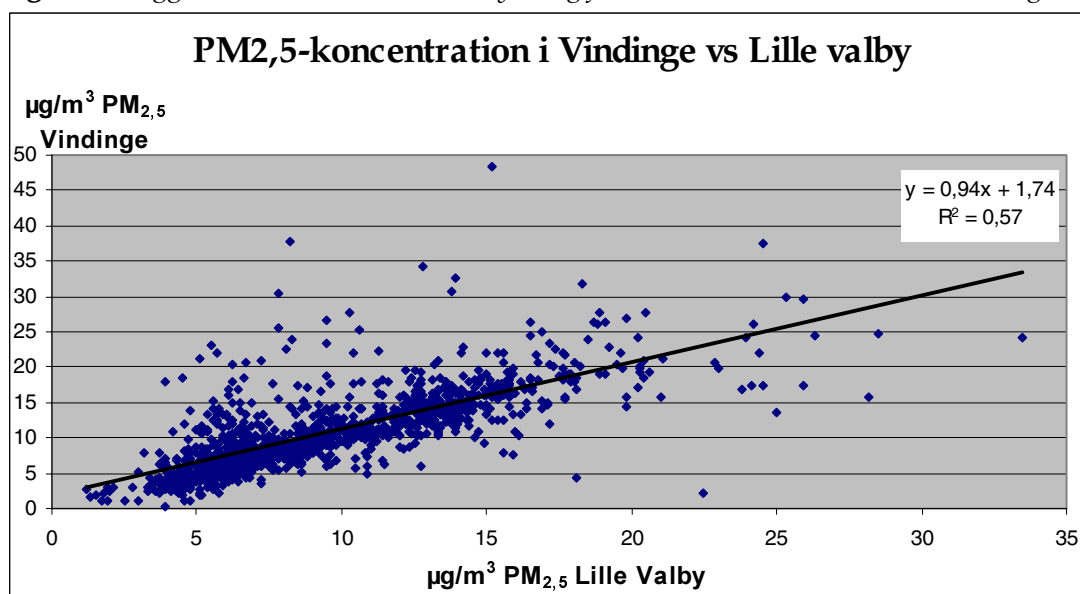
Koncentrationen i villakvartererne er hovedsageligt et resultat af baggrundskoncentrationen, der bidrager med ca. 82-83% af $PM_{2,5}$ -forureningen i Gundsømagle og ca. 94 % i Vindinge. Der ses som tidligere nævnt intet mønster i baggrundskoncentrationens variation igennem måleperioderne, og dermed kan der heller ikke spores mønstre i variationen i villakvarterernes $PM_{2,5}$ -koncentrationer gennem perioderne. Denne sammenhæng følger af baggrundskoncentrationens store betydning for lokalkoncentrationerne.

Som illustreret i Figur 33 og Figur 34 kan 69 % af variationen i Gundsømagle (Figur 33) og 57 % i Vindinge (Figur 34) forklares ud fra variationen i baggrundskoncentrationen. Når tallet er højere i Gundsømagle skyldes det sandsynligvis, at lokalemissionerne her er mere konstante over døgnet (se Figur 17) end i Vindinge, samt at Gundsømagle har kortere afstand til baggrundsstationen, hvilket giver bedre mulighed for overensstemmelse.

I Gundsømagle kan lokalkoncentrationen således i de fleste tilfælde udregnes ved blot at addere baggrundskoncentrationen en fast værdi ($4,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$) for lokalbidraget. Dette kan i mindre udstrækning lade sig gøre i Vindinge, hvor der er større forskel på lokalbidragets størrelse i løbet af døgnet (se Figur 19).



Figur 33: Baggrundskoncentrationens betydning for lokalkoncentrationen i Gundsømagle.



Figur 34: Baggrundskoncentrationens betydning for lokalkoncentrationen i Vindinge.

I villakvartererne er koncentrationen påvirket af adskillige mekanismer. Dels er der store variationer i transporten af partikler ind i området pga. baggrundsniveaets variation, og dels er der komplekse påvirkninger indenfor kvarteret. Som tidligere beskrevet kan der, pga. afstand mellem målepunkterne, være væsentlige problemer i at udregne lokalbidraget ved at trække baggrundsniveaet fra lokalniveaet. Hvis det alligevel antages, at metoden er korrekt, vil variationen i det beregnede lokalbidrag kun være et resultat af faktorer indenfor lokalområdet. Disse påvirkninger er imidlertid talrige og komplekse: Emissionerne er som beskrevet i afsnit 2.2 afhængige af en række faktorer, hvorfor variationen er stor og reelt uforudsigelig. Derudover er opblandingen varierende afhængigt af vindforhold, atmosfærisk stabilitet og overfladeruhed. Endelig er koncentrationen på målestedet afhængig af vindretningen, der især ved lave vindhastigheder kan variere meget mellem hver ½-times middel af $PM_{2,5}$ -koncentrationen.

Det er således svært at spore systematiske variationer i lokalbidraget, med mindre der som ovenfor fortages en midling for timeværdierne over en række døgn, eller hvis der fokuseres på tendenser til sammenhænge med enkeltparametre.

En nærmere analyse af variationen i baggrunds- og lokalniveauer vil derfor ikke blive foretaget her, men eventuelle sammenhænge mellem lokalbidrag og styrende faktorer vil blive undersøgt i afsnit 6.2 og 6.3 samt afsnit 9.

6.1.3 Variation i $PM_{2,5}$ -timemidler

Lokalbidragets timemiddel-variation i Gundsømagle havde som beskrevet i afsnit 5.1 et morgen-maksimum og to aften-maksima. Derudover sås et generelt højt bidrag i alle døgnets timer, bortset fra kl. ca. 1.00 til 6.00. Morgen-maksimumet ses endnu tydeligere på kurven for målingerne i Gundsømagle, men da der også ses en top i baggrundskoncentrationen, bliver det beregnede lokalbidrag mindre. Stigningen om morgenen i baggrundsniveauet kan imidlertid til dels skyldes påvirkning fra myldretidstrafik på den stærkt befærdede Rute 6, der befinder sig under én kilometer fra baggrundstationen. Hvis dette er tilfældet, kan endnu mere af morgen-maksimumet i Gundsømagle-målingerne forklares med brændeovnsaktivitet. Eftermiddags-aften-maksimumet og det sene aften-maksimum fremstår tydeligt og er ikke forstyrret af toppe i baggrundsniveauet. At der ikke ses nogen top i baggrundsniveauet fra eftermiddags-myldretrafik kan skyldes, at der om eftermiddag er mere dynamik i atmosfæren, hvorfor trafikbidraget vil blive opblandet og dermed ikke vil kunne spores.

De tre observerede maksima i lokalbidraget hænger godt sammen med et forventet mønster i fyringsaktivitet. I nærområdet i Gundsømagle er der ingen fjernvarme eller naturgas (Glasius et al 2006), hvilket typisk betyder, at beboerne vil bruge deres brændeovne i stort omfang, da den dyrere elvarme ofte er alternativet. Om morgenen inden beboerne tager på arbejde, fyres der derfor kraftigt i brændeovnene, og der lukkes ned for ilttilførslen. På denne måde brænder ovnen længe uden yderligere indfyring, hvilket stemmer fint overens med det udstrakte morgen-maksimum, der afløses af et faldende niveau, efterhånden som ovnene brænder ud.

Når beboerne kommer hjem om eftermiddagen, fyres der igen i ovnene, hvilket giver et markant maksimum fra ca. 16.30-18.00. Herefter falder niveauet igen, idet husene nu er blevet varme og mindre indfyring kræves. Endelig ses et sent aften-maksimum kl. 23.00, hvilket kan forklares med en sidste indfyring inden natten for at holde huset varmt til om morgenen.

Lokalbidraget falder på intet tidspunkt af døgnet til 0, hvilket må betyde, at der konstant er fyringsaktivitet i området. Igen skal forklaringen nok findes i brændeovnenes store betydning som opvarmningskilde i området. Det gælder også midt på dagen, hvor nogle beboere givetvis vil være hjemme og dermed vil bruge deres ovn, samt om natten, hvor en del ovne "brænder over", dvs. bliver fyldt op med brænde og får ilttilførslen minimeret, hvilket giver en langstrakt og forurenende brænding.

I Vindinge sås der ikke et generelt lokalbidrag over alle døgnets timer, som tilfældet var i Gundsømagle, og det gennemsnitlige lokalbidrag var tilsvarende væsentligt mindre. Forklaringen kan findes i, at der er indlagt naturgas i Vindinge, hvilket kan forventes at betyde langt mindre udbredt brug af brændeovne, da det er billigere at opvarme med naturgas end f.eks. elvarme. Der er desuden længere mellem husene i Vindinge, hvilket yderligere forøger afstanden mellem aktive kilder.

Det lille observerede morgen-maksimum i lokalbidraget er noget større på kurven for lokalkoncentrationen, men en samtidig stigning i baggrunds-koncentrationen betyder, at lokalbidragets værdi mindskes. $PM_{2,5}$ -bidraget fra morgentrafikken kan imidlertid som beskrevet ovenfor have betydning, og hvis stigningen i dette medregnes, er forøgelsen i lokalbidraget ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kl. 6.30-9.00.

Det langstrakte maksimum efter kl. 16.00 fremstår meget tydeligt i forhold til i Gundsømagle. Det betyder dog ikke, at beboerne i Vindinge fyrer mere om aftenen, end de gør i Gundsømagle, for lokalbidraget i aftentimerne er dobbelt så stort i Gundsømagle, som det er i Vindinge. Forklaringen skal derimod findes i, at beboerne i Vindinge næsten udelukkende bruger deres brændeovne om aftenen. Forskellen til resten af døgnet bliver derfor mere markant end i Gundsømagle, hvor der er en mere konstant aktivitet. Det er sandsynligt, at beboerne i Vindinge mest bruger deres brændeovne som en hyggelig ekstra varmekilde om aftenen, hvilket underbygges af sporgeskemaundersøgelsens resultater (se afsnit 7).

Ovenstående forklaringer af lokale $PM_{2,5}$ -bidrag inddrager stort set ikke effekter af ændring i de meteorologiske forhold, men dette er behandlet i det følgende afsnit.

6.2 Meteorologiske parametres betydning

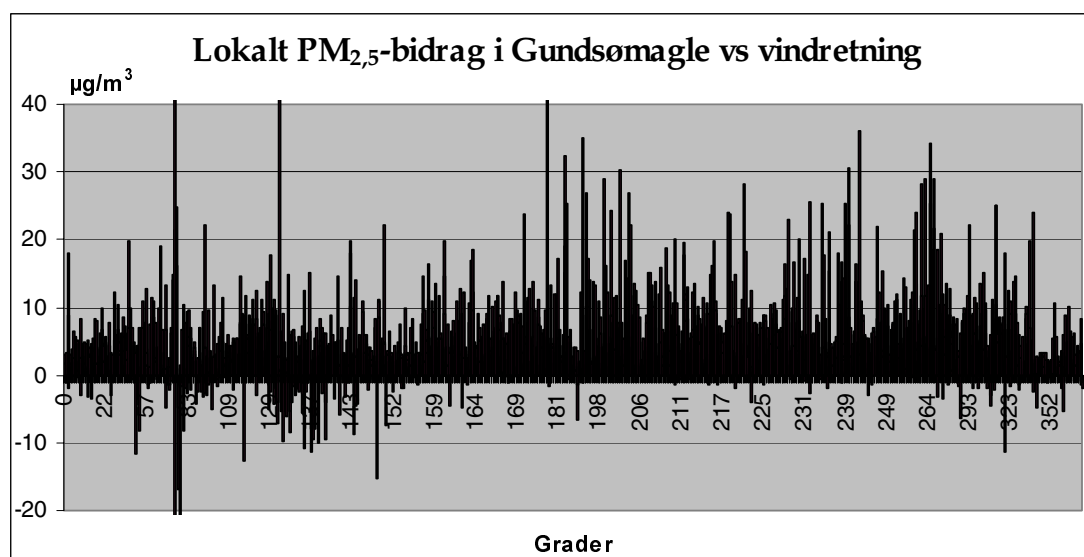
Direkte sammenhænge mellem meteorologiske parametre og målte $PM_{2,5}$ -niveauer er undersøgt i dette afsnit. De parametre, der kan have betydning, er vindretning, vindhastighed og vertikal temperaturprofil (stabilitetsforhold). Derudover kan temperaturen have en indirekte betydning, idet lave temperaturer kan forventes at medføre øget brug af brændeovne og dermed ændrede emissioner. Den sammenhæng vil derfor blive undersøgt her, mens fyringsaktivitetens afhængighed af temperaturen vil blive undersøgt i afsnit 7.

En visuel analyse af sammenhængene med meteorologiske parametre er som udgangspunkt foretaget, og statistisk signifikans er ligeledes undersøgt for parametrene vindhastighed, stabilitet og temperatur.

I Gundsømagle var der ca. 2000 observationer mod ca. 1200 i Vindinge, hvilket gør muligheden for statistisk signifikante sammenhænge bedre i Gundsømagle.

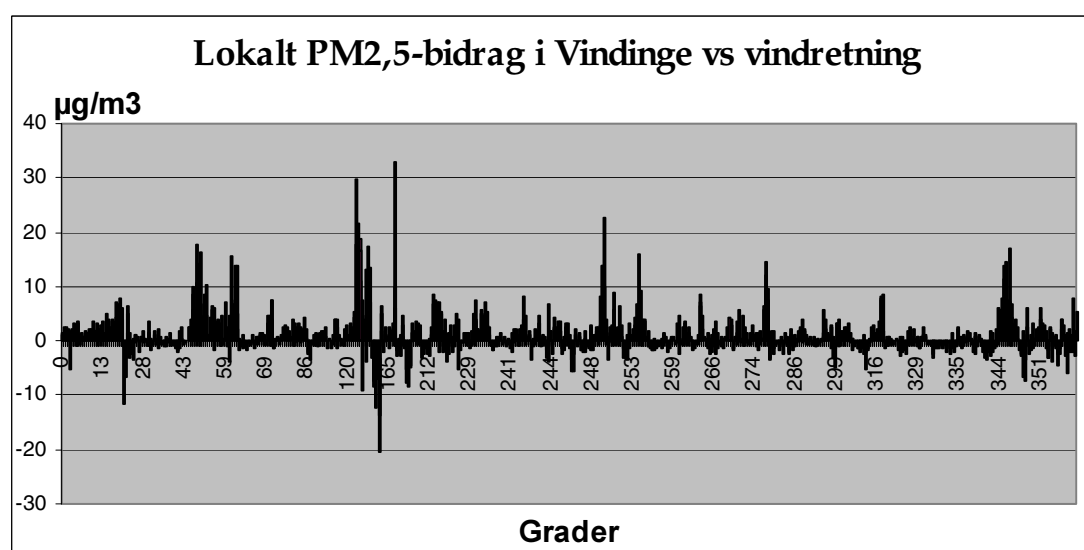
6.2.1 Vindretning

Lokalbidraget fordelt på vindretninger i Gundsømagle (Figur 35) har generelt høje værdier for hele vindspektret. Dette hænger godt sammen med fordelingen af aktive brændeovne i området, idet målevognen var omgivet af aktive brændeovne på alle sider (se Figur 7). Eneste undtagelse er ved vindretninger mellem nord og nordnordvest, hvor der ikke er nogen aktive ovne opvinds for målevognen. Som det kunne forventes, ses der ved disse vindretninger ingen høje lokalbidrag af $PM_{2,5}$.



Figur 35: Vindretningens betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ i Gundsømagle.

I Vindinge (Figur 36) er de største lokalbidrag koncentreret omkring specifikke vindretninger (ca. 50° , ca. 145° , ca. 250° og ca. 345°). Når vinden kommer fra disse retninger, findes nogle af de mest aktive brændeovne i området direkte opvinds for målevognen, hvilket giver en god forklaring på de store bidrag.

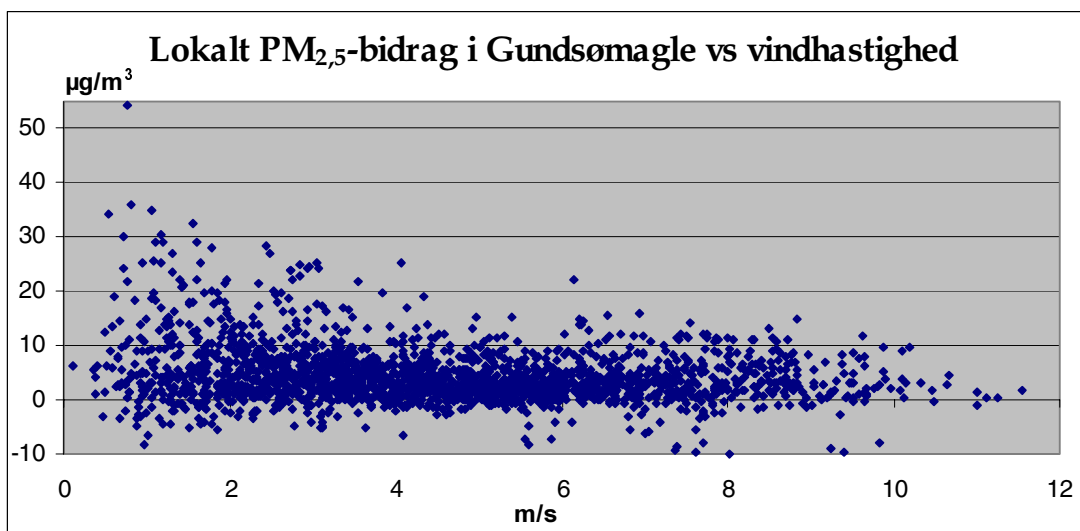


Figur 36: Vindretningens betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ i Vindinge.

6.2.2 Vindhastighed

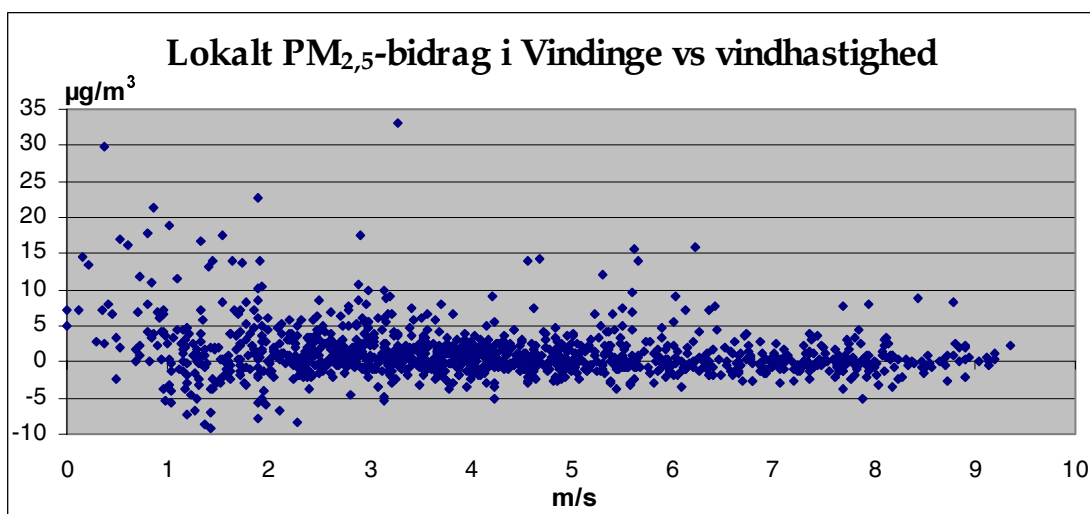
Vindhastigheden har som tidligere beskrevet stor betydning for opblandingen af den emitterede luftforurening, både gennem fortynding og gennem spredning pga. turbulensen, som bliver kraftigere med stigende vindhastighed. Betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ er vist i Figur 37 og Figur 38.

I Gundsømagle ses som forventet en klar tendens til, at de høje lokalbidrag forekommer ved lave vindhastigheder. Således forekommer 93 % af lokalbidragene $> 20\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 81 % af bidragene $> 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved vindhastigheder $< 3 \text{ m/s}$.



Figur 37: Vindhastighedens betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ i Gundsømagle.

I Vindinge (Figur 38) er tendensen ikke ligeså tydelig, idet flere af de høje bidrag forekommer ved højere vindhastigheder. Der er dog stadig en tydelig overvægt af høje bidrag ved vindhastigheder $< 3 \text{ m/s}$, hvor 77 % af bidragene $> 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og 62 % af bidragene $> 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ forekommer.



Figur 38: Vindhastighedens betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ i Vindinge.

Når der forekommer tilfælde, hvor det beregnede lokalbidrag af $PM_{2,5}$ er højt ved højere vindhastigheder, skyldes det, at en eller flere andre faktorer forårsager et øget bidrag. Dette kan eksempelvis være vindretningen, hvis denne bevirker, at der fra en eller flere aktive kilder i umiddelbar nærhed bringes bidrag direkte hen til målevognen. Herved vil der kunne opnås høje niveauer, fordi emissionen til trods for en høj vindhastighed ikke når at blive stærkt fortyndet.

En anden årsag kan være, at afkølingen af husene er større, når vindhastigheden er høj, hvorfor der skal fyres mere i ovnene for at holde husene varme.

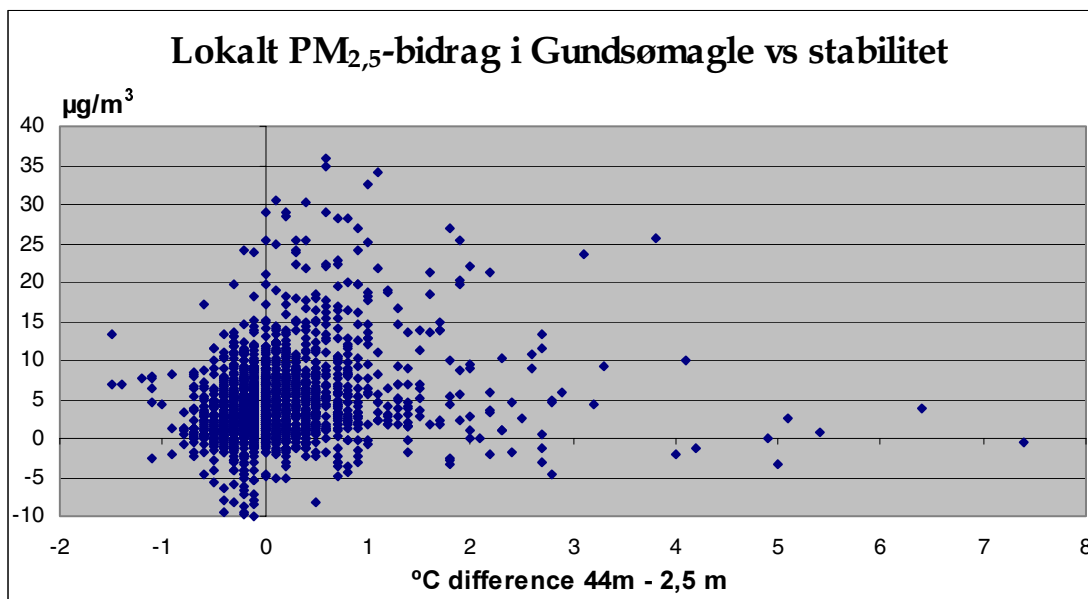
Der ses ingen tendenser i hoveddelen af målingerne i begge villakvarterer, idet disse ligger jævnt fordelt udover vindhastighedsspektret, men med ca. samme koncentrations-niveauer. Størstedelen af variationen i de lokale $PM_{2,5}$ -bidrag kan således ikke forklares ud fra vindhastigheden, og der er ikke statistisk signifikant sammenhæng i Vindinge (90 % konfidensniveau). I Gundsømagle er der en signifikant sammenhæng mellem vindhastighed og lokalbidrag (95 % konfidensniveau), men vindhastigheden forklarer kun 5 % af målingerne.

6.2.3 Stabilitet

Atmosfærens stabilitetsforhold påvirker turbulensen over området og opblandingen af den emitterede luftforurening, hvorfor stabile forhold således kan føre til et øget partikelforureningsniveau (se afsnit 2.3.1).

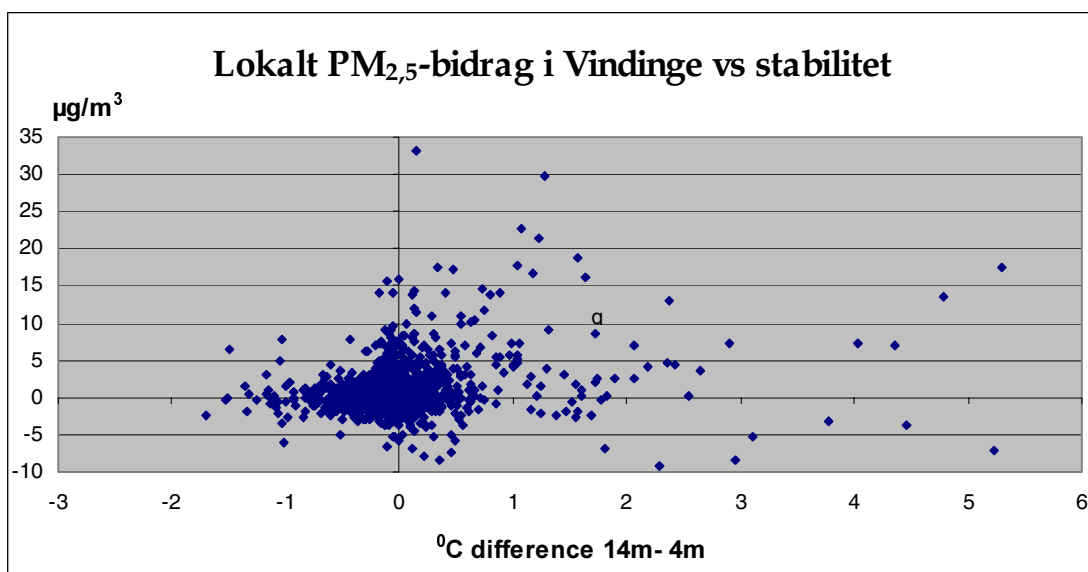
Det skal nævnes, at forholdene også er stabile, når temperaturen stiger langsommere med højden end svarende til den potentielle temperatur, men hvor der ikke er decideret temperaturinversion, dvs. under *subadiabatiske* forhold (se Figur 4). Den dæmpende virkning af stabilitet på turbulens og opblanding er dog stærkest under inversionsforhold, som ligeledes er nemmest at identificere, hvorfor fokus holdes på disse forhold.

Stabilitetens betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ er illustreret i Figur 39 og Figur 40. I Gundsømagle (Figur 39) ses en klar tendens til, at høje lokalbidrag af $PM_{2,5}$ forekommer, når der er temperaturinversion og dermed stabile forhold. 95 % af de observerede lokalbidrag $> 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og 94 % af bidragene $> 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ findes således, når der er temperaturinversion.



Figur 39: Stabilitetens betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ i Gundsømagle

I Vindinge (Figur 40) ses også en klar tendens til, at de høje lokalbidrag optræder under stabile forhold. Her forekommer 92 % af lokalbidragene $> 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 87 % af bidragene $> 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og 66 % af bidragene $> 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved forhold med temperaturinversion, dvs. stabile forhold.



Figur 40: Stabilitetens betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ i Vindinge.

I hoveddelen af målingerne i de to villakvarterer ses der ingen tendens, og i Gundsømagle forklarer stabiliteten således kun 5 % af observationerne (95 % konfidensniveau), mens sammenhængen ikke er statistisk signifikant i Vindinge.

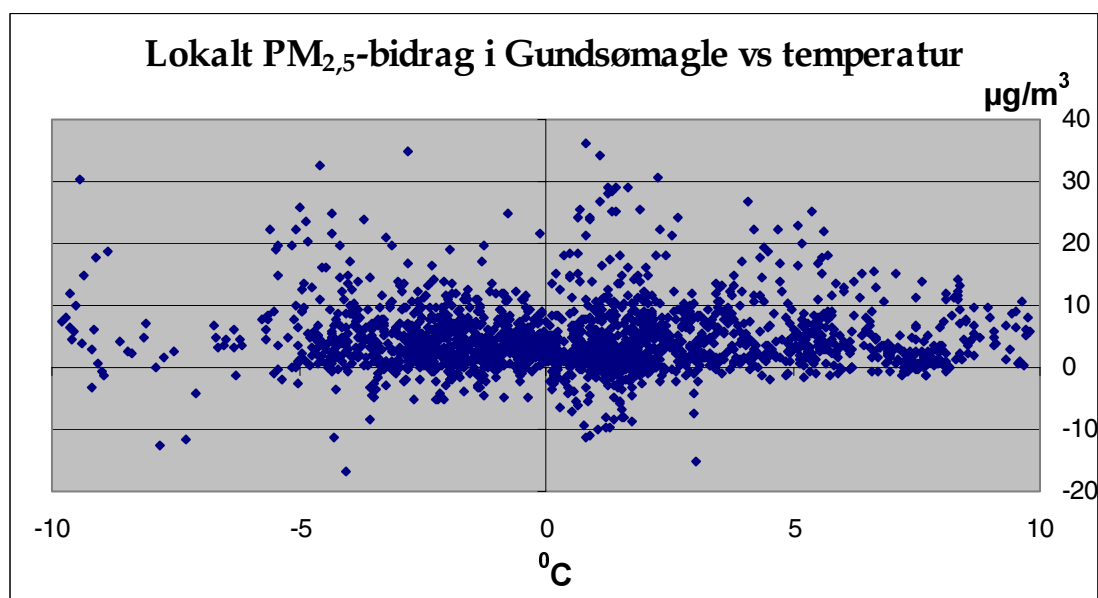
6.2.4 Temperatur

Temperaturens betydning for størrelsen af det lokale $PM_{2,5}$ -bidrag er vist i Figur 41 og Figur 42. I Gundsømagle (Figur 41) er der ingen tendens at spore,

hvilket kan hænge sammen med fraværet af kollektiv varmforsyning i nærområdet, der som nævnt skaber udbredt brug af brændeovne. Brændeovnene, der ofte fungerer som primær varmekilde, er således aktive uanset om temperaturen er $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ eller $+5\text{ }^{\circ}\text{C}$, hvilket giver en emission, der er mere uafhængig af temperaturen. En vis sammenhæng kunne dog alligevel forventes, idet meget lave temperaturer giver større afkøling af husene, der derfor må fyre mere i ovnene. Ved øget fyringsaktivitet kan forbrændings-temperaturen imidlertid forventes at blive holdt på et mere konstant og højt niveau end ved mere periodisk fyring, hvilket giver en bedre forbrænding og dermed en lavere emission. Dette kan dæmpe en eventuel tendens til større emission ved øget fyringsaktivitet.

En undersøgelse i Nordsverige (Johansson et al., 2004a) har som tidligere nævnt vist sammenhæng mellem temperatur og partikelforurening, når temperaturen var under $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$. Så lave temperaturer forekom imidlertid slet ikke i Gundsømagle og kun enkelte aftener i Vindinge, hvorfor en tilsvarende sammenhæng ikke kan undersøges her.

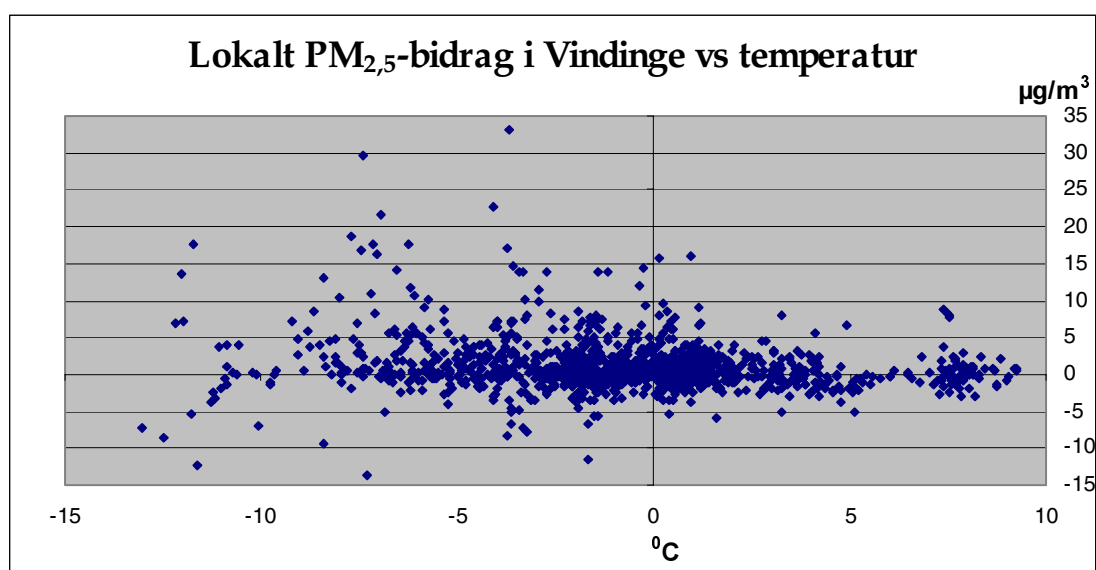
En faktor, der komplicerer billedet yderligere, er temperaturens sammenhæng med stabilitetsforholdene. Ved stærk afkøling af overfladen om vinteren skabes stabile forhold pga. den lave overfladetemperatur. Der er således to faktorer i spil, som begge har en potentielt forøgende effekt på niveauet af $\text{PM}_{2,5}$ i lokalområdet. Det kunne derfor igen forventes, at der sås flere høje værdier ved lave temperaturer, hvor der ofte vil være stabile forhold, men dette ses ikke i Gundsømagle.



Figur 41: Temperaturens betydning for lokalbidraget af $\text{PM}_{2,5}$ i Gundsømagle.

I Vindinge (Figur 42) er der en tydelig tendens til, at de høje lokalbidrag af $\text{PM}_{2,5}$ forekommer, når temperaturen er lav. 94 % af de observerede lokalbidrag $> 10\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 84 % af bidrag $> 5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ findes således, når temperaturen er under $0\text{ }^{\circ}\text{C}$. Årsagen til, at en sådan tendens kan observeres i

Vindinge, kan ligge i, at brændeovnene her spiller en mindre central rolle i områdets boligopvarmning. Hvor ovnene i Gundsømagle stort set vil være konstant aktive i de kolde måneder, er det sandsynligt, at der i Vindinge vil være et større antal aktive ovne på ekstra kolde aftener, hvor beboerne har brug for varme og hygge. Alternativt kan det tænkes, at det ikke er antallet af aktive ovne, der varierer, men derimod hvor meget der fyres i dem, hvilket som nævnt vil have betydning for emissionen. Dette er diskuteret nærmere i afsnit 7, hvor resultaterne af spørgeskemaundersøgelsen diskuteres. Forklaringen kan dog igen også være, at der er stabile forhold, når de laveste temperaturer optræder.



Figur 42: *Temperaturens betydning for lokalbidraget af PM_{2,5} i Vindinge.*

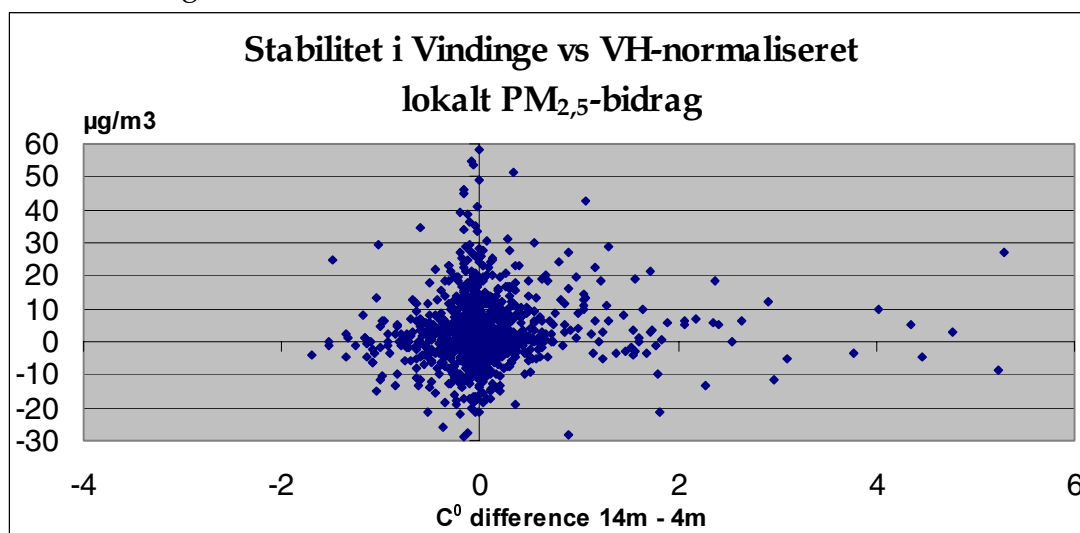
Temperaturens betydning for de lokale PM_{2,5}-bidrag er hverken statistisk signifikant (90 % konfidensniveau) i Gundsømagle eller i Vindinge.

6.2.5 Vindvektor-korrektion

Som beskrevet i afsnit 5.1 er det et problem for nøjagtigheden af lokalbidragets bestemmelse, at der er en vis afstand mellem baggrundsstationen og målevognens placeringer i villakvartererne. Et forsøg på at korrigere for dette blev foretaget ved at udvælge den del af datasættet, hvor vinden blæste langs med linien mellem baggrundsstationen og villakvarteret. For at få en større datamængde at arbejde med, blev data inkluderet for vindretninger ud til 10° på hver side af linien, men dette til trods var datamængden stadig lille. I Vindinge var der eksempelvis for aftentimerne, hvor hoveddelen af fyringsaktiviteten foregår, kun 35 punkter at analysere. Analyse af de udvalgte data blev dog foretaget alligevel, men der sås ingen bedre korrelationer mellem lokalbidraget og de enkelte meteorologiske parametre. Data er derfor ikke medtaget her, og metoden blev ikke anvendt i flere analyser.

6.2.6 Vindhastighedsnormalisering

Lokalbidragets størrelse er som beskrevet afhængigt af flere faktorer, som i vid udstrækning er indbyrdes afhængige. Sammenhængene kan dog ikke beskrives præcist i beregningsmæssig sammenhæng, og det er derfor ikke muligt at analysere den samlede effekt af faktorernes variation på lokalbidraget. En multivariabel statistisk analyse er derfor ikke foretaget, men det er her i stedet forsøgt at beskrive den samlede effekt af to vigtige parametre, værende vindhastigheden (VH) og stabiliteten. Effekten af VH er den letteste at beskrive, idet den målte koncentration med en grov tilnærmelse er omvendt proportional med VH. Effekten af variation i VH kan således elimineres ved at multiplicere det beregnede lokalbidrag med VH. Den fremkomne værdi kan derefter plottes mod stabiliteten, hvorefter den samlede effekt af de to parametre giver lokalbidragets størrelse. Dette er forsøgt i Figur 43, men som det ses, er der ingen klar sammenhæng, men derimod en dårligere overensstemmelse end for de to parametre hver for sig. Dette kan f.eks. skyldes, at den foretagne VH-normalisering ikke er anvendelig, eller at de to parametres indbyrdes afhængighed forstyrrer sammenhængen.



Figur 43: Effekten af vindhastighed (VH) og stabilitet på lokalbidraget af $PM_{2,5}$ i Vindinge, repræsenteret ved den VH-normaliserede $PM_{2,5}$ -værdi plottet som funktion af stabiliteten.

6.2.7 Aften-data

Da den største fyringsaktivitet foregår om aftenen, blev sammenhængen mellem lokale $PM_{2,5}$ -bidrag og meteorologiske variable undersøgt for timerne 16.00-24.00. Disse undersøgelser gav imidlertid ikke bedre resultater, hvorfor data ikke er præsenteret, og udvælgelse af aftentimer ikke er anvendt til analyser i dette speciale.

6.3 CPC-målinger

Som beskrevet i afsnit 4.3.2 blev variationen i partikelforureningsniveau indenfor villakvartererne estimeret ved måling af partikelantalskoncentration med en CPC.

Undersøgelsen viste overordnet set, at der på begge de undersøgte aftener var et rimelig konstant basisniveau af partikelforurening i villakvartererne (se afsnit 5.4).

6.3.1 Målinger 23/1 2006

Niveauerne d. 23/1, hvor der sandsynligvis var neutrale forhold, viste et basisniveau i villakvartererne, der lå tæt på baggrundsniveauet. Dette skyldes givetvis, at der var for meget vind og dermed turbulens og opblanding til, at brændeovns-emissionerne kunne hæve det generelle niveau i villakvartererne. De meget markante og pludselige stigninger i partikelantallet, som kunne observeres d. 23/1, var oftest tæt efterfulgt af et fald tilbage til basisniveauet. Lugten i luften gav en klar indikation af, at de høje niveauer på disse steder skyldtes, at der blev målt indenfor en røgfane fra en villaskorsten i umiddelbar nærhed.

I Gundsømagle blev der d. 23/1 registreret værdier op til 120.000 partikler/cm³, hvilket er ca. 3 gange så meget som i Vindinge. Forklaringen på forskellen kan sandsynligvis findes i, at ruten i Gundsømagle har gået gennem røgfanen fra en kilde med høj emission, og at kilden har været ekstra tæt på ruten, hvorved fortyndingen har været mindre.

6.3.2 Målinger 26/1 2006

Den 26/1, hvor forholdene sandsynligvis var stabile, var koncentrationen i villakvartererne hævet til ca. det dobbelte af baggrundskoncentrationen. Forklaringen på det er nok, at turbulensen og opblandingen var stærkt begrænset pga. temperaturinversion og lav vindhastighed. Dermed var der grundlag for, at emissionerne fra brændeovnene blev mindre fortyndet i villakvartererne, hvorved partikelforurenings-niveauerne blev hævet generelt i kvartererne. En generel lugt af brænderøg i hele området i begge villakvarterer underbygger denne forklaring.

Forhøjelse af koncentrationerne på dele af ruterne blev også observeret d. 26/1, men de var mindre stejle og pludselige, samt af længere varighed. Umiddelbart virker dette paradoksalt, da de meteorologiske forhold burde give røgfaner, der var mindre spredt ud og mindre fortyndede, hvilket ville give målinger, der viste stejle og pludselige stigninger. Forklaringen må derfor findes i, at flere røgfaner gjorde sig gældende oveni hinanden, eller at passagen gennem røgfanen foregik mere på langs ift. d. 23/1. Dette kan være tilfældet, da ruterne var de samme men vindretningen var forskellig. Endelig kan forklaringen være, at vinden var skiftende, hvorved røgen fordeles udover hele kvarteret

I Gundsømagle forekom der ikke ligeså høje værdier, som d. 23/1, hvilket igen kan skyldes vindretningen. I Vindinge forekom der værdier, der var dobbelt så høje som d. 23/1, hvilket må skyldes effekten af det forhøjede basisniveau.

En medvirkende årsag til variationen mellem de to dage kan være, at der kan have været aktivitet i forskellige brændeovne på de to dage, samt at antallet af aktive ovne og fyringsintensiteten har varieret.

Samlet set viser undersøgelsen af variationen indenfor kvartererne, at emissionerne fra brændeovnene på en aften med stabile forhold skaber en generel forøgelse af partikelforureningen i hele kvarteret. Dette er ikke tilfældet på en aften med neutrale forhold, hvor det generelle niveau i kvartererne svarer til baggrundsniveauet. Dermed vil lokalbidraget under neutrale forhold være mest afhængigt af kilder i umiddelbar nærhed af målepunktet, mens det under stabile forhold desuden vil være påvirket af kilder i større afstand fra målepunktet.

6.3.3 CPC-målinger som indikator for $PM_{2,5}$ -målingers repræsentativitet

CPC-målingerne giver en indikation af, at $PM_{2,5}$ -målingerne foretaget i ét punkt er repræsentative for området. Årsagen til dette er følgende:

Under stabile forhold vil lokalniveauets størrelse være afhængigt af kilder i umiddelbar nærhed af målepunktet og af kilder længere væk, samt af baggrundsniveauet. Under neutrale og ustabile forhold er niveauet derimod hovedsageligt afhængigt af de nære kilder og afstanden mellem disse og receptorpunktet, samt af baggrundsniveauet, som udgør en større del af det totale lokalniveau end under stabile forhold.

Dermed vil punktmålinger foretaget i dette speciale være mest repræsentative for andre punkter i området under stabile forhold. Da det netop er under disse forhold, at $PM_{2,5}$ -bidragene i villakvartererne er højest, giver det mening at foretage bestemmelse af niveauerne og bidragene ud fra én punktmåling.

6.4 Datakvalitet

6.4.1 $PM_{2,5}$ -målinger

Målingerne af $PM_{2,5}$ med TEOM serie1400a er brugt i uredigeret form i dette speciale. Som nævnt i afsnit 4.2.1 forekommer der en vis afdampning af partikler ved den opvarmning til 50°C, som sker i apparatet. Afdampningens størrelse er imidlertid ikke konstant, hvorfor tallene ikke kan korrigeres nøjagtigt, men som nævnt er afdampningen i gennemsnit ca. 9-10 µg/m³. Gennemsnitstallet for afdampningen er anvendeligt i forbindelse med vurdering af helbredseffekter af den målte partikelforurening, idet disse kan adderes korrektionsværdien og derved blive repræsentative for de faktiske partikelforureningsniveauer.

TEOM-målingerne har ingen andre kendte fejl i $PM_{2,5}$ -bestemmelsen, og apparatet anses generelt for at lave præcise målinger, der har stor indbyrdes konsistens.

6.4.2 CPC-målinger

Målingerne af totalt partikelantal med CPC model 3007 blev udført som en ekstra analyse, der havde til formål at give et groft estimat for, hvordan koncentrationerne af partikelforurening varierede indenfor villakvartererne. Der blev derfor ikke lagt vægt på stor nøjagtighed i apparatur og metode, hvorfor datakvaliteten lider under følgende problemer:

- CPC'en har stor relativ usikkerhed på koncentrationsbestemmelsen, da flowet af luft er lille og analysemetoden er påvirkelig af rystelser og tiltning af apparatet.
- Transporthastigheden af CPC'en varierede sandsynligvis lidt under målingerne, da transportmidlet var dette speciales forfatter til fods.
- Der blev kun foretaget en enkelt måling af baggrundsniveauet på hver af de to datoer, hvorfor niveauet kan have ændret sig i løbet af måleperioden, der var på ca. to timer i alt.
- Antallet af målinger var meget lille.
- Det er ikke dokumenteret, om forholdene rent faktisk var neutrale henholdsvis stabile på de to aftener, men det er dog overvejende sandsynligt.
- De fulgte ruter repræsenterede ikke hele udstrækningen af de to villakvarterer, da ruterne til dels blev valgt ud fra et ønske om ikke at møde trafik undervejs.

Samlet set gør datakvaliteten således, at data egner sig bedst til at give et kvalitativt billede af variationen i partikelforurening indenfor kvartererne.

6.4.3 Meteorologiske data

Meteorologiske data er modtaget fra Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) og fra forskningscenter Risø. Begge steder tjekkes data, og der korrigeres for eventuelle fejl, hvorfor data må antages at have en høj kvalitet.

Den vertikale temperaturprofil blev for Gundsømagle bestemt ud fra målinger i Risøs mast på Risø, Roskilde. Selvfølgelig svarer til de øvrige data fra Risø, men som tidligere diskuteret er grundlaget for bestemmelsen ikke optimalt, da stabilitetsforholdene kan variere fra område til område. Ideelt set skulle bestemmelsen af temperaturprofilen derfor have været foretaget lokalt i villakvarteret, som tilfældet var under målekampagnen i Vindinge.

I Vindinge blev bestemmelsen foretaget lokalt, hvilket giver god repræsentativitet for området, mens selve datakvaliteten var mere ukendt. Det skyldes, at de tre Type K bimetal temperatursensorer, der blev anvendt, ikke efterfølgende blev tjekket for indbyrdes konsistens. Dette blev imidlertid tjekket inden målingernes start (se afsnit 4.2.3), og da der ikke blev fundet afvigelser på over 0,1°C mellem sensorerne, må kvaliteten antages at være rimelig. Da sensorerne var frit eksponeret for nedbør og sol, er der dog mulighed for, at der sensorerne imellem kan være opstået fejl som følge af forskellig opvarmning fra solen eller forskellig afkøling fra nedbør på sensorerne. Da dette ikke kunne undersøges, er data anvendt i ukorrigeret form, men kvaliteten vurderes at være tilstrækkelig til formålet.

6.4.4 Udregning af lokalbidrag

Problemerne der opstår ved udregning af lokalbidraget som differencen mellem lokalniveauet og baggrundsniveauet, er blevet nævnt tidligere, og som beskrevet er det blevet forsøgt at eliminere fejlen. Dette gav imidlertid

ikke et brugbart resultat, hvorfor værdierne er blevet anvendt i ukorrigeret form. Det betyder, at der optræder talrige negative værdier for lokalbidraget, selvom en sådan værdi i realiteten ikke giver mening. Det kunne derfor argumenteres, at værdierne skulle fjernes, men det ville indebære en inkonsistens i udvælgelsen af data, da de positive værdier for lokalbidraget indeholder samme påvirkning fra fejlkilden. De fejlbehæftede positive værdier kan dog ikke identificeres, og det blev derfor besluttet, at ingen værdier skulle fjernes på baggrund af fejlkilden.

7 Diskussion af spørgeskemaundersøgelse

Spørgeskemaundersøgelsen af fyringsaktivitet i Vindinge diskuteres og analyseres i dette afsnit, og resultaterne sammenholdes med meteorologiske parametre.

7.1 Fyringsaktivitet

Den rapporterede fyringsaktivitet er beskrevet i afsnit 5.5, hvor det fremgår, at der i forhold til antallet af aktive ovne forekom store udsving i aktiviteten. Også når døgnet inddeles i 3 perioder, ses der store relative forskelle i aktiviteten, og disse er specielt tydelige mellem hverdage og weekender. I weekenden er beboerne hjemme, hvilket afspejles i en markant stigning i antallet af aktive ovne om morgenen og midt på dagen. Tendensen ses ikke for aften-aktiviteten, hvilket nok skyldes, at beboerne for det meste er hjemme om aftenen, uanset om det er hverdag eller weekend.

Fyringsaktiviteten på hverdagene er større om morgenen end midt på dagen, hvilket givetvis skyldes, at nogle beboere fyrer op i deres brændeovn, inden de tager på arbejde om morgenen. Om dagen er de ikke hjemme til at fyre, hvilket gør aktiviteten mindre i disse timer. Aftentimerne har klart den største aktivitet, idet beboerne her er hjemme og har tid til at fyre op i ovnen, hvilket en del beboere nok ikke har om morgenen. Alternativt kan det tænkes, at de fleste beboere kun bruger brændeovnen for hyggenes skyld, og her må aftenen ligeledes være den oplagte tid på døgnet at fyre.

7.2 Datakvalitet

Spørgeskemaundersøgelsens datakvalitet er af afgørende betydning for tolkningen af resultaterne, hvorfor den diskuteres inden resultaterne.

Som beskrevet i afsnit 5.5, gav skorstensfejer-registeret (SFR) inden målekampagnens start forventning om, at 103 adresser i Vindinge havde en brændeovn. På baggrund af de indkomne oplysninger i spørgeskemaundersøgelsen viste antallet sig imidlertid kun at være ca. 52 ovne, hvoraf de 30 var regelmæssigt aktive og resten var lejlighedsvis eller ikke aktive. Tætheden af aktive ovne i området var derfor noget lavere end forventet, hvilket gør variationen i antallet af aktive ovne meget sværere at detektere i de målte niveauer af $PM_{2,5}$.

For at gøre afkrydsningskemaet let at udfylde for borgerne og dermed opnå en øget sandsynlighed for udfyldelse og returnering, blev det udformet relativt simpelt. Det betød imidlertid, at anvendeligheden af de afgivne oplysninger er mere begrænset.

Oplysningerne gav således kun mulighed for at vurdere fyringsaktiviteten i tre perioder af de enkelte døgn. Dette gør i sig selv tolkningen af resultaterne sværere, idet aktiviteten givetvis har varieret over periodernes timer.

Derudover foreligger der ingen oplysninger om, hvor meget der er blevet fyret indenfor perioden, og en afkrydsning kan derfor dække over en enkelt optænding eller indfyring, ligesom det kan dække over konstant fyring i 6-7 timer med adskillige fyringer.

Endelig siger den rapporterede fyringsaktivitet heller ikke noget om, hvor meget ovnene emitterer pr. tidsenhed, og som beskrevet i afsnit 2.2, kan emissionen variere med en række faktorer.

Undersøgelserne foretaget på baggrund af den rapporterede fyringsaktivitet skal således tolkes med forbehold for flere forsimplinger og en begrænset detaljeringsgrad.

Analyserne er foretaget på baggrund af gennemsnitsværdier for aftentimerne (16.00 til 24.00), da aktiviteten i morgen- og dagstimerne er mere påvirket af beboernes fravær fra hjemmet.

7.3 Meteorologiske parametres effekt på fyringsaktivitet

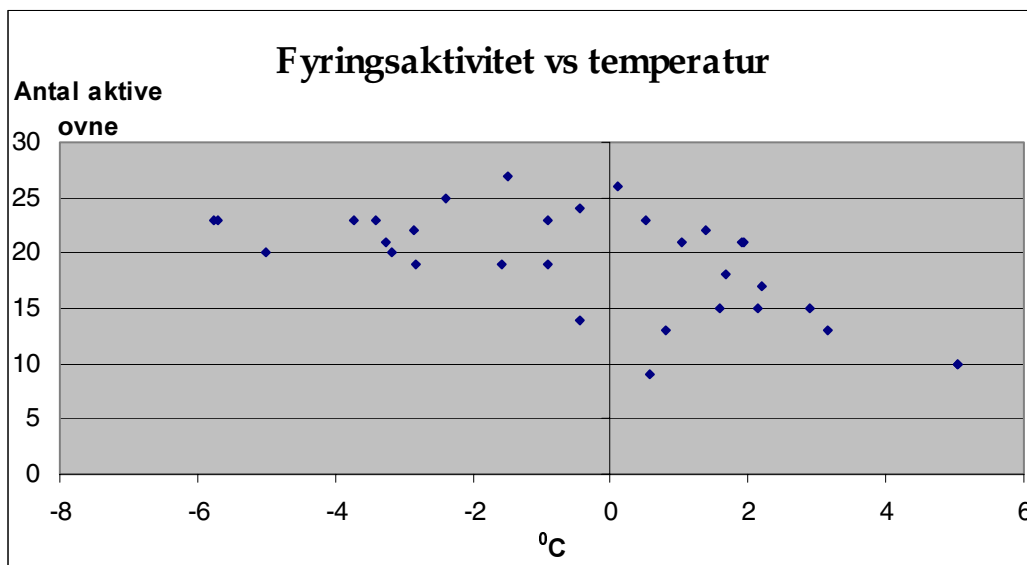
Fyringsaktiviteten er grundlæggende afhængig af klimaet, eftersom brændeovne næsten udelukkende anvendes i vinterhalvåret. En mere nuanceret sammenhæng er dog også mulig, idet aktiviteten på de enkelte dage om vinteren f.eks. kan tænkes at afhænge af variationen i husenes afkøling som følge af varierende meteorologiske forhold.

Nedenfor er fyringsaktiviteten plottet overfor temperaturen og vindhastigheden, som er de to meteorologiske parametre, der kan tænkes at have direkte indflydelse på aktiviteten.

7.3.1 Temperaturens effekt på fyringsaktivitet

Temperaturen er den mest oplagte parameter til forklaring af variationen i fyringsaktivitet, da denne må forventes at stige med faldende temperatur. Som det ses i Figur 44, er der færre aktive ovne, når temperaturen er over 0 °C, og antallet ser ud til at falde yderligere med stigende temperatur. Når temperaturen er under 0 °C, er aktiviteten konstant høj og stiger ikke yderligere med faldende temperatur. Årsagen til dette kan være, at mange brændeovne er i brug, når det er koldt (under 0 °C), men at den lave detaljeringsgrad i data ikke gør det muligt at se en øget aktivitet i de enkelte ovne på en given aften. Derudover er antallet af punkter lille, hvilket gør det sværere at se tendenser.

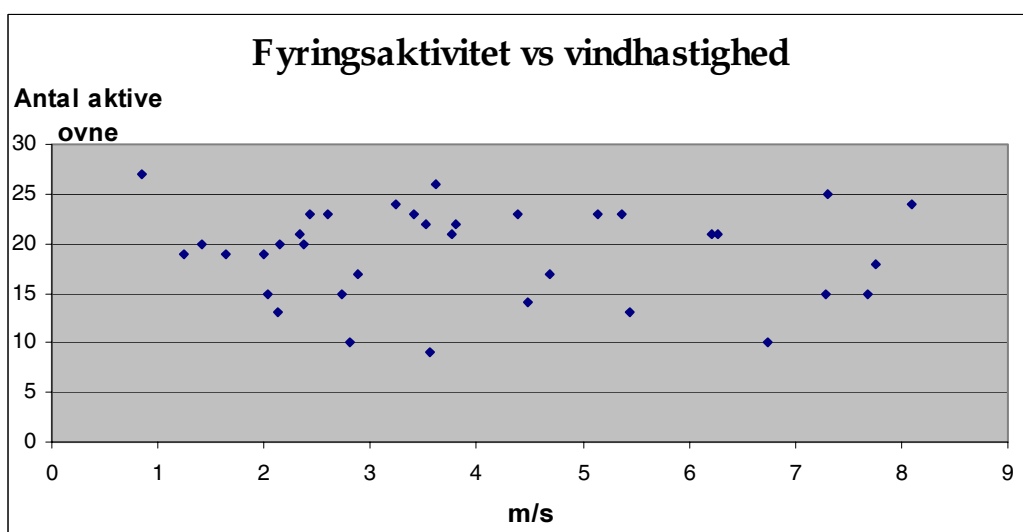
En anden forklaring kan være, at aktiviteten rent faktisk ikke varierer med et yderligere fald i temperaturen, da ovnene måske er aktive i et konstant omfang, når blot det er koldt nok (under 0 °C) til, at beboerne tænder op i ovnene.



Figur 44: Fyringsaktivitetens afhængighed af temperaturen i Vindinge. Grafen viser gennemsnitsværdier for timerne mellem 16.00 og 24.00.

7.3.2 Vindhastighedens effekt på fyringsaktivitet

Vindhastigheden (VH) må ideelt set have den direkte effekt på fyringsaktiviteten, at des højere VH, jo større fyringsaktivitet, hvilket følger af den øgende afkøling af husene, som VH forårsager. VH er imidlertid tæt knyttet til stabiliteten i atmosfæren, da VH om vinteren er lavere ved stabile forhold og højere under ustabile forhold. Stabile forhold opstår om vinteren ved afkøling af overfladen, hvorfor lave værdier af VH ofte vil optræde ved lave temperaturer. Dermed er effekten af de to parametre modsatrettede, og dette kan være en vigtig årsag til, at der i Figur 45 ikke ses tendens til mindre fyringsaktivitet ved lave vindhastigheder. Derudover gør de samme tolkningsproblemer som overfor nævnt sig også gældende her, hvilket kan skjule eventuelle tendenser.



Figur 45: Fyringsaktivitetens afhængighed af vindhastigheden i Vindinge. Grafen viser gennemsnitsværdier for timerne mellem 16.00 og 24.00.

7.4 Kvalitet af registeroplysninger

Et af formålene med spørgeskemaundersøgelsen var at undersøge, om de eksisterende registre for brændeovne i Vindinge, dvs. statens Bygnings- og Boligregister (BBR) samt skorstensfejerens register (SFR), er repræsentative for faktisk antal og brug af brændeovne i området.

Undersøgelsen viste, at BBR kun har opført 22 % (23/103) af de ovne, der er opført i SFR. Af de 23 ovne i BBR viste undersøgelsen, at 6 (26 %) var i regelmæssig brug, 5 (22 %) var sjældent eller ikke i brug og at 4 adresser (17 %) ikke havde en brændeovn. For de resterende 8 (35 %) adresser blev der ikke afgivet oplysninger fra beboerne.

Ud af de 103 brændeovne i SFR var 29 % regelmæssigt aktive og 21 % sjældent aktive, mens 26 % ikke havde en brændeovn. For de resterende 24 % af adresserne mangler der oplysninger. Tallene er opført i Tabel 10.

Oplysningerne i BBR er særdeles mangelfulde, idet registeret kun har 23 brændeovne opført, og spørgeskemaundersøgelsen viste, at der reelt er mindst 59 ovne i området. Derudover var 26 % af ovnene i BBR ikke eksisterende.

BBR havde kun 20 % (6/30) af de reelt aktive brændeovne opført.

	BBR - 23 ovne	SFR - 103 ovne
Aktive ovne	26 %	29 %
Sjældent eller ikke aktive ovne	22 %	21 %
Ingen ovn på adressen	17 %	26 %
Manglende oplysninger	35 %	24 %

Tabel 10: Tilstedeværelsen og brugen af brændeovnene i Vindinge. Procenterne angiver, hvor stor en del af ovnene i det enkelte register, der falder indenfor den pågældende gruppe.

Oplysningerne i SFR havde modsat BBR for mange brændeovne opført, idet mindst 27 og potentielt op til 44 af de 103 adresser i SFR ikke havde en brændeovn⁹. Det reelle antal aktive brændeovne svarede til 29 % af det SFR-opførte antal, hvis det antages at alle beboere med en aktiv brændeovn returnerede skemaet. Da dette ikke er sikkert, kan andelen af aktive ovne have været op til 46 % (47 ovne) af de SFR-opførte ovne.

Det vurderes dog at være sandsynligt, at de fleste adresser, hvorfra der mangler oplysninger, ikke bruger deres brændeovn regelmæssigt eller slet ikke har en ovn. Baggrunden for denne vurdering er, at de fleste af disse beboere sandsynligvis har tænkt, at undersøgelsen ikke vedrørte dem, da de ingen ovn har eller ikke bruger deres ovn, hvorfor de har undladt at svare på henvendelsen.

⁹ Det er uvist, hvor mange adresser, der reelt har en brændeovn, ud af de 17 adresser hvorfra der mangler oplysninger.

Kvaliteten af SFR-oplysningerne er således heller ikke god, men er dog bedre end BBR-oplysningerne. Da SFR for et område er udarbejdet af den lokale skorstensfejer, er der desuden mulighed for, at kvaliteten er bedre i andre områder. Dette kan specielt være tilfældet, hvis skorstensfejeren i sit register skelner mellem adresser med oliefyr og adresser med brændeovn, hvilket ikke er tilfældet i Vindinge.

7.5 Ovntype og brændselstype

De afgivne oplysninger om ovnenes type og alder var for mangelfulde til, at de kunne anvendes til en vurdering af den generelle effektivitet og emissionsfaktor for ovnene.

Brændselstypen var næsten udelukkende brænde, hvilket giver en indikation af, at der ikke er anvendt affaldstræ eller koks, som begge dele giver større emission af partikler og andre luftforurenings-komponenter. For affaldstræets vedkommende er der dog mulighed for, at beboerne vælger ikke at oplyse om brug af dette, da der har været stor folkelig opmærksomhed omkring de u hensigtsmæssige aspekter ved den type brændsel.

8 Diskussion af modellering

De beregnede værdier for brændeovnenes bidrag til den lokale $PM_{2,5}$ -forurening blev beskrevet i afsnit 5.6, og i dette afsnit analyseres beregningerne. Afsnittet indeholder dels analyse af beregnede værdier og dels overvejelser omkring modelleringsmetode og antagelser foretaget i denne forbindelse. Endelig præsenteres og diskuteres resultatet af sensitivitetsanalysen, som ikke er inkluderet i resultatdelen, eftersom analysens resultater kun har til formål at kaste lys over OML-Multi's konfigurationer.

Sammenligning af modellerede og målte værdier er præsenteret i afsnit 9.

8.1 Punktberegninger for lokalbidrag af $PM_{2,5}$

Lokalbidraget blev beregnet for målevognens placering i såvel Gundsømagle som Vindinge for at muliggøre en sammenligning med de målte værdier. For Vindinge blev værdierne dels beregnet på baggrund af 4 timers daglig fyring, som i Gundsømagle, men også på baggrund af et gennemsnitligt dagligt fyringsmønster for hver kilde, fastsat ud fra afkrydsningsskemaerne fra spørgeskemaundersøgelsen. Dette kaldes for "kendt fyring" og diskuteres i afsnit 8.1.3.

8.1.1 Gennemsnit over måleperioderne

De beregnede punktværdier som gennemsnit over måleperioderne var over dobbelt så høje i Gundsømagle, som de var i Vindinge ($4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mod $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Forskellen kan potentielt være delvist forårsaget af forskellige meteorologiske forhold i de to perioder, idet spredningen og fortyndingen af den emitterede $PM_{2,5}$ -forurening er påvirket af faktorer som vindhastighed, vindretning og stabilitetsforhold. Det er dog sandsynligt, at disse faktorer har haft en væsentligt mindre betydning for de beregnede niveauer, end forskellen i kildeantal og -afstand. I Gundsømagle var kilderne langt tættere lokaliseret på hinanden, hvilket gav et langt større antal kilder indenfor undersøgelsesområdet (97 i Gundsømagle mod 30 i Vindinge). Derudover var der flere kilder placeret tæt ved receptorpunktet (målevognens placering) i Gundsømagle end tilfældet var i Vindinge. Nært lokaliserede kilder har stor betydning for niveauerne af $PM_{2,5}$ (beregnete og målte), da røgen fra skorstenene når at blive mindre fortyndet, inden den når receptorpunktet.

8.1.2 Ugentlige gennemsnit

Gennemsnitsværdier for målevognens placering blev ligeledes beregnet på ugebasis indenfor de to måleperioder, og her ses effekten af variation i de meteorologiske parametre tydeligt (se Tabel 9). Det skyldes, at emissionen ikke blev varieret fra uge til uge i beregningerne.

I Gundsømagle varierede det beregnede lokalbidrag mellem et minimum på 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i den første uge til et maksimum på 5,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i den anden uge, mens resten af ugerne lå imellem de to værdier. Første og anden uge af perioden må derfor have haft meteorologiske forhold, der gav mindre henholdsvis mere fortynding og spredning, eller alternativt have haft vindretninger, der bragte mindre henholdsvis større kildebidrag til receptorpunktet.

I Vindinge var variationen større end i Gundsømagle, idet et minimum på 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ blev beregnet for anden uge, mens et maksimum på 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ blev beregnet for tredje uge af perioden. Relativt set er variationen specielt stor i Vindinge, idet den her var på næsten 300 % mens den i Gundsømagle kun var på knap 50 %.

Den større variation i Vindinge kan potentielt tilskrives større variation i de betydende meteorologiske parametre, men det er mere sandsynligt, at forklaringen skal findes i de mindre lokalbidrag i Vindinge. Den større afstand mellem kilderne, samt den større afstand mellem kilder og receptorpunkt, gør at fortyndingen og spredningen under ustabile forhold vil være stor, inden røgen når receptorpunktet. Under sådanne forhold vil der derfor ikke opnås høje værdier i receptorpunktet.

Under stabile forhold, hvor emissionerne i højere grad opkoncentreres i området og giver en jævn koncentration pga. svag og ofte skiftende vind, vil der derimod opnås højere værdier ved receptorpunktet. I Gundsømagle vil der ikke opstå ligeså stor relativ forskel, idet der her ligger kilder tæt på hinanden i umiddelbar nærhed af receptorpunktet. Dette betyder, at der selv under ustabile forhold vil kunne opnås høje koncentrationer ved receptorpunktet.

8.1.3 Kendt fyring i Vindinge

For Vindinge blev der foretaget modellering af det lokale $\text{PM}_{2,5}$ -bidrag på baggrund af den borgerrapporterede fyringsaktivitet. Da modellen som nævnt ikke muliggør indlæsning af dagsspecifikke fyringsmønstre, blev der fastsat et gennemsnitligt dagligt fyringsmønster for hver af de aktive kilder, og dette dannede grundlag for udarbejdelsen af en punktkildefil med "kendt fyring".

Resultatet af modelleringen var et gennemsnitligt lokalbidrag for perioden på 4,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er over dobbelt så meget, som 4 timers daglig fyring i de samme ovne gav. Forskellen kan relateres direkte til, at den kendte fyring i gennemsnit gav 11,5 timers daglig fyring pr. ovn.

8.2 Områdevariation i lokalbidrag af $\text{PM}_{2,5}$

Beregnete værdier for lokalbidragets variation over området kan ikke sammenholdes med målte værdier, da der kun foreligger målinger for et enkelt punkt. Hvis det antages, at de beregnede værdier er repræsentative for den faktiske $\text{PM}_{2,5}$ -forurening, er resultaterne imidlertid særdeles interessante, eftersom de giver en indikation af den luftforurening med partikler, som områdets beboere udsættes for om vinteren.

8.2.1 Fire timers daglig fyring

Figur 28 og Figur 31 i afsnit 5.6 viser områdevariationen i henholdsvis Gundsømagle og Vindinge.

I Gundsømagle (Figur 28) er lokalbidraget af $PM_{2,5}$ ved målevognens placering repræsentativ for størstedelen af de undersøgte adresser. Derudover har en del adresser i området lavere værdier, mens en mindre del har højere værdier, end ved målevognen. De lavere værdier (grønne og blå celler) forekommer ud mod områdets periferi, hvor der er færre aktive kilder i nærheden og dermed et mindre bidrag. Det skal dog bemærkes, at der kun er medregnet bidrag fra de undersøgte kilder, men ved områdets periferi vil der givetvis forekomme bidrag fra kilder udenfor undersøgelsesområdet. Værdierne i midten af området er således mest repræsentative, og de lavere værdier ved periferien er derfor ikke omtalt yderligere.

De højere værdier (røde og lyserøde celler) forekommer i umiddelbar nærhed af aktive kilder og især på steder, hvor flere aktive kilder er tæt lokaliseret og bidraget til cellens værdi dermed stort.

Værdien for adresserne i områdets midte, hvor der altså er størst chance for god repræsentativitet, er hovedsageligt $3,8 - 5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens nogle adresser har værdier på $5,2 - 8,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Når disse værdier adderes baggrundskoncentrationen, fås et bud på $PM_{2,5}$ -niveauet i området i Gundsømagle, som kan sammenlignes med TEOM-målingerne (dvs. de målte værdier uden afdampningskorrektion). På de fleste adresser er det gennemsnitlige niveau således $15,2 - 16,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og på en mindre del af adresserne op til $16,6 - 19,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Vindinge (Figur 31) er lokalbidraget ved målevognens placering repræsentativt for hoveddelen af de adresser, der ligger i nærheden af aktive kilder. Dette er i cellerne, der modtager et lokalbidrag på $1,6 - 2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ (gule celler). Der forekommer et mindre antal celler, hvor bidraget er $2,4 - 4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (røde og lyserøde celler), dvs. hvor påvirkning fra flere aktive kilder i nærheden må gøre sig gældende.

Hoveddelen af adresserne i Vindinge har en værdi på $0,8 - 1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og der kan her igen mangle bidrag fra kilder udenfor området. Størstedelen af cellerne med denne værdi ligger dog ikke i periferien, hvorfor værdierne er repræsentative. Derudover er hele den sydlige halvdel af området omgivet af ubeboede arealer, hvor der ingen kilder er, hvorfor selv cellerne i periferien er korrekt værdisat her.

Hvis lokalbidraget adderes baggrundskoncentrationen, kan $PM_{2,5}$ -niveauet i området i Vindinge beregnes til $10,4 - 12,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for langt de fleste adresser og $12,0 - 13,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for et mindre antal adresser.

8.2.2 Kendt fyring i Vindinge

Med udgangspunkt i den borgerrapporterede fyringsaktivitet, opnås der markant højere lokalbidrag i området (Figur 30). De fleste celler, hvor værdien ikke mangler et eventuelt bidrag udefra, har et lokalbidrag på $2,2 - 4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (grønne celler). Derudover har en del celler værdier på $4,4 - 6,6$

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (gule celler) og 6,6 - 8,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (røde celler), og der forekommer værdier på helt op til 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (i lyserøde celler). De høje punktværdier fremkommer som et resultat af, at visse kilder, dvs. brændeovne, er sat til at emitte konstant fra 5.00 til 24.00. Dette kan være urealistisk, idet beboerne på disse adresser nok ikke fyrer konstant, men hvis brændeovnen er hovedvarmekilde, vil den være aktiv en stor del af tiden. Hvis der desuden "fyres over" om natten, dvs. skrues ned for ilttilførslen til en portion indfyret brænde, så er den fastsatte aktivitet ikke urealistisk. Dette følger også af, at emissionerne kan overstige den fastsatte gennemsnitsemmission, når eksempelvis ilttilførslen neddrøses, hvilket vil kompensere for perioder med mindre emission. Selv de højeste værdier i Figur 30 kan således være repræsentative for lokalbidragets størrelse på visse udsatte adresser i området.

Ved addition af baggrundsbidraget kan niveauet af $\text{PM}_{2,5}$ -forurening på dette grundlag beregnes til 11,8 - 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for de fleste adresser, 14 - 16,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for en del adresser og helt op til 20,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for enkelte udsatte adresser.

Hvorvidt den "kendte" fyringsaktivitet eller "4 timers" aktiviteten er mest repræsentativ for emissionerne i området diskuteres i afsnit 9.1.1, hvor de beregnede værdier sammenholdes med de målte.

8.3 Scenarium ved 3 meter forøget skorstenshøjde

Et muligt middel til mindskelse af human eksponering for brændeovnsrøg kunne være en forøgelse af højden på brændeovnsskorstene. For at undersøge effekten af et sådant tiltag, er der foretaget en beregning af lokalbidragets størrelse ved en 3 meters forøgelse af skorstenshøjden på alle aktive kilder (Figur 29 og Figur 32).

Scenariet viser, at en stor del af den lokale variation udlignes i begge områder, hvilket også kunne forventes, idet brænderøgen fortyndes mere, inden den når jorden. Herved elimineres de højeste lokale maksima, som før kunne observeres tæt ved kilderne, og forureningen ved overfladen bliver i højere grad et resultat af en række kilders stærkt fortyndede emissioner. Generelt er bidragene ved 9 meters emissionshøjde væsentligt formindskede og udgør i gennemsnit ca. halvdelen af de beregnede bidrag for 6 meters emissionshøjde. Dette er ligeledes en følge af den større fortynding, der når at ske inden røgfanerne når jorden. Effekten af turbulens omkring bygningerne har dog også en potentiel betydning, idet skorstene blot er 1 meter over tagniveau i normalsituationen. Ved forøgelse af skorstenshøjden til 4 meter over tagniveau bliver røgfanen i mindre grad indfanget af bygningsturbulensen, hvilket yderligere formindsker bidraget til koncentration ved overfladen nær kilderne.

I Gundsømagle nås et maksimum på 3 - 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (røde celler) nord og nordøst for området med flest aktive kilder, hvilket kan relateres til fremherskende vind fra sydlige og sydvestlige retninger (se Figur 22), som flytter røgfanernes

kontaktpunkt med overfladen. Også forekomsten af bidrag på 2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (gule celler) er forskudt nordpå i forhold til de fleste kilders placering. I Vindinge forekommer der ikke værdier over 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hvorfor det i praktisk henseende ikke giver mening at tale om variationer indenfor området.

8.4 Sensitivitetsanalyse af OML-Multi

For at vurdere hvordan OML-Multi påvirkes af variationer i meteorologiske forhold, er der som beskrevet i afsnit 3.6 foretaget en sensitivitetsanalyse af modellen overfor de to vigtigste parametre; friktionshastigheden U_* og varmefluxen H . Derudover er betydningen af emissions-faktorens størrelse også undersøgt.

Det skal bemærkes, at analysen kun giver et billede af OML-Multi's beregninger af bidragene fra lave kilder, idet mekanismerne kan være anderledes ved høje kilder.

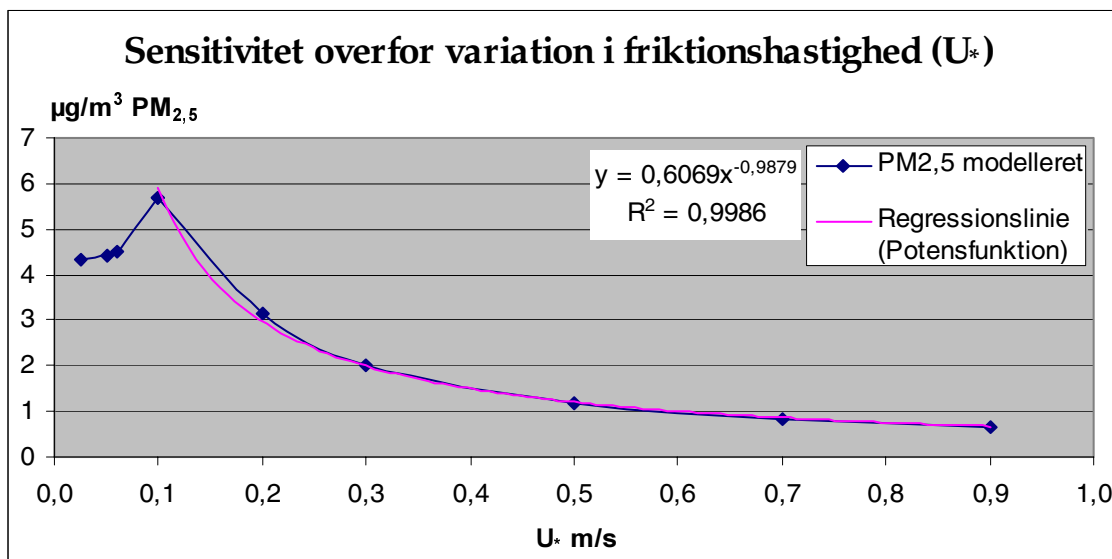
8.4.1 Friktionshastighed (U_*)

Figur 46 viser de modellerede værdiers afhængighed af friktionshastigheden U_* . Der er taget udgangspunkt i meteorologifilen fra Vindinge-kampagnen, der er modificeret som beskrevet i afsnit 3.6. Punktkildefilen er dog tilfældigt sammensat, hvorfor de absolutte værdier for $\text{PM}_{2.5}$ -bidraget ikke refererer til hverken Vindinge eller Gundsømagle. Det er derfor den forholdsmæssige betydning af variationen i U_* , der er interessant, og denne kan aflæses på grafens y-akse.

Der er således for hvert punkt på grafen foretaget en modelkørsel med en given konstant værdi af U_* i hele måleperioden, men hvor de øvrige parametre i Zmix-filen (bortset fra L , som beskrevet i afsnit 3.6) beholder deres sande værdier.

Ved værdier af U_* over 0,1 m/s, ses den modellerede koncentration at aftage som en næsten perfekt potensfunktion af U_* . At koncentrationen aftager er en følge af, at OML-Multi betragter koncentrationen som værende proportionel med emissionen divideret med vindhastigheden og røgfanens vertikale og horisontale udstrækning.

Under værdier af U_* på 0,1 m/s stiger den beregnede koncentration som funktion af U_* . Dette skyldes sandsynligvis, at OML-Multi regner med mere lodret opstigning af røgfanen ved helt lave U_* -værdier, hvilket giver mindre koncentrationer ved overfladen.



Figur 46: OML-Multi's sensitivitet overfor variationer i friktionshastigheden U_* . Den lyserøde linie viser en regressionslinie, der er en potensfunktion, og formelen for linien er desuden indsat. De modellerede værdier er opnået pba. en punktkildefil for et fiktivt område.

Da U_* som tommelfingerregel svarer til 1/10 af vindhastigheden i 10 meters højde, kan analysen også betragtes som en analyse af de modellerede værdiers afhængighed af vindhastigheden. Havde vindhastigheden (i 10 meters højde) i hele måleperioden eksempelvis været 2 m/s ($U_* = 0,2$), kan det således forventes, at lokalbidraget af $PM_{2,5}$ ville have været 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (i det fiktive område, som punktkildefilen repræsenterer).

8.4.2 Varmeflux (H)

Figur 47 viser de modellerede værdiers afhængighed af variation i varmekraften (H). Værdierne er beregnet på samme måde som ved U_* -sensitivitetsanalysen, blot ved ændring af værdierne for H (samt værdierne for L og W_* som beskrevet i afsnit 3.6).

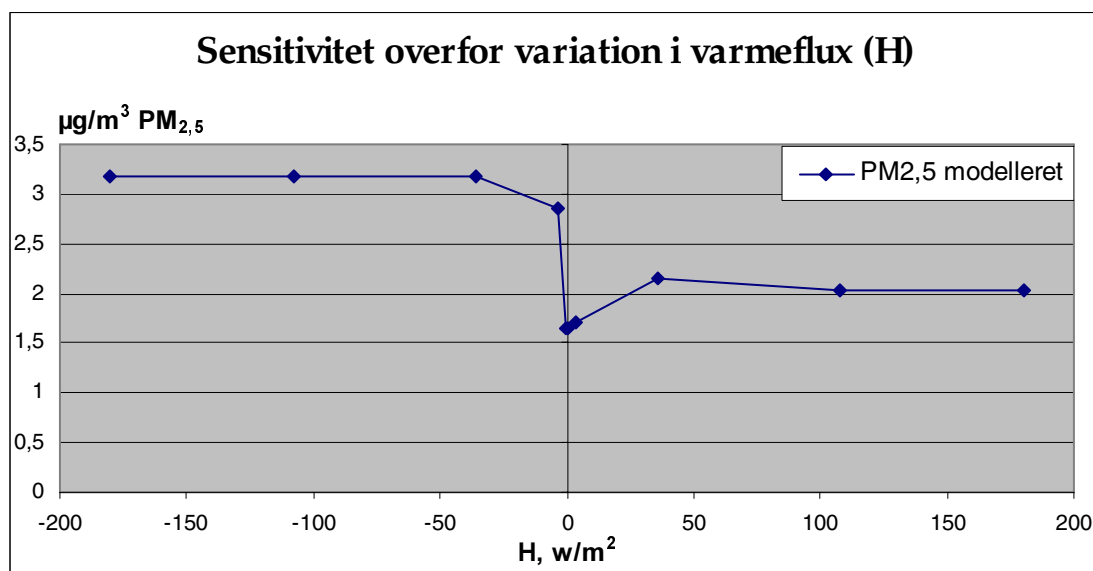
Når H er negativ er udstrålingen ved overfladen større end indstrålingen, og overfladen afkøles, hvorved der skabes stabile forhold. Des mere negativ varmekraften er, jo mere stabile er forholdene, og omvendt på den anden side af 0 w/m^2 , hvor stigende varmekraft giver stigende ustabilitet.

Når varmekraften er $-30 \text{ w}/\text{m}^2$ og mindre, ses der ikke et øget bidrag af $PM_{2,5}$, hvilket betyder, at den modellerede værdi ikke stiger med en øgning i stabilitets styrke. På tilsvarende vis ses der stort set heller ikke en faldende modelleret værdi, når varmekraften stiger over $+30 \text{ w}/\text{m}^2$ og ustabiliteten dermed bliver kraftigere.

OML-Multi regner med andre ord med en konstant effekt af atmosfærens stabilitet, uanset hvor stærkt stabile henholdsvis ustabile forholdene er. Dette gælder dog ikke, når varmekraften er ca. -30 til $+30 \text{ w}/\text{m}^2$. I dette interval ændres effekten, men der ses en diskontinuitet omkring 0 w/m^2 . Den modellerede værdi burde falde jævnt fra ca. 3,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ved $-30 \text{ w}/\text{m}^2$ til ca. 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ved $+30 \text{ w}/\text{m}^2$, men i stedet ses for lave modellerede værdier lige

omkring 0 w/m^2 . Diskontinuiteten beror på en uhensigtsmæssig opsætning af modellen.

Det skal i øvrigt bemærkes, at der i realiteten ikke forekommer større negative værdier af varmefluxen end ca. -100 w/m^2 , hvorfor Figur 47 viser et for bredt spektrum af varmeflux-værdier.

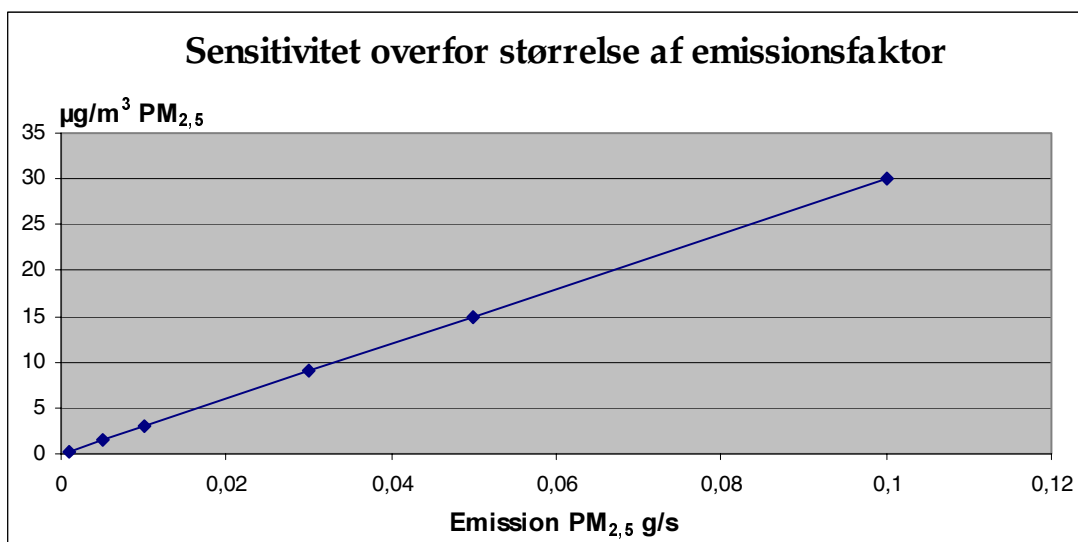


Figur 47: OML-Multi's sensitivitet overfor variation i varmefluxen H ved overfladen. De modellerede værdier er opnået pba. en punktkildefil for et fiktivt område.

Det kan således konstateres, at den relative effekt af ændringen i H er mindre end den relative effekt af ændring i U.. Dermed gør konfigurationen af OML-Multi, at friktionshastigheden og dermed indirekte vindhastigheden betyder mere for de modellerede niveauer af luftforurening, end varmefluxen og dermed stabiliteten gør.

8.4.3 Emissionen af PM_{2,5}

Det skal sluttelig nævnes, at den parameter, som de modellerede niveauer er mest afhængig af, er emissionen. Denne er afhængig af antallet af timer med aktivitet i brændeovnene, samt indholdet af PM_{2,5} i udgangsrøgen. Effekten af variation i antallet af timer med aktivitet, afhænger af de meteorologiske forhold på aktivitetstidspunktet, mens den modellerede koncentration er direkte proportionel med emissionsfaktoren, som illustreret i Figur 48.



Figur 48: OML-Multi's sensitivitet overfor emissionsfaktorens størrelse. De modellerede værdier er opnået pba. en punktkildefil for et fiktivt område.

8.5 Fastsættelse af værdier til inputdata

I afsnit 3.3 og 3.4 er fastsættelsen af diverse inputparametre beskrevet. Denne fastsættelse har afgørende betydning for de modellerede PM_{2,5}-værdier, hvorfor rimeligheden og betydningen af de foretagne valg diskuteres her.

8.5.1 Identifikation af kilder

Identifikationen af aktive kilder (se afsnit 3.3.1) indeholder en høj grad af usikkerhed. Analysen af spørgeskemaundersøgelsen i Vindinge viste, at selvom en adresse har en brændeovn, så kan anvendelsen af den være alt fra næsten konstant til meget sporadisk eller sågar ikke i brug. Identifikationen i Gundsømagle ud fra observationer og skorstensfejerens oplysninger er derfor usikker, og den har givetvis resulteret i inklusion af ikke aktive ovne, samt i mindre omfang eksklusion af aktive ovne.

Identifikationen på baggrund af spørgeskemaundersøgelsen i Vindinge er mere sikker, men her opstår også fejl, idet manglende oplysninger fra nogle adresser fører til en mulig eksklusion af et mindre antal kilder.

8.5.2 Kildernes koordinater

Kildernes koordinater er rimelig præcist fastsat, idet UTM-koordinaterne for bygningerne, der er anvendt som kildernes placeringer, giver en præcision af skorstenes placering på få meter.

8.5.3 Fyringsaktivitet

Fyringsaktiviteten, dvs. den tidsmæssige variation i emission for den enkelte kilde, blev fastsat ud fra det gennemsnitlige brændselsforbrug i Danmark i 2002, samt ud fra spørgeskemaundersøgelsen.

Fastsættelsen ud fra det gennemsnitlige forbrug er meget usikker, idet samtlige tal, der indgår i udregningen er usikkerhedsbehæftede:

- Det gennemsnitlige forbrug pr. ovn er fastsat ud fra det totale forbrug i Danmark, og størrelsen af dette er estimeret og ikke kendt i detaljer.
- Det totale forbrug er divideret med antallet af aktive ovne, som er sat til 400.000, hvilket igen er et estimeret tal, da det præcise antal ikke kendes.
- Brændeforbruget ved aktivitet i brændeovnene er sat til 2 kg/time, men dette kan variere fra bruger til bruger samt variere med faktorer som udetemperatur og vindforhold.
- Antallet af dage med fyring er et estimat af fyringssæsonens længde, men denne varierer fra år til år, samt fra bruger til bruger.

Resultatet af udregningen var en daglig aktivitet på 4 timer, som blev lagt med en time om morgenen og tre timer om aftenen. Denne fastsættelse repræsenterer nok med en vis generalisering en del hjem i de to områder, men ofte vil fyringen foregå på andre tidspunkter. Spørgeskemaundersøgelsen i Vindinge viste tydeligt, at dette var tilfældet.

Der er således en række usikkerheder ved fastsættelsen af "4-timers-aktiviteten", men da der ikke eksisterede bedre oplysninger for Gundsømagle, var den anvendte beregning den bedste mulighed.

4-timers-fastsættelsen blev også anvendt i Vindinge, men her blev fyringsaktiviteten desuden fastsat ud fra spørgeskemaundersøgelsen. Som tidligere beskrevet var det dog nødvendigt at foretage en generalisering af den enkelte kildes emissioner over måleperioden. Dette fører til, at nogle kilder får fastsat en større aktivitet, end de reelt har, mens andre kilder får fastsat end mindre aktivitet, hvorfor også denne metode er usikkerhedsbehæftet.

Derudover er der ikke nødvendigvis fyring i en given "aktiv" brændeovn i alle timerne indenfor en periode (eksempelvis 16.00-24.00), men dette blev antaget i punktkildefilens udarbejdelse, da spørgeskemaundersøgelsens detaljeringsgrad ikke muliggjorde andet. Dette forhold kan føre til en overestimering af aktiviteten og dermed emissionerne fra den enkelte brændeovn.

8.5.4 Emissionsparametre

Emissionsparametrenes fastsættelse (se afsnit 3.3.3) danner sammen med fyringsaktiviteten grundlaget for emissionernes karakteristika:

- *Skorstenshøjden og bygningshøjden* er rimeligt repræsentative for husene i de to områder, men der forekommer afvigelser, og disse har betydning for spredningen af brænderøgen. Når bygningshøjden forøges eller formindskes, øges henholdsvis mindskes turbulensen omkring den, hvilket påvirker røgfanen. Når skorstenshøjden øges, uden at bygningshøjden øges, vil røgfanen i højere grad slippe fri af bygningens turbulens.
- *Røggastemperatur og volumen* er fastsat ud fra praktiske undersøgelser (Schleicher 2006), men de vil variere med parametre som lufttilførsel, brændselsmængde og -type samt aftræksforhold for den enkelte

- brændeovn. Disse parametre kendes dog ikke for de enkelte brændeovne i områderne, hvorfor den fastsatte værdi er bedste bud.
- *Skorstensrørets dimensioner* er af mindre betydning for beregningerne i dette speciale, eftersom disse variable hovedsageligt har betydning for turbulensen, når diameteren af skorstenen er stor. Villaskorstene er smalle, uanset om de er murede eller af stål.
 - *Emissionsfaktoren* er nok den vigtigste af emissionsparametrene, men fastsættelsen af dens størrelse indeholder usikkerheder. Det følger af, at oplysninger om brændeovnenes art og antal, samt deres emissioner og forbruget af brænde, er estimater. Estimaterne er i sig selv usikre, men derudover vil ovnene i de undersøgte områder have anderledes karakteristika end "gennemsnits-ovnen". Spørgeskemaundersøgelsens oplysninger om alder af ovnene i Vindinge var mangelfulde, men på baggrund af de oplysninger, der foreligger, vurderes landsgennemsnittet at være repræsentativt for Vindinge. Da også den beregnede emission på 0,01 g/s svarer godt til praktiske målinger (Schleicher 2006), er den et fornuftigt bud på den gennemsnitlige emission. Emissionen fra den enkelte ovn vil dog oftest være forskellig fra gennemsnitsværdien, da faktorer som ovntype, brændsel og brugsmønster har stor betydning for emissionen (se afsnit 2.2.1). Dette indebærer, at koncentrationen af PM_{2,5} i de enkelte røgfaner kan variere meget.
 - *Turbulensen omkring bygninger* undervurderes af OML-Multi, hvilket er et kendt problem ved modellen (som ifølge modellens udviklere bliver rettet i næste udgave af modellen). Dermed bliver koncentrationen beregnet til for lave værdier tæt ved bygningerne, idet øget bygningsturbulens bringer røgfanen ned til jorden i direkte forlængelse af bygningen. Dette har også betydning for det udarbejdede scenarium, hvor skorstenshøjden over bygningerne blev sat til 4 meter. Turbulensen kan reelt påvirkes vertikalt i op til ca. to gange bygningshøjden (dvs. ca. 10 meter) men når modellen underestimerer denne effekt, vil det beregnede scenarium således have for lave værdier.

8.5.5 Ruhedsparmeteren (z_0)

Ruhedsparmeteren i villakvartererne blev sat til 0,3 meter, hvilket er gængs standard for bebyggede områder i forbindelse med OML-Multi. Rimeligheden af denne fastsættelse kan dog diskuteres, idet ruheden vil variere over området, hvorfor turbulensen også vil variere. Da der hverken er mulighed for en detaljeret opgørelse af z_0 eller en indlæsning af en sådan opgørelse i modellen, er fastsættelsen bedste bud på en repræsentativ værdi.

8.6 Kvalitet af outputdata

De beregnede lokalbidrag af PM_{2,5} er påvirket af usikkerhederne beskrevet i de ovenstående afsnit, og værdierne er derfor i bedste fald gode estimater.

Udover de allerede nævnte usikkerheder, har nedenstående faktorer også betydning for kvaliteten af beregningerne:

- Sensitivitetsanalysen viste, at der er en diskontinuitet i modellens brug af varmeflux omkring 0 w/m^2 , hvilket giver et fejlagtigt bidrag ved disse flux-værdier. Den relative vigtighed af denne fejl er dog begrænset, idet fluxen det meste af tiden vil være væsentligt forskellig fra 0 w/m^2 .
- Sensitivitetsanalysen af varmefluxen viste desuden, at modellen ikke påvirkes at ændret varmeflux (og dermed stabilitet og ustabilitet) udenfor intervallet ca. -30 til $+30 \text{ w/m}^2$. Det reelle bidrag vil dog være påvirket, idet øget ustabilitet giver øget fortynding og spredning, mens øget stabilitet vil have den modsatte effekt. Denne fejl i modellen kan give en fejl i den beregnede værdi, der også relativt set kan være vigtig.
- Sensitivitetsanalysen af friktionshastigheden viste, at modellen beregner en faldende koncentration, når U_x går fra $0,1 \text{ m/s}$ mod 0 m/s . Som beskrevet er dette måske tilfældet, fordi der regnes med mere lodret opstigning af røgen. I praksis er rigtigheden af denne beregning nok tvivlsom, eftersom forholdene om vinteren oftest vil være stabile, når U_x og dermed vindhastigheden nærmer sig nul. Under stabile forhold vil der ikke foregå lodret opstigning af røgen, der tværtimod vil blive holdt tæt ved overfladen pga. den ofte forekommende temperaturinversion. Modellen vil således beregne for lave bidrag på de talrige vinteraftener, hvor vindhastigheden er lav og emissionen er stor. Dette kan potentielt føre til en underestimering af bidragene, som er af stor relativ betydning for resultatet.

OML-Multi er oprindeligt udviklet til brug på høje kilder som f.eks. industriskorstene, og modellen har derfor ikke en præcis beskrivelse af forholdene tæt ved jorden. I villakvartererne sker emissionerne fra skorstenene netop i lav højde, og røgfanerne vil derfor i hele deres udstrækning være påvirkede af overfladeforholdene. OML-Multi er dermed i sit nuværende form ikke et ideelt modelværktøj til beregning af luftforureningsbidrag fra villaskorstene, men der er så vidt vides ikke udarbejdet modeller, der beskriver overfladeforholdene i bedre detaljeringsgrad.

9 Sammenfattende diskussion

I dette afsnit analyseres specialets delanalyser i forhold til hinanden, samt i forhold til resultater af tidligere studier. Endelig vurderes lokalbidragene i helbredsmæssig sammenhæng på et overordnet plan.

9.1 Validering af modellering med OML-Multi

De modellerede værdier af lokalt PM_{2,5}-bidrag i de to perioder kan verificeres ved en sammenligning med de målte værdier for de samme perioder. I Tabel 11 er resultaterne af målinger og modelleringer præsenteret for de enkelte uger i perioderne, samt som totale gennemsnit for perioderne.

	Gundsømagle		Vindinge	
	Målt	Modelleret	Målt	Modelleret
1/1 – 8/1 2004	5,2	4,0	-	-
8/1 – 15/1 2004	3,7	5,8	-	-
15/1 – 22/1 2004	3,4	4,3	-	-
22/1 – 29/1 2004	4,2	4,4	-	-
29/1 – 4/2 2004	6,1	4,7	-	-
24/2 – 3/3 2005	-	-	1,6	1,4
3/3 – 10/3 2005	-	-	1,4	1,0
10/3 – 17/3 2005	-	-	0,8	4,0
17/3 – 21/3 2005	-	-	0,7	1,8
Totalt gennemsnit	4,5	4,7	1,2	2,1 / 4,8

Tabel 11: Målte og modellerede værdier af lokalt PM_{2,5}-bidrag under de to målekampagner. De målte værdier er lokalbidragene beregnet som differencen mellem koncentrationen i villakvarteret og ved baggrundsstationen. Modelleringen for Vindinge er på ugebasis foretaget på baggrund af 4 timers daglig fyring, men det totale gennemsnit er præsenteret for både 4 timers daglig fyring og kendt fyring.

9.1.1 Gennemsnit over perioden

Gennemsnitsværdien for hele måleperioden ses nederst i Tabel 11, og for Gundsømagle er der næsten perfekt overensstemmelse, idet den modellerede værdi blot er 0,2 µg/m³ højere end den målte, svarende til en afvigelse på 4 %. I Vindinge er der angivet to tal, som repræsenterer modelleringen ved antagelse om henholdsvis "4 timers daglig fyring" (2,1 µg/m³) og "kendt fyring" (4,8 µg/m³). Afvigelsen er på henholdsvis 0,9 µg/m³, svarende til 75 % og 3,6 µg/m³, svarende til 300 %.

Overensstemmelsen er dermed bedre for Gundsømagle end for Vindinge, og i Vindinge er resultatet af 4 timers daglig fyring væsentligt bedre end for scenariet "kendt fyring".

Kendt fyring versus 4 timers daglig fyring

Det kan umiddelbart undre, at modelleringen på baggrund af "kendt fyring" i Vindinge overestimerer langt mere end modelleringen på baggrund af 4 timers daglig fyring samme sted. Det følger af, at den kendte fyring er rapporteret af borgerne og dermed burde være repræsentativ for den faktiske aktivitet. Der er imidlertid tre mulige forklaringer på dette misforhold:

- Under antagelse af, at OML-Multi er egnet til denne type modellering, og at der er foretaget en fornuftig fastsættelse af de øvrige inputdata, så kan forklaringen ligge i fastsættelsen af den kendte fyring. Som beskrevet i afsnit 8.5.3 kan denne indeholde en overvurdering af fyringsaktiviteten, som kan føre til overestimering af emission over døgnet og dermed til for høje modellerede lokalbidrag.
- Hvis det er således, at fastsættelsen af den kendte fyringsaktivitet kan antages at være korrekt, så kan forklaringen på det overestimerede bidrag være en forkert fastsættelse af andre inputdata til beregningerne.
- Hvis alle inputdata antages at være korrekt fastsat, så kan forklaringen endelig være, at OML-Multi generelt overestimerer bidraget fra de lave kilder i de to områder. Resultaterne af dette speciales modellering afkræfter dog denne forklaring, da overestimeringen i Gundsømagle var på blot 4 %.

Det er sandsynligt, at begge fastsættelser af fyringsaktiviteten indeholder fejl, men da langt det bedste resultat i Vindinge blev opnået på baggrund af antagelsen om 4 timers daglig fyring, er denne aktivitet nok mest realistisk.

Gundsømagle versus Vindinge

Lokalbidraget blev bedre beskrevet for Gundsømagle end for Vindinge, hvilket kan have flere forklaringer:

- Antagelsen om 4 timers daglig fyring kan være mere repræsentativ i Gundsømagle end i Vindinge, både hvad angår tidspunktet på døgnet og fyringsaktivitetens længde.
- Emissionerne er væsentlig mindre i Vindinge, hvilket gør den relative afvigelse større.
- OML-Multi kan tænkes at have en mere præcis beregning af lokalbidraget, når der er et større antal kilder. Baggrunden for det kan være, at den beregnede koncentration er et resultat af bidraget fra flere kilder, hvilket gør eventuelt fejlvurderede bidrag fra enkeltkilder mindre betydende.

9.1.2 Ugentlige gennemsnit

De ugentlige gennemsnit for lokalbidraget er vist i Tabel 11. De modellerede værdier er opnået på baggrund af antagelse om 4 timers daglig fyring.

I Gundsømagle forekommer der over- og underestimering på maksimalt 57 % af den målte ugeværdi.

I Vindinge afveg den modellerede værdi fra den målte med 12,5 % i første uge, men helt op til 400 % i tredje uge. Især bidraget fra denne uge er afgørende for, at det totale gennemsnit for perioden overestimeres med sammenlagt 75 %.

Det har ikke umiddelbart været muligt at analysere sig frem til forklaringen på det stærkt afvigende bidrag i tredje uge. Forklaringen kan derfor potentielt

ligge i, at effekten af de meteorologiske forhold i netop denne periode har været påvirket meget af diskontinuiteter eller andre fejlagtige konfigurationer i modellen. Derudover kan bidraget fra enkelte nære kilder være blevet overestimeret. Dette kan være sket, hvis vinden er kommet fra kildernes retning meget af tiden, og OML-Multi dermed har beregnet et højt bidrag, mens de pågældende kilder i realiteten ikke har været aktive.

Generelt set giver modelleringen på ugebasis således større afvigelse end for en længere tidsperiode, hvilket i øvrigt næsten altid vil være tilfældet ved modellering. Dette ville i mindre grad have været tilfældet, hvis modellen foretog en generel over- eller underestimering af niveauerne, eftersom under- og overestimeringer i de tilfælde ikke ville udligne hinanden over en periode.

9.1.3 Egnethed af OML-Multi

Der forekommer altså både for høje og for lave estimater af ugeværdierne, og i de fleste tilfælde er afvigelserne mindre end det målte bidrag. Dette giver et billede af modellens svagheder, men også af dens styrke.

Svaghederne består i, at estimeringen ikke er nøjagtig, samt at der kan forekomme større afvigelser.

Styrken er, at afvigelserne oftest er relativt små, og at de ser ud til i vid udstrækning at udligne hinanden, hvorved det gennemsnitlige estimat ender tæt på den målte værdi.

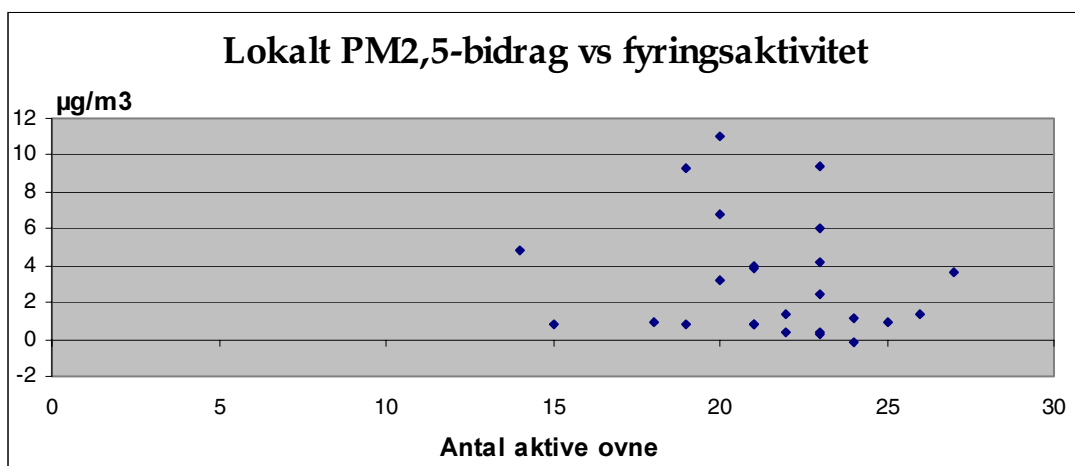
OML-Multi foretager altså overordnet set en god estimering af lokalbidragene af $PM_{2,5}$ i de to villakvarterer og specielt i Gundsømagle. Selv afvigelsen i Vindinge var mindre, end modellens udviklere havde forventet som OML-Multi's bedst mulige præcision.

9.2 Spørgeskemaundersøgelsens overensstemmelse med målinger

For at undersøge fyringsaktivitetens effekt på de målte lokalbidrag af $PM_{2,5}$, sammenholdes resultaterne fra spørgeskemaundersøgelse og målinger her. Det skal dog indledningsvis nævnes, at detaljeringsgraden i spørgeskemaundersøgelsens resultater er lille, hvorfor disse egner sig bedst som grundlag for kvalitative vurderinger.

9.2.1 Fyringsaktivitetens effekt på aftenværdier af lokalt $PM_{2,5}$ -bidrag

Hvis de meteorologiske parametres betydning for lokalbidraget af $PM_{2,5}$ antages at være konstant, vil bidraget fortrinsvis være afhængigt af emissionernes størrelse. Set over en længere periode kan dette være tilfældet, men perioden i Vindinge var nok for kort til en sådan udligning af påvirkningerne. Dette er sandsynligvis en vigtig medvirkende årsag til, at der i Figur 49 ikke ses nogen sammenhæng mellem fyringsaktiviteten og lokalbidraget af $PM_{2,5}$. En anden potentiel årsag er problemerne med datakvalitet, idet antallet af aktive ovne kan dække over store variationer i emission af $PM_{2,5}$.



Figur 49: Det lokale PM_{2,5}-bidrags afhængighed af fyringsaktiviteten i Vindinge. Grafen viser gennemsnitsværdier for timerne mellem 16.00 og 24.00.

9.2.2 Overensstemmelse mellem døgnmønstre

Fyringsaktiviteten i brændeovnene i Vindinge (se Figur 26) viste, at der var mindst fyring midt på dagen, mere om morgenen og mest om aftenen, hvilket stemmer godt overens med det forventede mønster. Samme mønster kunne ses i de målte lokalbidrag af PM_{2,5}, der udviste et lille morgenmaksimum og et stort aftenmaksimum (se Figur 19).

Overensstemmelsen viser, at mens PM_{2,5} fra brændeovne i området ikke kan spores i enkeltmålinger af bidraget, så kan det spores ved midling over en længere periode.

9.2.3 Fyringsaktivitetens afhængighed af meteorologiske parametre

Der blev i afsnit 6 foretaget overvejelser omkring de meteorologiske forholds betydning for fyringsaktiviteten. I dette afsnit undersøges det, om de mulige forklaringer anført i afsnit 6 kan underbygges af spørgeskemaundersøgelsens resultater.

Vindhastighedens betydning

Betydningen af vindhastighed (VH) for fyringsaktiviteten blev antaget at være en stigning i fyringsaktivitet med en stigning i VH. Resultaterne af spørgeskemaundersøgelsen viste imidlertid ikke denne tendens, da der ikke kunne observeres nogen systematisk sammenhæng (se Figur 45). Som beskrevet i afsnit 7 er der imidlertid faktorer, der gør spørgeskemaundersøgelsens resultater upræcise, og samtidig er effekten af VH og temperatur modsat rettede i forhold til fyringsaktiviteten. Kombinationen af de to forhold er med stor sandsynlighed forklaringen på, at den forventede tendens ikke kunne observeres i fyringsaktiviteten.

Temperaturens betydning

Den forventede effekt af temperaturen var, at fyringsaktiviteten ville være større ved lave temperaturer. Denne forventning kunne bekræftes i spørgeskemaundersøgelsens resultater (se afsnit 7.3), selvom der også her var en vis usikkerhed i resultaterne som følge af manglende detaljeringsgrad.

9.3 Tidligere undersøgelser, emissionsopgørelser og grænseværdier

Resultaterne opnået i dette speciale kan på visse punkter sammenholdes med resultater fra tidligere undersøgelser, emissionsopgørelser og endelig grænseværdier for luftforurening med $PM_{2,5}$.

9.3.1 Målinger af $PM_{2,5}$ fra brændefyring

Tidligere undersøgelser

Der er kun gennemført ganske få undersøgelser af niveauerne af luftforurening med $PM_{2,5}$ fra brændeovne og andre træfyrringsenheder. DMU's undersøgelser i Gundsømagle er en af disse, men målinger er de samme som dette speciale anvender for Gundsømagle, hvorfor niveauer selvsagt er identiske.

Johansson et al (2004c) fandt i deres undersøgelse i Forsdala i Lycksele, Nordsverige om vinteren et gennemsnitligt bidrag til $PM_{2,5}$ -niveauet på 3-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fra brændefyring. Dette bidrag er kun en anelse lavere end det, der blev fundet i Gundsømagle og ca. 3 gange større end bidraget i Vindinge.

Det er dog også interessant at sammenligne villakvarterernes $PM_{2,5}$ -niveauer med niveauerne i København, hvor forurening fra trafik gør sig gældende (se afsnit 1.2). Her har målinger nemlig vist, at årsmiddelværdien på H.C. Andersens Boulevard i gadeniveau er ca. 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (år 2002/2003). Dette svarer til niveauet i Gundsømagle om vinteren, og det vil nok overraske mange villaejere, at de om vinteren kan blive udsat for samme $PM_{2,5}$ -forurening, som på en stærkt trafikeret gade i København.

Som nævnt i afsnit 1.2.1 har adskillige andre undersøgelser i eksempelvis Norge, USA, Tjekkiet og New Zealand identificeret afbrænding af træ i forbindelse med boligopvarmning som en kilde til lokal partikelforurening. De specifikke bidrag af $PM_{2,5}$ fra træfyrring er dog ikke identificeret i disse undersøgelser, hvorfor sammenligning med resultaterne ikke kan foretages.

Grænseværdier

Der eksisterer i Danmark ingen grænseværdier for $PM_{2,5}$ i luften, men sådanne er på vej i form af fælles EU-grænseværdier. Det forventes, at grænseværdien fra år 2010 bliver 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsgennemsnit. De nuværende grænseværdier for partikler gælder PM_{10} (massen af partikler under $10\mu\text{m}$), og her er grænseværdien 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ over 24 timer og 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsgennemsnit. Da der normalt ikke vil være væsentlige indhold af grove partikler (2,5 til $10\mu\text{m}$) i luften i villakvarterer, vil overholdelsen af grænseværdierne for PM_{10} om vinteren reelt handle om, at baggrunds niveauet og partikelforureningen fra brændeovne ikke er for store.

Som tidligere beskrevet var det totale $PM_{2,5}$ -niveau i villakvartererne 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Gundsømagle og 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Vindinge, målt med en TEOM-monitor. Når der korrigeres for afdampningen af partikler i TEOM på 9-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, bliver værdierne 25-26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Gundsømagle og 20-21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Vindinge. Disse værdier vil dog ikke gælde i sommerhalvåret, hvor der ikke forekommer brændeovnsmissioner, hvorfor årsgennemsnittet vil være lavere. Dermed

kan det forventes, at den forventede kommende grænseværdi er overholdt i begge områder.

9.3.2 Modellerede værdier

Tidligere undersøgelser

Modellering med OML-Multi af luftforurening fra brændeovne er kun foretaget en gang tidligere, hvor DMU foretog en mindre detaljeret modellering af lokalbidraget i Gundsømagle (Palmgren et al 2005). Her blev middelværdien for lokalbidraget bestemt til $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved 2-3 timers daglig fyring, hvilket giver en større afvigelse fra det målte niveau, end dette speciales modellering. Forklaringen på dette er til dels andre antagelser for beregningerne, men også brug af standard-værdier for de meteorologiske forhold.

Emissionsopgørelser

Modelleringen blev foretaget ud fra eksisterende opgørelser over emissionsfaktorer, brændeforbrug og brændeovnsantal i Danmark. Da modelleringens resultater, især for Gundsømagle, havde en rimelig overensstemmelse med de målte lokalbidrag, er der en indikation af, at emissionsopgørelserne er rimeligt korrekte. Dette forudsætter dog, at modelleringsmetoden er korrekt.

Grænseværdier

De modellerede områdekoncentrationer viser, at der på baggrund af 4 timers daglig fyring kan forventes at have været punkter i de to områder, hvor lokalbidraget af $\text{PM}_{2,5}$ er op til $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Gundsømagle og $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Vindinge. Hvis disse værdier adderes baggrundsniveauet og afdampningskorrektionen, svarer værdierne til totale niveauer på henholdsvis $28\text{-}29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $24\text{-}25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hvis modelleringen er korrekt, kan det dermed forventes, at grænseværdierne visse steder overskrides i Gundsømagle og tangeres i Vindinge. Niveauerne om sommeren vil dog nok igen være lavere, hvorfor der sandsynligvis ikke forekommer overskridelser på årsbasis.

Hvis lokalbidraget skal nedsættes for at overholde eventuelle kommende grænseværdier, viser "9 meters emissionshøjde-scenariet", at der kan opnås et væsentligt lavere lokalbidrag ved at forøge skorstenshøjden.

9.3.3 Afhængighed af meteorologiske parametre

Flere tidligere undersøgelser citeret i dette speciale har fundet, at $\text{PM}_{2,5}$ -niveauet i områder med mange aktive træfyringsenheder er afhængigt af meteorologiske parametre som stabilitet, temperatur og vindhastighed. Samme resultat er opnået i dette speciale, men der er her snarere tale om tendenser end tydelige sammenhænge. Forklaringen på dette knytter sig nok til en eller flere af følgende faktorer, der har muliggjort bedre overensstemmelse i tidligere undersøgelser:

- Unøjagtigheden i bestemmelsen af lokalbidraget foretaget i dette speciale
- Flere og længere måleperioder i andre undersøgelser

- Længere stabile perioder med lav temperatur og lave vindhastigheder i andre undersøgelsesområder
- Lavere temperaturer i andre undersøgelsesområder
- Mere udbredt træfyring i andre undersøgelsesområder

Samtlige af disse faktorer er nævnt tidligere i specialet, hvorfor deres effekter ikke forklares yderligere her.

9.4 Eksponering og helbredseffekter

Niveauerne af luftforurening i de to områder er udendørsniveauer, hvorfor humaneksponeringen ikke nødvendigvis er den samme. Det følger af, at områdernes beboere langt det meste af tiden vil befinde sig indendørs, hvor forureningsniveauet ikke nødvendigvis er det samme. Dels kan det tænkes, at en del af partiklerne ikke vil trænge ind i boligerne, og dels kan der være indendørs kilder, f.eks. i form af stearinlys eller brændeovne der bliver åbnet for at lægge brænde på ilden.

Derudover vil områdets beboere for de flestes vedkommende opholde sig udenfor villakvarteret en del af døgnet, hovedsageligt når de tager på arbejde, og de vil dermed være udsat for andre niveauer af luftforurening.

Hvis det alligevel antages, at udendørsniveauerne er repræsentative for beboernes eksponering for $PM_{2,5}$, kan der eksempelvis på baggrund af dosis-respons-forhold¹⁰ gives estimerer for den negative helbredseffekt af brændeovnens forurening. Dette forhold er dog langt fra klarlagt; Dels er de eksakte helbredseffekter af $PM_{2,5}$ ikke kendt, og dels vides det ikke med sikkerhed, om brændeovnspartikler har samme helbredseffekter som trafikpartikler og fjerntransporterede partikler. Et netop påbegyndt forskningsprojekt, Wooduse, som bl.a. varetages af DMU, har til formål at undersøge netop denne problemstilling.

Den største del af det gennemsnitlige $PM_{2,5}$ -niveau i villakvartererne kom fra fjerntransport, hvorfor helbredseffekten af disse partikler er særdeles vigtig. En netop offentliggjort rapport fra WHO (2006) fastslår, at der er betragtelige negative helbredseffekter af fjerntransporterede partikler, og der lægges i rapporten op til, at denne forurening bør begrænses.

Det ligger udenfor dette speciales formål at estimere de konkrete helbredseffekter af den observerede $PM_{2,5}$ -forurening, men den opgave er dels varetaget af tidligere undersøgelser og dels af pågående og planlagte undersøgelser. Eksempelvis foregår der i forbindelse med AIRPOLIFE¹¹, som delvist har finansieret de eksperimentelle studier præsenteret dette speciale, en større undersøgelse af helbredseffekter af $PM_{2,5}$ -forurening.

¹⁰ Dosis-respons-forholdet er den sundhedsmæssige respons ved udsættelse for en given dosis forurening

¹¹ AIRPOLIFE, Air Pollution in a Lifetime Health Perspective, er en større tværfaglig forskergruppe, der undersøger luftforurening og helbred. Se www.airpolife.dk

10 Konklusion og perspektivering

10.1 Konklusion

Niveauer og lokalbidrag af PM_{2,5}

Målinger i to danske villakvarterer om vinteren viste forhøjede niveauer af luftforurening med PM_{2,5} pga. emissioner fra brændeovne i områderne.

I Gundsømagle blev der fra 21.12.03 til 05.02.04 målt en gennemsnitligt PM_{2,5}-koncentration på 15,9 µg/m³, hvilket svarer til ca. 25-26 µg/m³ inkl. korrektion for afdampning af partikler i TEOM-monitoren. Heraf udgjorde bidraget fra fjerntransport ca. 20-21 µg/m³, mens lokalbidraget fra brændeovne udgjorde 4,5 µg/m³. Døgnvariationen i lokalbidraget indikerede udbredt brug af brændeovne fra tidlig morgen til sen aften.

I Vindinge blev der fra 24.02.05 til 21.03.05 målt en gennemsnitligt PM_{2,5}-koncentration på 10,8 µg/m³, svarende til et reelt niveau på ca. 20-21 µg/m³. Heraf udgjorde bidraget fra fjerntransport ca. 19-20 µg/m³, mens lokalbidraget fra brændeovne udgjorde 1,2 µg/m³. Døgnvariationen i lokalbidraget indikerede et lille morgenmaksimum i fyringsaktiviteten i brændeovnene, efterfulgt af meget begrænset aktivitet i dagstimerne og endelig et langstrakt aftenmaksimum med udbredt aktivitet. Dette mønster blev bekræftet i spørgeskemaundersøgelsen, der viste den beskrevne fyringsaktivitet.

Forskellene i fyringsaktivitetens mønster og lokalbidragenes størrelse kan relateres til forskellige varmeinstallationer i de to områder. I Vindinge giver den indlagte naturgas en mindre afhængighed af brændeovne til opvarmning, mens fravær af kollektiv opvarmning i nærområdet i Gundsømagle giver større brug af ovnene.

Bidraget fra fjerntransport udgjorde i begge områder størstedelen af det gennemsnitlige PM_{2,5}-niveau, idet andelen var ca. 82-83 % i Gundsømagle og ca. 94 % i Vindinge.

Meteorologiske parametres betydning

I begge villakvarterer var der tydelig tendens til, at høje lokalbidrag forekom ved lave vindhastigheder og under stabile atmosfæriske forhold, mens der kun i Vindinge sås samme effekt af lave temperaturer.

Resultaterne er i god overensstemmelse med, at der under stabile forhold på vinteraftener er lave overfladetemperaturer og lave vindhastigheder. De lave temperaturer giver øget fyringsaktivitet og dermed større emissioner, mens de lave vindhastigheder giver mindre turbulens og spredning og dermed højere niveauer.

I Gundsømagle gør den store afhængighed af brændeovnene som energikilde sandsynligvis, at de om vinteren bruges meget uanset ude-temperaturen, hvilket forklarer den manglende tendens til temperaturafhængighed dér.

Validering af modellering med OML-Multi

Modelleringen af $PM_{2,5}$ -lokalbidraget med OML-Multi var i god overensstemmelse med de målte værdier. Under antagelsen af 4 timers daglig fyring i aktive ovne var afvigelsen fra de målte værdier blot 4 % i Gundsømagle og 75 % i Vindinge. Præcisionen var bedre end ventet, idet OML-Multi egentlig er designet til brug på væsentligt højere kilder end brændeovnskorstene.

En overestimering på 75 % i Vindinge skyldes dels, at lokalbidraget er lille, hvilket giver større relativ afvigelse. Derudover kan fyringsaktiviteten være sat for højt, og OML-Multi kan have en bedre præcision ved mange aktive kilder som i Gundsømagle.

Sammenhæng mellem brændeovnsbrug og lokalt $PM_{2,5}$ -bidrag

Det lokale $PM_{2,5}$ -bidrags forventede afhængighed af fyringsaktiviteten i Vindinge kunne ikke identificeres i de foreliggende data. Dette skyldes med stor sandsynlighed, at detaljeringsgraden af data for fyringsaktivitet var for lav.

Rigtighed af registeroplysninger

De to eksisterende registre for brændeovne i Vindinge, Bygnings- og Boligregisteret (BBR) samt Skorstensfejerens register (SFR), er fejlagtige i deres opgørelser, og de kan ikke anvendes som gode fortegnelser over brugen af brændeovne i området.

I BBR figurerer 23 brændeovne, mens det reelle antal er ca. 52. Derudover er 6 af de 23 ovne ikke eksisterende, kun 6 af de 23 BBR-registrerede ovne er i regelmæssig brug, og 24 ovne i regelmæssig brug er ikke registreret. BBR undervurderer således antallet af brændeovne i området.

I SFR figurerer 103 ovne mod ca. 52 reelt eksisterende og kun 30 i regelmæssig brug. Dermed overvurderer SFR antallet og brugen af ovne i området.

10.2 Perspektivering

Dette afsnit indeholder overvejelser omkring perspektivet i de opnåede resultater samt forslag til fremtidige undersøgelser og deres design.

$PM_{2,5}$ i danske villakvarterer

Luftforureningen med $PM_{2,5}$ om vinteren i to danske villakvarterer viste sig at være op til samme størrelse som på en stærkt trafikeret gade i København. Da $PM_{2,5}$ i adskillige undersøgelser har vist sig at have negative helbredseffekter, vil der være en sundhedsmæssig gevinst i at begrænse forureningsniveauet. I villakvartererne kan den lokale $PM_{2,5}$ -forurening fra brændeovne begrænses ved eksempelvis at indføre skrappe krav til brændeovnenes udledning af partikler. Alternativt er det en mulighed at indføre krav om højere

brændeovnskorstene, hvilket vil mindske forureningsniveauet ved jorden i lokalområdet.

Størstedelen af $PM_{2,5}$ -koncentrationen i de to villakvarterer udgøres dog af fjerntransporterede partikler fra Central- og Nordeuropa. Hvis det alene er koncentrationen af $PM_{2,5}$, der afgør den negative helbredseffekt, vil den største sundhedsmæssige gevinst således kunne opnås ved emissionsbegrænsninger udenfor landets grænser, hvilket der også arbejdes på i EU- og internationalt regi.

Undersøgelserne i dette speciale viste, at der var væsentligt større lokal $PM_{2,5}$ -forurening i et villakvarter uden kollektiv varmforsyning end i et kvarter med indlagt naturgas. Dermed vil der sandsynligvis kunne opnås mindre lokal $PM_{2,5}$ -forurening ved at etablere kollektiv varmforsyning i områder, der ikke har det i dag.

Luftforurening med $PM_{2,5}$ i villakvarterer og lignende beboelsesområder er sparsomt undersøgt i såvel Danmark som internationalt, og flere undersøgelser bør gennemføres for at opnå et bedre kendskab til størrelsen af dette forureningsproblem.

Ekperimentelle overvejelser

Bestemmelse af lokalbidragets størrelse som differencen mellem det lokale niveau og baggrundsniveauet viste sig i dette speciale at være problematisk, hvorfor det i fremtidige undersøgelser vil være en fordel at anvende alternative metoder. En mulighed er at placere en eller flere baggrundsstationer i umiddelbar nærhed af undersøgelsesområdet, hvilket vil eliminere fejlen, der opstår ved afstand mellem stationerne. En anden mulighed er at identificere partiklerne fra brænderøg direkte vha. bestemte sporstoffer (eksempelvis Levoglucosan), hvorved baggrundsmålinger til dels kan undværes.

For at opnå bedre analysegrundlag, vil det i fremtidige undersøgelser være en fordel at foretage målinger over længere tid og i større områder. Derudover vil det ved brug af spørgeskemaundersøgelser være en fordel at få en bedre detaljeringsgrad i borgernes indrapporteringer.

Modellering af luftforurening

Modelleringen af de lokale $PM_{2,5}$ -bidrag med OML-Multi var succesfuld, og modellen ser dermed ud til at være egnet til modellering af emissioner fra lave kilder. I en kommende version af modellen er der i øvrigt fokus på at forbedre modellens behandling af disse kilder.

Modelleringen foregik på baggrund af en række antagelser om emissioner og fyringsaktivitet, som har afgørende betydning for de beregnede værdier. For at opnå konsistens i pålideligheden af resultater, vil det derfor være en fordel at begrænse usikkerheden i bestemmelse af inputdata. Dette kan opnås gennem flere oplysninger fra brændeovnsbrugerne om deres ovne og deres fyring i disse, samt gennem bedre oplysninger om emissionerne. Her er det

bl.a. nødvendigt med flere undersøgelser af emissioner fra forskellige ovntyper og fyringsmønstre. I det tidligere omtalte Wooduse-projekt, som netop er igangsat af bl.a. DMU, anvendes OML-Multi, og det forsøges her at inkorporere de nævnte forbedringer.

Helbredseffekter

Dette speciales undersøgelser af partikelforurening er udført, fordi luftforurening med $PM_{2,5}$ har negative helbredseffekter. Der hersker dog stadig udbredt usikkerhed om en række aspekter ved helbredseffekterne; Hvilke helbredseffekter kan tilskrives partikler, hvilke typer og størrelser af partikler er ansvarlige for effekterne, og hvilke effekter ses af henholdsvis kortvarig eksponering for ekstreme koncentrationer og langvarig eksponering for generelt forhøjede koncentrationer.

Der er således brug for flere undersøgelser af partikelforureningens helbredseffekter, herunder effekterne af human eksponering for $PM_{2,5}$ fra brændeovne.

Referencer

- Barna, M. G. og Gimson, N. R., 2002**, Dispersion modelling of a wintertime particulate pollution episode in Christchurch, New Zealand: Atmospheric Environment Australasia, 36, 3531-3544.
- Berkowicz, R. og Olesen, H.R., 1987**, Operationel Meteorologisk Luftkvalitetsmodel - OML. Miljø og Teknologi nr. 4/1987.
- Berkowicz, R., Olesen, H. R. og Torp, U., 1985**, The Danish Gaussian air pollution model (OML): Proceedings of the 15th International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Applications - St. Louis, USA, April 16-19, 1985
- Boman, B. C., Forsberg, A. B., og Jarvholm, B. G., 2003**, Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society: Scandinavian Journal of Work and Environmental Health, Vol 29, 251-260.
- Branis, M. og Domasová, M., 2003**, PM10 and black smoke in a small settlement: case study from the Czech Republic: Atmospheric Environment, Vol. 37, 83-92.
- Brunekreef, B og Forsberg, B, 2005**, Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health : European Respiratory Journal, volume 26, 309-318.
- Brunekreef, B. og Holgate, S. T., 2002**, Air pollution and health.: The Lancet, vol 360, 1233-1242.
- Daniels, M. J., Lee, Y., og Kaiser, M., 2001**, Assessing sources of variability in measurements of ambient particulate matter: Environmetrics, 12, 547-558.
- Dockery, D. W., Pope, C. A. 3., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G. Jr., og Speizer, F. E., 1993**, An association between air pollution and mortality in six U.S. cities: The New England Journal of Medicine, Vol 329, 1753-1759.
- Energistyrelsen, 2006**, <http://www.energistyrelsen.dk/sw13644.asp>
- European Topic Centre on Air and Climate Change, 2006**, <http://air-climate.eionet.eu.int/databases/airview.html>
- Fenger, J. og Tjells, J.C., 1994**, Luftforurening. Polyteknisk forlag, Lyngby, Danmark
- Glasius, M., Ketzler, M., Wählin, P., Jensen, B., Nielsen, M., Mønster, J., Berkowicz, R., og Palmgren, F., 2006**, Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark: Atmospheric Environment, 40, 7115-7124.
- Gualtieri, G. og Tartaglia, M., 1998**, Predicting urban traffic air pollution: A GIS framework: Transpn. Res. -D., 3, 329-336.
- Hauck, H., Berner, A., Gomiscek, B., Stopper, S., et al, 2004**, On the equivalence of gravimetric PM data with TEOM and beta-attenuation measurements: Journal of Aerosol Science, 35 , 1135-1149.

Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U., og Westerholm, R., 2002, Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove: *Atmospheric Environment*, Vol. 36, 4823-4837.

Hertel, O., Løfstrøm, P., og Jensen, S. S., 2002, Partikel-forurening fra industri og trafik i Esbjerg: Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, Danmark.

Hertel, O., Palmgren, F., Jensen, S.S., Wåhlin, P. og Hvidberg, M., 2003, Partikulær luftforurening. *Miljø og Sundhed*, 9. årgang, supplement nr. 2., side 7-23. Udgivet af Indenrigs- og Sundhedsministeriets Miljømedicinske Forskningscenter.

Illerup, J. B., 2006, Personlig korrespondance med Jytte Illerup, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde

Illerup, J. B. og Nielsen, M., 2004, Improved PM Emissions Inventory for Residential Wood Combustion. Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop, Lago Maggiore, Italy 18 October 2004.

Jeppesen, Ole, 2005, Udskrift fra Vindinges skorstensfejers kunderegister med tilhørende forklaring af tal.

Johansson, C., Hedberg, E., Olivares, G., Gidhagen, L. K. H., og Ideqvist, U., 2004a, Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter, Del I. Lycksele: ITM, Sverige.

Johansson, L., Leckner, B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin, C., og Potter, A., 2004b, Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets: *Atmospheric Environment*, Vol. 38, 4183-4195.

Johansson, C., Hansson, H.C., Ström, J., Hedberg, E., Olivares, G. et al 2004c, Den småskaliga vedeldningens betydelse för luftkvaliteten i Lycksele och Växjö. ITM, Sverige.

Johansson, L., Tullin, C., Leckner, B., og Sjøvall, P., 2003, Particle emissions from biomass combustion in small combustors: *Biomass and Bioenergy*, 25, 435-446.

Jordan, T. B. og Seen, A. J., 2005, Effect of airflow setting on the organic composition of woodheater emissions: *Environmental Science and Technology*, 39, 3601-3610.

Kappos, A. D., Bruckmann, P., Eikmann, T., Englert, N., Heinrich, U., Höppe, P., Koch, E., Krause, G. H. M., Kreyling, W. G., Rauchfuss, K., Rombout, P., Schulz-Klemp, V., Thiel, W. R., og Wichmann, H. E., 2004, Health effects of particles in ambient air: *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207, 399-407.

Kjällstrand, J. og Olsson, M., 2003, Chimney emissions from small-scale burning of pellets and fuelwood - examples referring to different combustion appliances: *Biomass and Bioenergy*, 27, 557-561.

Kossmann, M. og Sturman, A., 2006, The surface wind field during winter smog nights in Christchurch and coastal Canterbury, New Zealand: *International Journal of Climatology*, 24, 93-108.

Kousa, A., Kukkonen, J., Karppinen, A., Aarnio, P., og Koskentalo, T., 2002, A model for evaluating the population exposure to ambient air pollution in an urban area: *Atmospheric Environment*, 36, 2109-2119.

Krivácsy, Z., Blazsó, M., og Shooter, D., 2005, Primary organic pollutants in New Zealand urban aerosol in winter during high PM10 episodes: *Environmental Pollution*, 139, 195-205.

Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., og Chanel, O. e. al., 2000, Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment: *The Lancet*, 356, 801.

Lab Facility, 2006, Mineral Insulated Thermocouple, <http://www.labfacility.co.uk>

Laden, F., Neas, L. M., Dockery, D. W., og Schwartz, J., 2000, Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities: *Environmental Health Perspectives*, 108, 941-947.

Larson, T. V. og Koenig, J. Q., 1994, Wood smoke: emissions and noncancer respiratory effects: *Annual Review of Public health*, 15, 133-156.

Laupsa, H., Tønnesen, D., Krognæs, T., Bruno, M., og Walker, S., 2003, Rikets Miljøtilstand 2003: NILU, Norge.

Marcazzan, G. M., Valli, G., og Vecchi, R., 2002, Factors influencing mass concentration and chemical composition of fine aerosols during a PM high pollution episode: *The Science of the Total Environment*, 298, 65-79.

McDonald, J. D., Zielinska, B., Fujita, E. M., Sagebiel, J. C., Chow, J. C., og Watson, J. G., 2000, Fine particles and gaseous emission rates from residential wood combustion: *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, 2080-2091.

McKendry, I., Sturman, A., og Vergeiner, J., 2004, Vertical profiles of particulate matter size distributions during winter domestic burning in Christchurch, New Zealand: *Atmospheric Environment Australasia*, 38, 4805-4813.

Naeher, L. P., Smith, K. R., Brauer, M., Chowdhury, Z., Simpson, C., og Koenig, J. Q. e. al., 2005, Critical review of the health effects of wood smoke: Canada.

Oke, T.R., 1987, *Boundary Layer Climates*. University Press, Cambridge, U.K.

Olesen, H. R., 2004, Using the OML meteorological preprocessor - a practical guide. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet.

Olesen, H. R. og Brown, N., 1996, *The OML Meteorological Preprocessor*, 2. edition: Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.

Olesen, H. R., Løfstrøm, P. og Berkowicz, R., 2006. Personlig korrespondance med OML-Multis udviklere på Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.

Olesen, H. R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., og Jensen, A. B., 1992, An improved dispersion model for regulatory use - The OML model: Plenum Press, New York.

Palmgren, F., Glasius, M., Wählin, P., Ketzel, M., Berkowicz, R., Jensen, S. S., et al., 2005, Luftforurening med partikler i Danmark: Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Pope, C. A. 3., Burnett, R. T., Thun, M. J., Chow, J. C., Krewski, D., Ito, K., og Thurston, G. D., 2002, Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution: *The Journal of the American Medical Association*, 287, 1132-1141.

Raaschou-Nielsen, O., Palmgren, F., Jensen, S. S., Wåhlin, P., Berkowicz, R., og Hertel, O. e. al., 2002, Helbredseffekter af partikulær luftforurening i Danmark - et forsøg på kvantificering: Ugeskrift for læger, 34, 3949-3963.

Rupprecht & Patashnick Co., 2001, Service manual, TEOM series 1400a, Ambient Particulate (PM10) Monitor: Albany, USA.

Schleicher, O., 2006, Telefonisk korrespondance med Ole Schleicher, Force Technologies, Danmark.

Schwartz, J., Dockery, D. W., og Neas, L. M., 1996, Is daily mortality associated specifically with fine particles?: The Journal of the Air and waste management Association, 46, 927-939.

Schwartz, J., Norris, G., Larson, T. S. L., Claiborne, C., og Koenig, J., 1999, Episodes of high coarse particle concentrations are not associated with increased mortality: Environmental Health Perspectives, 107, 339-342.

Seinfeld, J.H. and Pandis, S., 1998, Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. Wiley and Sons, Inc., USA

Sternhufvud, C., Karvosenoja, N., Illerup, J., Kindbom, K., Lükewille, A., Johansson, M., og Jensen, D., 2004, Particulate matter emissions and abatement options in residential wood burning in the Nordic countries: Nordic Council, København.

Torp, C. og Larssen, S., 1996, Modelling population exposure to air pollution near the road network of Norway, and the effects of measures to reduce the exposure: The Science of the Total Environment, 189/190, 35-40.

TSI Incorporated, 2004, Model 3007 Hand-held Condensation Particle Counter: U.S.A.

Tyson, P.D. og Preston-Whyte, R.A., 2000, The Weather and Climate of Southern Africa. Oxford university Press, South Africa

Wang, H. og Shooter, D., 2001, Water soluble ions of atmospheric aerosols in three New Zealand cities: seasonal changes and sources: Atmospheric Environment Australasia, 35, 6031-6040.

Watson, J. G. og Chow, J. C., 2002, A wintertime PM_{2,5} episode at the Fresno, CA, supersite: Atmospheric Environment, Vol. 36, 465-475.

World Health Organization, 2006, Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. WHO Europe.

Wåhlin, P., 2006, Personlig korrespondance med Seniorforsker Peter Wåhlin, Danmarks Miljøundersøgelser i Roskilde, september 2006.

Wåhlin, P. og Palmgren, F., 2004, Partikler i luften i København: Miljøkontrollen, Københavns Kommune.

Wåhlin, P., Palmgren, F., og Glasius, M., 2004, Luftbårne partikler og sundhed - Hvilke partikler?: Miljø og sundhed, 24, 3-10.

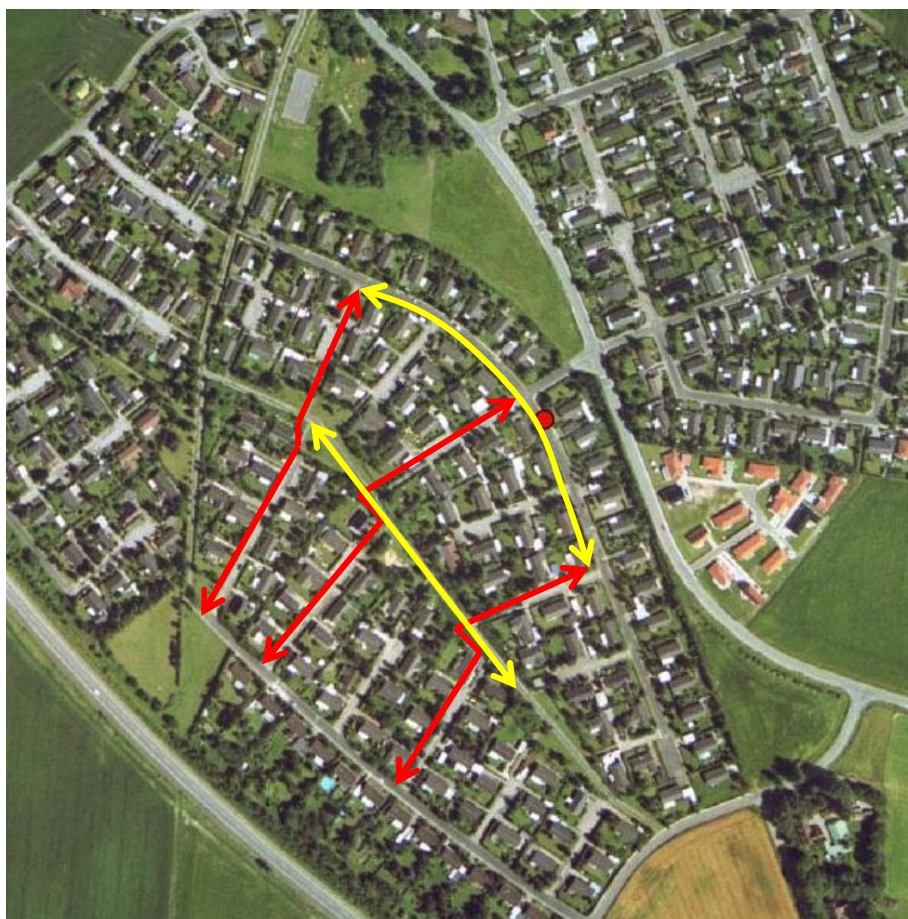
Appendiks 1: CPC-målinger

Ruter

Pilene på de to billeder viser, hvilke ruter der blev fulgt i henholdsvis Gundsømagle (Figur A.1.1) og Vindinge (Figur A.1.2) under målingerne med CPC-monitoren (afsnit 4.3.2).



Figur A.1.1: Ruten i Gundsømagle, hvor variationen i partikel-koncentration blev målt

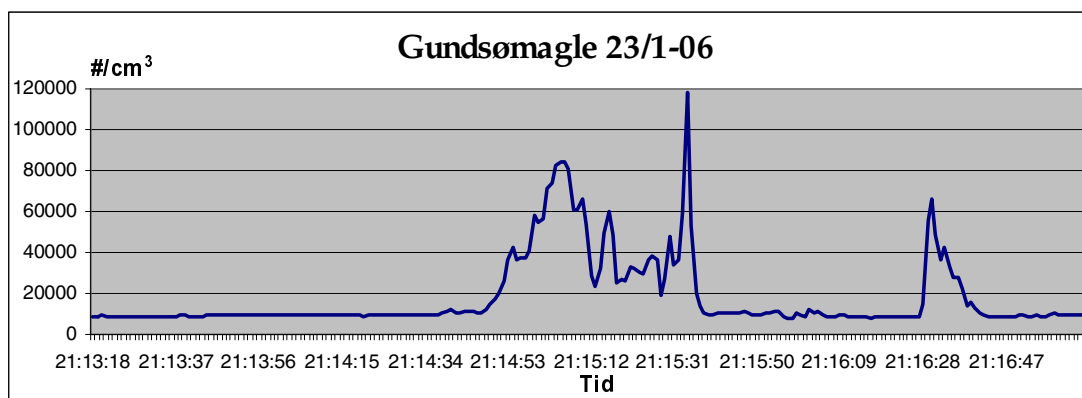


Figur A.1.2: Ruterne i Vindinge, hvor variationen i partikel-koncentration blev målt

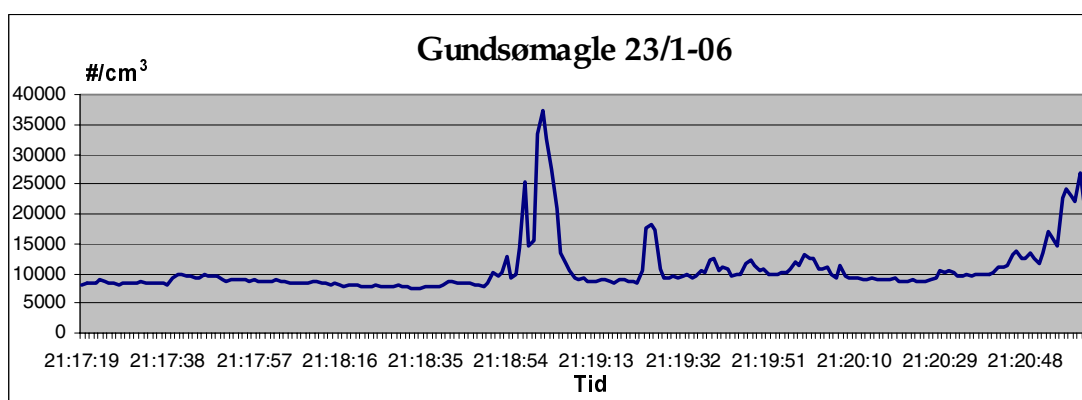
Resultater

Resultater fra målingerne er beskrevet i afsnit 5.4, men dér er kun medtaget eksempler på resultaterne, som viser en karakteristisk variation. Her følger samtlige resultater i form af koncentrationsplots fra transport af CPC'en langs ruterne angivet på figur A.1.1 og A.1.2. Figurerne viser variationen langs ruterne i totalt partikelantal per cm^3 . Bemærk at de fleste figurer har samme skala (0-40.000), men nogle går væsentligt højere op.

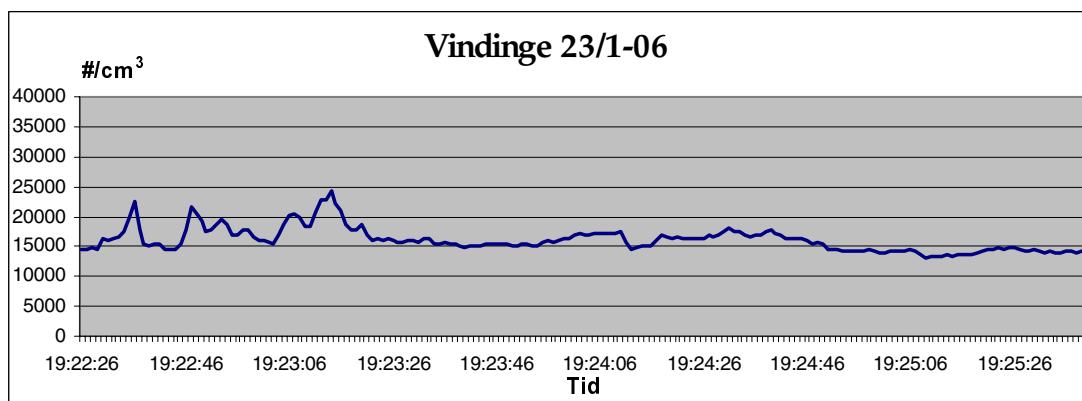
Målinger 23/1 2006



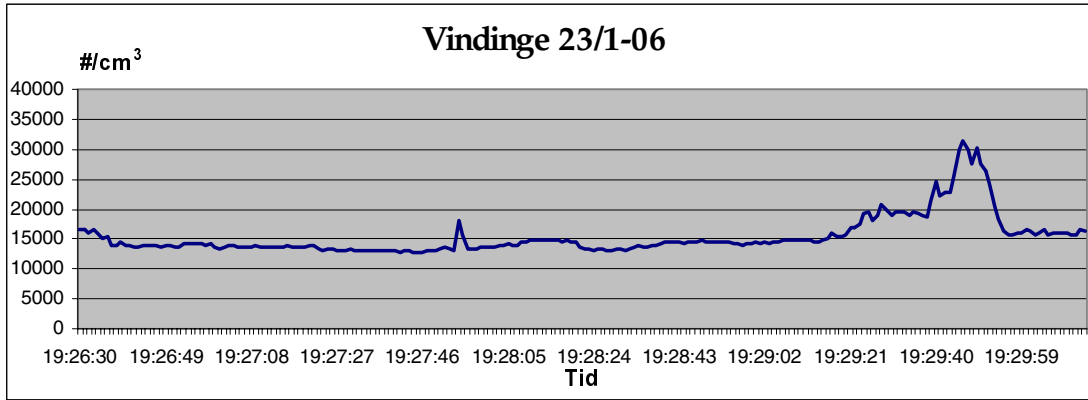
Figur A.1.3: Transport af CPC'en mod uret langs ruten på Figur A.1.2. Bemærk skala!



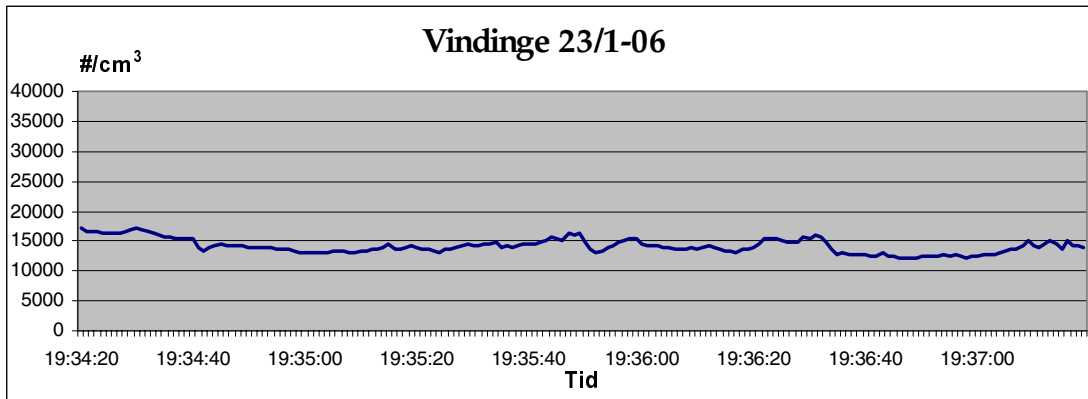
Figur A.1.4: Transport af CPC'en mod uret langs ruten på Figur A.1.2



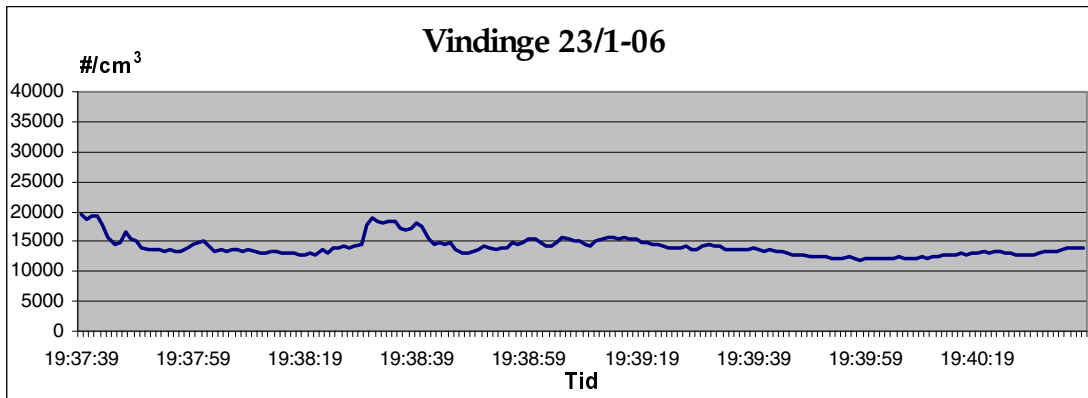
Figur A.1.5: Transport af CPC'en fra NØ mod SV langs midterste røde rute på Figur A.1.1.



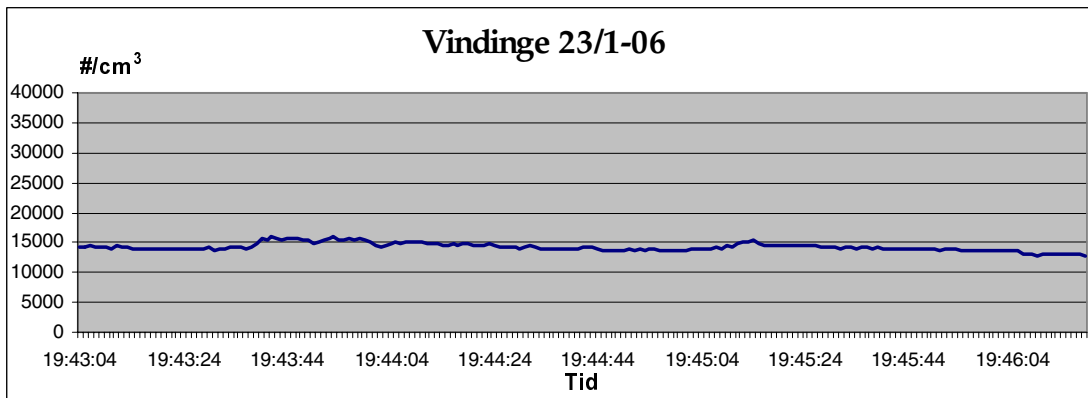
Figur A.1.6: Transport af CPC'en fra SV mod NØ langs midterste røde rute på Figur A.1.1.



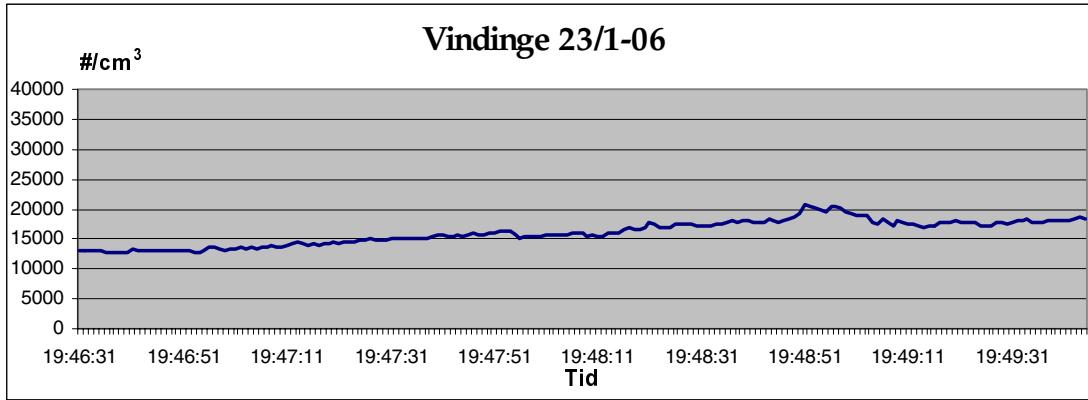
Figur A.1.7: Transport af CPC'en fra NØ mod SV langs nederste røde rute på Figur A.1.1.



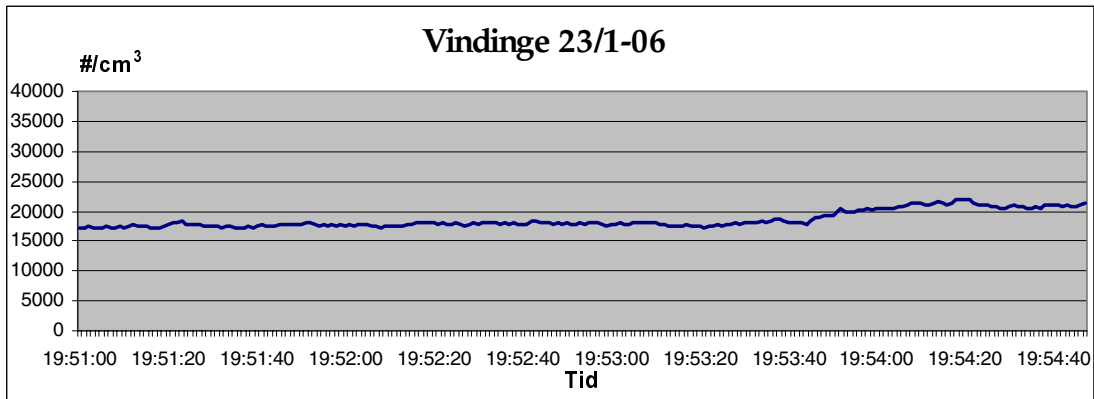
Figur A.1.8: Transport af CPC'en fra SV mod NØ langs nederste røde rute på Figur A.1.1.



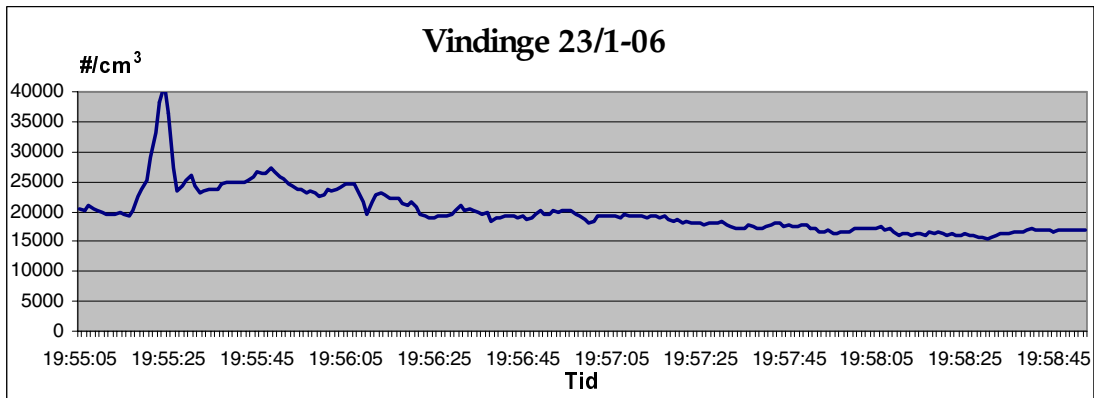
Figur A.1.9: Transport af CPC'en fra SØ mod NV langs nederste gule rute på Figur A.1.1.



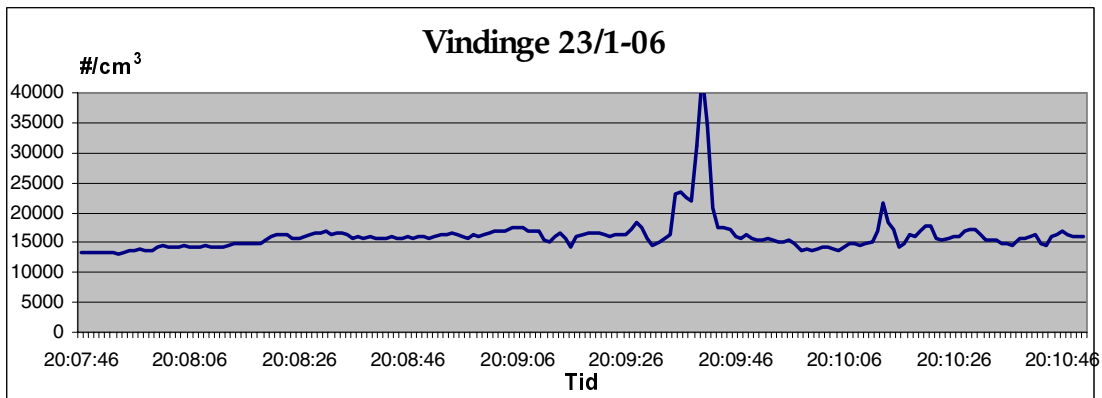
Figur A.1.10: Transport af CPC'en fra NV mod SØ langs nederste gule rute på Figur A.1.1.



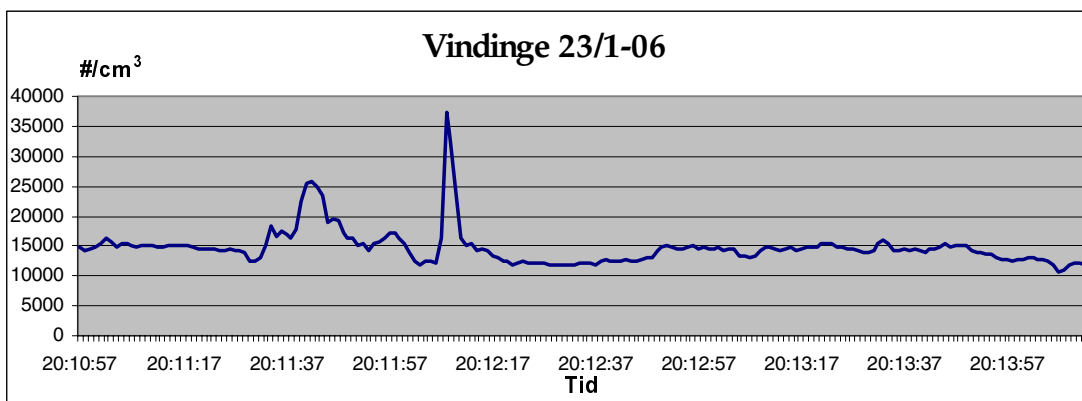
Figur A.1.11: Transport af CPC'en fra SØ mod NV langs øverste gule rute på Figur A.1.1.



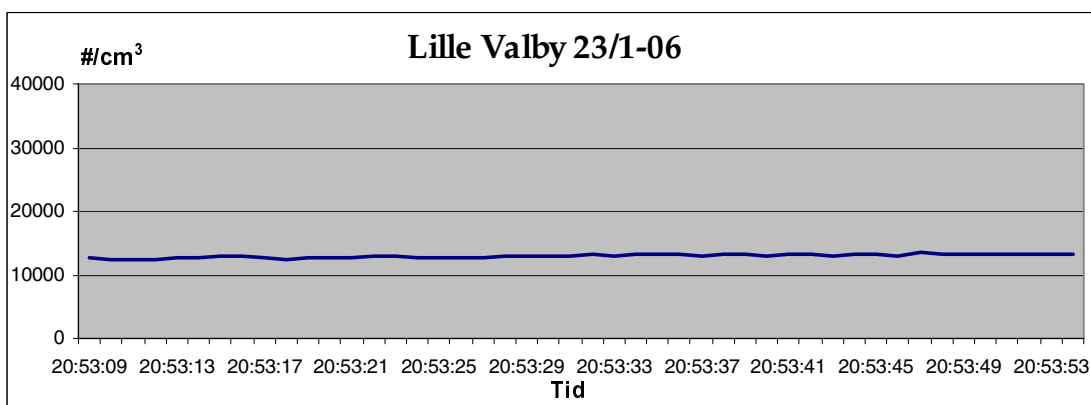
Figur A.1.12: Transport af CPC'en fra SØ mod NV langs øverste gule rute på Figur A.1.1.



Figur A.1.13: Transport af CPC'en fra NØ mod SV langs øverste røde rute på Figur A.1.1.

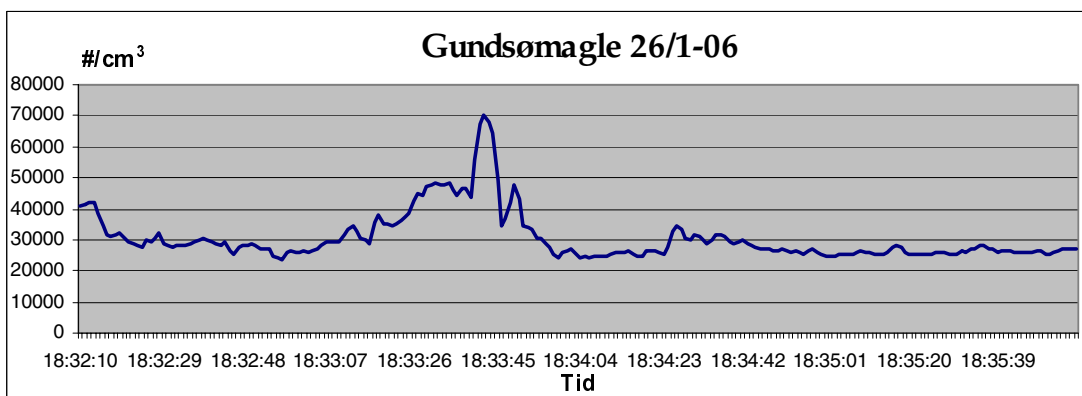


Figur A.1.14: Transport af CPC'en fra SV mod NØ langs øverste røde rute på Figur A.1.1.

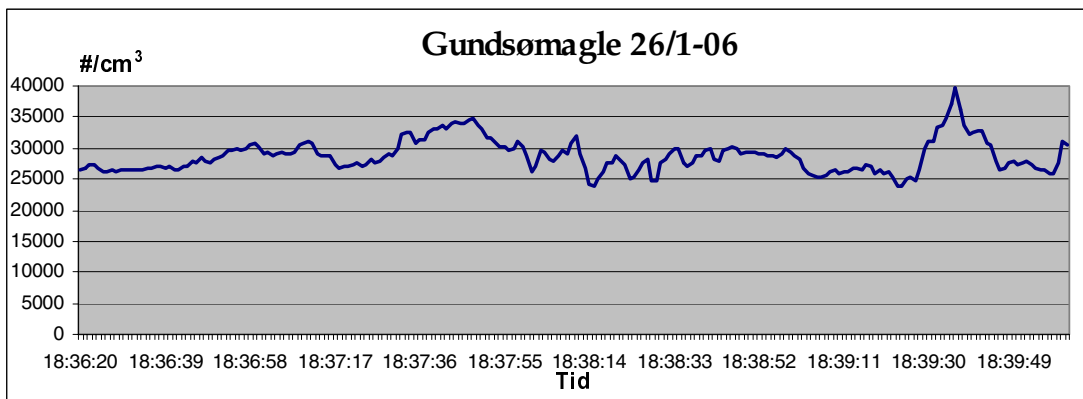


Figur A.1.15: Baggrundsmåling fra Lille Valby.

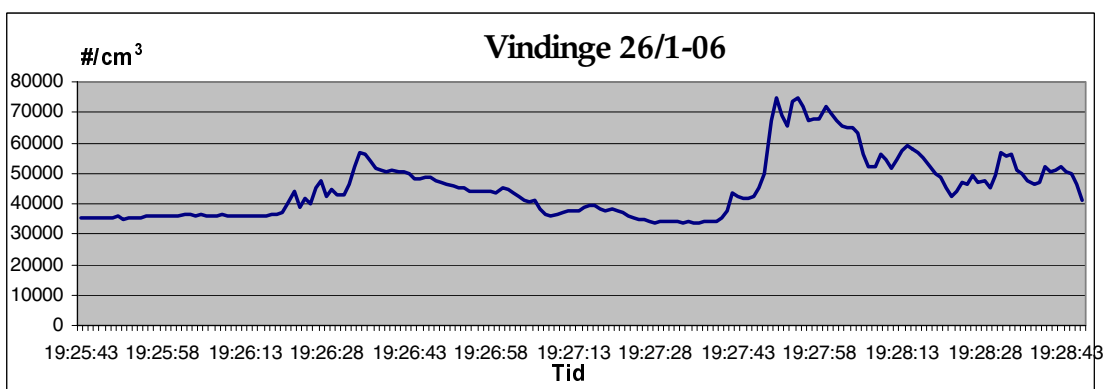
Målinger 26/1 2006



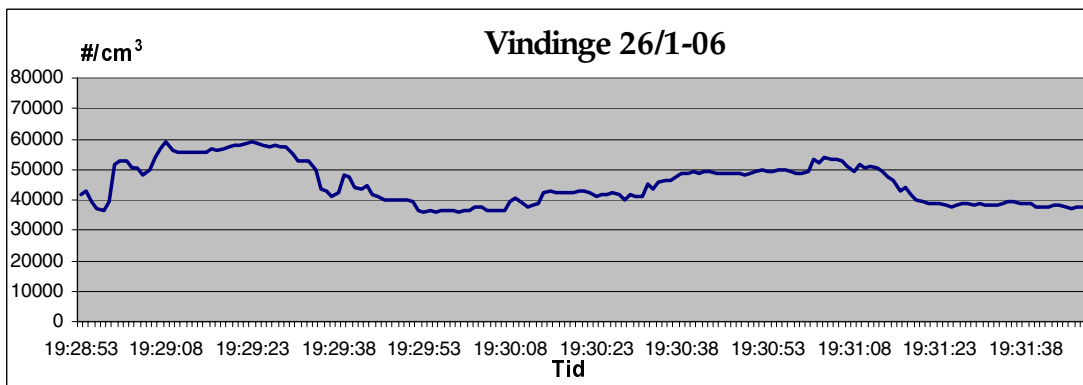
Figur A.1.16: Transport af CPC'en mod uret langs ruten på Figur A.1.2. Bemærk skala!



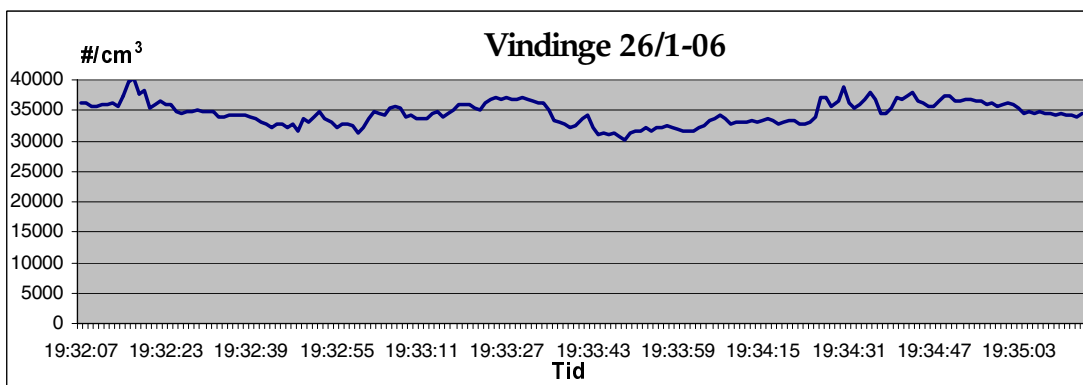
Figur A.1.17: Transport af CPC'en mod uret langs ruten på Figur A.1.2.



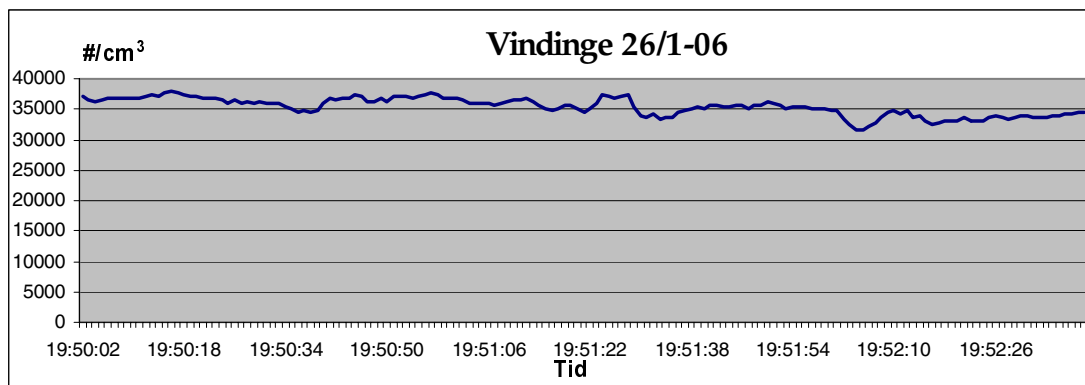
Figur A.1.18: Fra NØ mod SV langs øverste røde rute på Figur A.1.1 Bemærk skala



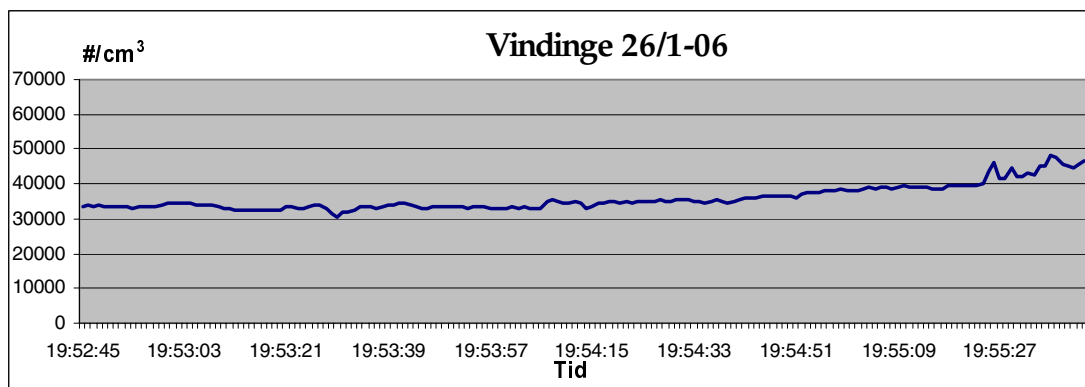
Figur A.1.19: Fra SV mod NØ langs øverste røde rute på Figur A.1.1 Bemærk skala



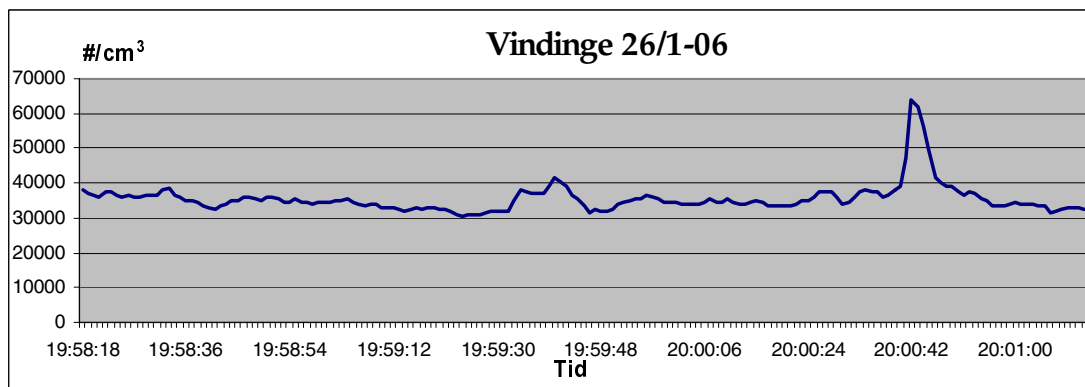
Figur A.1.20: Fra NV mod SØ langs øverste gule rute på Figur A.1.1



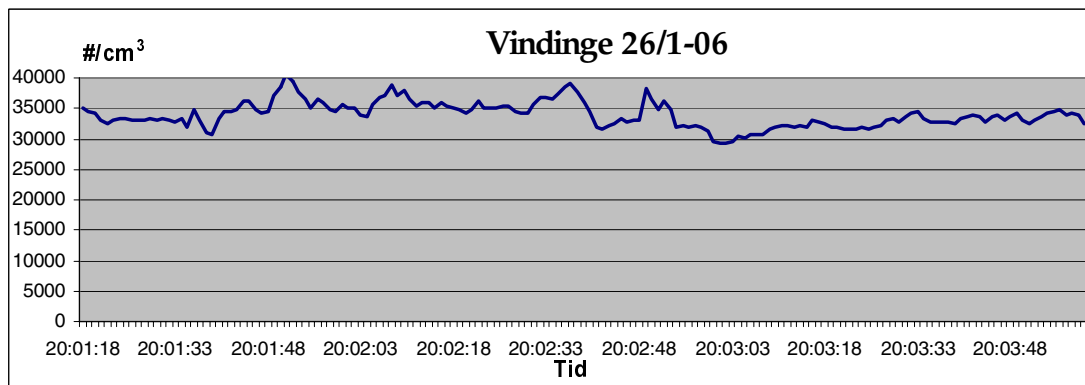
Figur A.1.21: Fra NV mod SØ langs nederste gule rute på Figur A.1.1



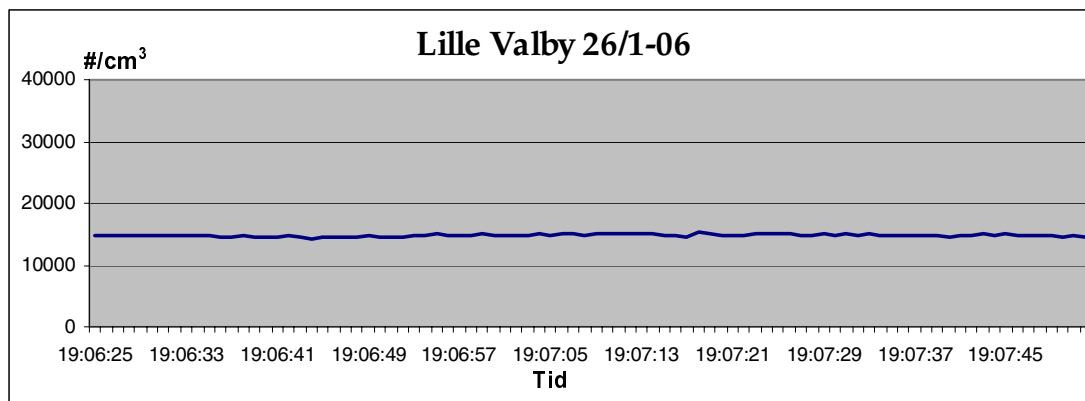
Figur A.1.22: Fra SØ mod NV langs nederste gule rute på Figur A.1.1 Bemærk skala



Figur A.1.23: Fra NØ mod SV langs midterste røde rute på Figur A.1.1 Bemærk skala



Figur A.1.24: Fra SV mod NØ langs midterste røde rute på Figur A.1.1



Figur A.1.25: Baggrundsmåling fra Lille Valby.

Appendiks 2: Spørgeskema

Følgende skema blev afleveret til de borgere i området, som ifølge skorstensfejerregisteret burde have en brændeovn. Skemaet var, som det ses, designet til en længere målekampagne, end der blev udført.

Adresse: _____			
Dato	Fyrings-perioder		
	Morgen (5-11)	Dag (11-16)	Aften (16-24)
Mandag 14/2			
Tirsdag 15/2			
Onsdag 16/2			
Tordag 17/2			
Fredag 18/2			
Lørdag 19/2			
Søndag 20/2			
Mandag 21/2			
Tirsdag 22/2			
Onsdag 23/2			
Torsdag 24/2			
Fredag 25/2			
Lørdag 26/2			
Søndag 27/2			
Mandag 28/2			
Tirsdag 1/3			
Onsdag 2/3			
Torsdag 3/3			
Fredag 4/3			
Lørdag 5/3			
Søndag 6/3			
Mandag 7/3			
Tirsdag 8/3			
Onsdag 9/3			
Torsdag 10/3			
Fredag 11/3			
Lørdag 12/3			
Søndag 13/3			
Mandag 14/3			
Tirsdag 15/3			
Onsdag 16/3			
Torsdag 17/3			
Fredag 18/3			
Lørdag 19/3			
Søndag 20/3			
Mandag 21/3			
Tirsdag 22/3			
Onsdag 23/3			
Torsdag 24/3			
Dato	Fyrings-perioder		
	Morgen (5-11)	Dag (11-16)	Aften (16-24)
Fredag 25/3			
Lørdag 26/3			
Søndag 27/3			
Mandag 28/3			
Tirsdag 29/3			
Onsdag 30/3			
Tordag 31/3			
Fredag 1/4			
Lørdag 2/4			
Søndag 3/4			
Mandag 4/4			
Tirsdag 5/4			
Onsdag 6/4			
Torsdag 7/4			
Fredag 8/4			
Lørdag 9/4			
Søndag 10/4			
Mandag 11/4			
Tirsdag 12/4			
Onsdag 13/4			
Torsdag 14/4			
Fredag 15/4			
Lørdag 16/4			
Søndag 17/4			
Mandag 18/4			
Tirsdag 19/4			
Onsdag 20/4			
Torsdag 21/4			
Fredag 22/4			
Lørdag 23/4			
Søndag 24/4			
Mandag 25/4			
Tirsdag 26/4			
Onsdag 27/4			
Torsdag 28/4			
Fredag 29/4			
Lørdag 30/4			
Søndag 1/5			
Ovntype:	Pejs		
	Ovn (angiv venligst alder)		
	Model		
Brændselstype:	Brænde		
	Briketter		
	Andet (specificer gerne)		

Appendiks 3: OML-Multi inputfiler

ZMIX-fil

DATE	HR	AL	DD	DL	HSTAR	SZI	SZLID	SZMIX	TT	UST	WST	ZI	ZLD	ZMIX	ZO	ER	SEV	SOL	FF	HF
50224	1	427,5	59.	2.	-1.013	-99.999	-99.999	0.1666	274.5	0.533	0.000	-1.	-1.	1106.	0.030	0	0	-43.5	9.0	-36.8
50224	2	434,5	57.	2.	-0.997	-99.999	-99.999	0.1666	274.5	0.533	0.000	-1.	-1.	1106.	0.030	0	0	-40.4	9.0	-36.2
50224	3	441,6	54.	4.	-0.981	-99.999	-99.999	0.1666	274.6	0.533	0.000	-1.	-1.	1106.	0.030	0	0	-35.0	9.0	-35.6
50224	4	440,9	62.	7.	-0.982	-99.999	-99.999	0.1666	274.7	0.533	0.000	-1.	-1.	1106.	0.030	0	0	-27.9	9.0	-35.7
50224	5	458,5	68.	4.	-0.944	-99.999	-99.999	0.1666	274.7	0.533	0.000	-1.	-1.	1106.	0.030	0	0	-19.9	9.0	-34.3
50224	6	482,8	70.	2.	-0.902	-99.999	-99.999	0.1666	274.7	0.534	0.000	-1.	-1.	1108.	0.030	0	0	-11.5	9.0	-32.8
50224	7	361,3	73.	3.	-0.832	-99.999	-99.999	0.1663	274.7	0.472	0.000	-1.	-1.	980.	0.030	0	0	-3.2	8.0	-30.2
50224	8	250,6	76.	4.	-0.781	-99.999	-99.999	0.1661	274.9	0.409	0.000	-1.	-1.	849.	0.030	0	0	4.8	7.0	-28.4
50224	9	267,1	81.	2.	-0.733	-99.999	-99.999	0.1661	275.1	0.409	0.000	-1.	-1.	849.	0.030	0	0	12.0	7.0	-26.6
50224	10	364,2	80.	2.	-0.348	-99.999	-99.999	0.1659	274.9	0.354	0.000	-1.	-1.	735.	0.030	0	0	18.0	6.0	-12.7
50224	11	554,3	85.	2.	-0.233	-99.999	-99.999	0.1659	274.7	0.356	0.000	-1.	-1.	739.	0.030	1	0	22.2	6.0	-8.5
50224	12	1172	81.	2.	-0.065	-99.999	-99.999	0.1658	274.7	0.299	0.000	-1.	-1.	621.	0.030	1	0	24.4	5.0	-2.4
50224	13	9998	85.	2.	-0.003	-99.999	-99.999	0.1660	274.8	0.363	0.000	-1.	-1.	753.	0.030	51	0	24.2	6.0	-0.1
50224	14	1744	80.	4.	-0.077	-99.999	-99.999	0.1660	274.6	0.360	0.000	-1.	-1.	747.	0.030	0	0	21.6	6.0	-2.8
50224	15	1243	77.	4.	-0.169	-99.999	-99.999	0.1662	274.4	0.419	0.000	-1.	-1.	870.	0.030	0	0	17.1	7.0	-6.2
50224	16	633	72.	10.	-0.206	-99.999	-99.999	0.1660	274.5	0.357	0.000	-1.	-1.	741.	0.030	0	0	10.9	6.0	-7.5
50224	17	121,8	58.	12.	-0.532	-99.999	-99.999	0.1657	274.6	0.283	0.000	-1.	-1.	587.	0.030	0	0	3.5	5.0	-19.3
50224	18	45,11	48.	5.	-0.546	-99.999	-99.999	0.1654	274.4	0.205	0.000	-1.	-1.	425.	0.030	0	0	-4.6	4.0	-19.9
50224	19	94,06	56.	6.	-0.653	-99.999	0.7018	0.0933	274.3	0.278	0.000	-1.	901.	577.	0.030	0	0	-13.0	5.0	-23.7
50224	20	45,24	59.	4.	-0.545	-99.999	0.7018	0.0931	274.2	0.205	0.000	-1.	901.	425.	0.030	0	0	-21.3	4.0	-19.8
50224	21	46,05	64.	12.	-0.543	-99.999	0.7018	0.0931	274.0	0.206	0.000	-1.	901.	428.	0.030	0	0	-29.2	4.0	-19.7
50224	22	18,34	39.	18.	-0.320	-99.999	0.7018	0.0929	273.6	0.127	0.000	-1.	901.	264.	0.030	0	0	-36.0	3.0	-11.6
50224	23	18,34	29.	18.	-0.320	-99.999	0.7018	0.0929	273.6	0.127	0.000	-1.	901.	264.	0.030	0	0	-41.1	3.0	-11.6
50224	24	0,7	3.	18.	-0.147	-99.999	0.7018	0.0927	273.5	0.033	0.000	-1.	901.	150.	0.030	0	0	-43.8	2.0	-5.3
50225	1	66,54	40.	18.	-0.433	-99.999	0.9033	0.0931	274.0	0.216	0.000	-1.	887.	448.	0.030	0	0	-43.2	4.0	-15.7
50225	2	50,34	39.	4.	-0.511	-99.999	11.047	0.0931	274.2	0.208	0.000	-1.	873.	432.	0.030	0	0	-40.0	4.0	-18.6
50225	3	47,94	47.	12.	-0.529	-99.999	13.061	0.0931	274.3	0.207	0.000	-1.	859.	430.	0.030	1	0	-34.6	4.0	-19.2
50225	4	84,69	62.	8.	-0.710	-99.999	15.075	0.0933	274.4	0.276	0.000	-1.	845.	573.	0.030	0	0	-27.6	5.0	-25.8
50225	5	41,62	56.	7.	-0.575	-99.999	17.089	0.0931	274.2	0.203	0.000	-1.	831.	421.	0.030	0	0	-19.6	4.0	-20.9
50225	6	41,68	48.	8.	-0.574	-99.999	19.104	0.0931	274.1	0.203	0.000	-1.	817.	421.	0.030	0	0	-11.2	4.0	-20.9
50225	7	1,64	41.	6.	-0.206	-99.999	21.118	0.0927	273.9	0.049	0.000	-1.	803.	150.	0.030	0	0	-2.8	3.0	-7.5
50225	8	1,64	36.	4.	-0.206	-99.999	23.132	0.0927	273.8	0.049	0.000	-1.	789.	150.	0.030	0	0	5.2	3.0	-7.5
50225	9	37,25	33.	2.	-0.254	-99.999	25.146	0.0929	273.6	0.149	0.000	-1.	775.	309.	0.030	0	0	12.4	3.0	-9.2
50225	10	-85,9	32.	4.	0.232	0.0927	27.161	0.0931	273.5	0.191	0.310	128.	761.	396.	0.030	0	0	18.3	3.0	8.4
50225	11	-25,1	24.	12.	0.980	0.0932	29.175	0.0932	273.7	0.205	0.789	500.	747.	500.	0.030	0	0	22.6	3.0	35.6
50225	12	-8,46	7.	16.	1.141	31.189	31.189	31.189	274.0	0.150	0.942	733.	733.	733.	0.030	0	0	24.7	2.0	41.5
50225	13	-26,9	351.	13.	0.904	31.189	31.189	31.189	274.1	0.204	0.880	754.	733.	733.	0.030	0	0	24.5	3.0	32.9
50225	14	-10,6	341.	14.	0.861	31.189	31.189	31.189	274.0	0.147	0.869	763.	733.	733.	0.030	0	0	22.0	2.0	31.3
50225	15	-48,5	324.	8.	0.444	31.189	31.189	31.189	273.8	0.196	0.699	769.	733.	733.	0.030	0	0	17.4	3.0	16.1
50225	16	180	328.	2.	-0.082	-99.999	31.189	0.0647	273.6	0.173	0.000	-1.	733.	359.	0.030	0	0	11.2	3.0	-3.0
50225	17	93,74	325.	4.	-0.334	-99.999	31.189	0.0648	273.2	0.222	0.000	-1.	733.	461.	0.030	0	0	3.8	4.0	-12.1

Outputfilen fra den meteorologiske præprocessor kaldes ZMIX og udgør den meteorologiske inputfil til OML-Multi.

Punktkildefil

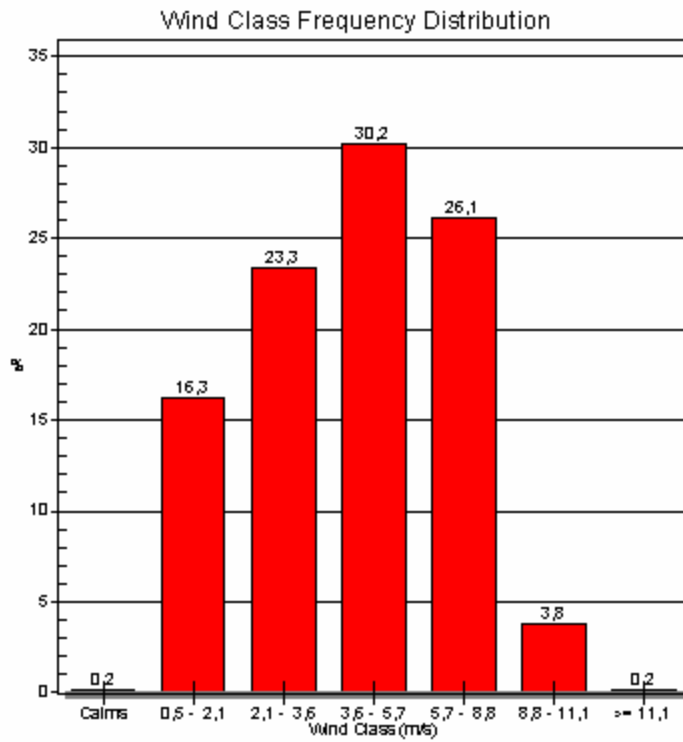
Point
sources

KVH.nr.	E	N												Mth	Day	Hour
xkoor	ykoor	zkoor	Hs	Temp	Vol	Dsi	Dso	HB_eff	PM2.5	Stof2	Stof3	1-12	1-7	1-23		
real	real	real	real	real	real	real	real	real	real	real	real	real	real	real		
m	m	m	m	K	Nm3/s	m	m	m	g/s	g/s	g/s					
3186001	697676	6168547	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186003	697676	6168526	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186004	697650	6168519	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186005	697689	6168497	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186006	697653	6168483	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186007	697692	6168480	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186008	697671	6168460	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186009	697704	6168459	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186010	697675	6168437	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186011	697717	6168442	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186012	697685	6168418	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
3186013	697727	6168426	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640001	697664	6168267	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640002	697629	6168310	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640003	697674	6168248	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640004	697611	6168329	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640005	697684	6168226	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640006	697593	6168344	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640007	697694	6168202	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640008	697571	6168358	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640009	697702	6168180	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640010	697551	6168368	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640011	697711	6168155	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640012	697526	6168380	0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				
5640013	697720		0	6	403	0.0936	0.25	0.35	5	0.01	1	1				

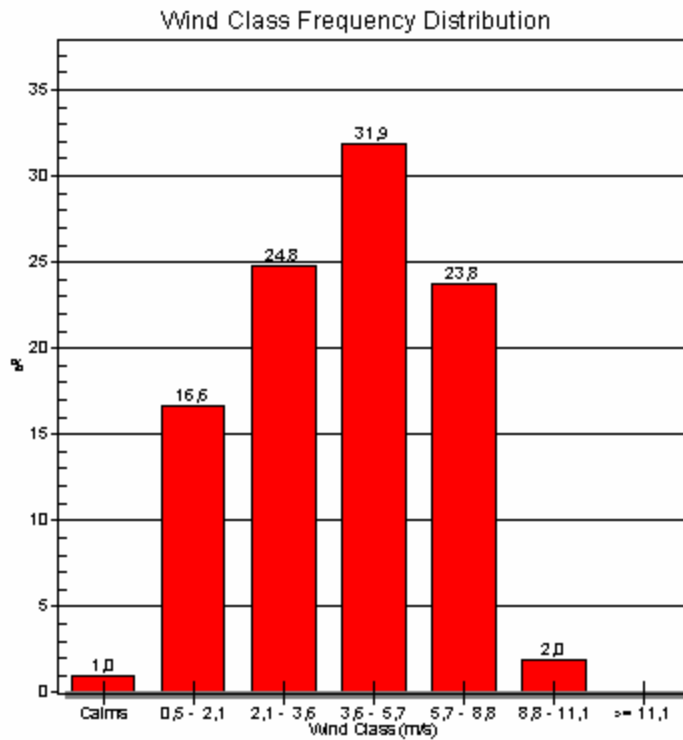
Eksempel på punktkildefil, som udgør inputdata for emission til OML-Multi. Bemærk at de sidste tre kolonner i denne illustration er en sammentrækning af 12 månedskolonner, 7 ugekolonner og 24 timekolonner.

Appendiks 4: Vindforhold

Vindhastighedsfordeling under Gundsømagle-kampagnen



Vindhastighedsfordeling under Vindinge-kampagnen



Vindhastigheder og – retninger fordelt på grupper

Gundsømagle

Directions / Wind Classes (m/s)	0,5 - 2,1	2,1 - 3,6	3,6 - 5,7	5,7 - 8,8	8,8 - 11,1	>= 11,1	Total (%)
348,75 - 11,25	1,34048	1,87688	2,68087	1,25112	0,35746	0,00000	7,50670
11,25 - 33,75	0,98302	1,07239	0,26810	0,00000	0,00000	0,00000	2,32350
33,75 - 56,25	0,71492	1,34048	0,98302	0,62556	0,00000	0,00000	3,66399
56,25 - 78,75	1,42985	0,53619	1,69794	0,06937	0,00000	0,00000	3,75335
78,75 - 101,25	0,89366	1,42985	0,53619	0,06937	0,00000	0,00000	2,94906
101,25 - 123,75	0,62556	1,07239	1,60858	0,62556	0,00000	0,00000	3,93208
123,75 - 146,25	1,34048	1,96604	2,68097	3,75335	0,26810	0,00000	10,006900
146,25 - 168,75	0,89366	2,77033	7,14924	3,30652	0,00000	0,00000	14,119700
168,75 - 191,25	0,80429	2,50223	2,14477	0,62556	0,00000	0,00000	6,07685
191,25 - 213,75	1,07239	2,14477	3,57462	4,46828	1,07239	0,00000	12,332400
213,75 - 236,25	1,07239	2,14477	2,77033	5,27256	0,98302	0,00000	12,243100
236,25 - 258,75	0,98302	1,07239	1,78731	3,57462	0,53619	0,17873	8,13226
258,75 - 281,25	1,16175	1,34048	0,62556	1,42985	0,17873	0,00000	4,73637
281,25 - 303,75	0,80429	0,80429	0,35746	0,26810	0,00000	0,00000	2,23414
303,75 - 326,25	1,51921	0,44683	0,71492	0,35746	0,00000	0,00000	3,98589
326,25 - 348,75	0,62556	0,80429	0,62556	0,35746	0,00000	0,00000	2,41287
Sub-Total	16,264500	23,324400	30,205500	26,094700	3,75335	0,17873	99,732100
Calm							0,18
Missing/incomplete							0,09
Total							100,00

Vindinge

Directions / Wind Classes (m/s)	0,5 - 2,1	2,1 - 3,6	3,6 - 5,7	5,7 - 8,8	8,8 - 11,1	>= 11,1	Total (%)
348,75 - 11,25	1,14007	4,38739	2,44300	1,14007	0,00000	0,00000	9,12052
11,25 - 33,75	1,46580	2,28013	2,28013	0,00000	0,00000	0,00000	6,02606
33,75 - 56,25	0,32573	1,46580	3,74593	0,32573	0,16287	0,00000	6,02606
56,25 - 78,75	0,65147	0,65147	3,90879	1,95440	0,48860	0,00000	7,65472
78,75 - 101,25	0,16287	0,16287	1,30293	3,25733	0,16287	0,00000	5,04866
101,25 - 123,75	0,97720	0,32573	0,16287	0,00000	0,00000	0,00000	1,46580
123,75 - 146,25	1,30293	0,48860	0,16287	0,00000	0,00000	0,00000	1,95440
146,25 - 168,75	0,32573	0,97720	1,46580	0,00000	0,00000	0,00000	2,76873
168,75 - 191,25	0,65147	0,81433	0,81433	0,00000	0,00000	0,00000	2,28013
191,25 - 213,75	0,16287	0,48860	0,81433	0,00000	0,00000	0,00000	1,46580
213,75 - 236,25	0,81433	0,48860	2,93160	1,46580	0,00000	0,00000	5,70033
236,25 - 258,75	2,28013	1,62866	3,58306	9,60912	0,00000	0,00000	17,101000
258,75 - 281,25	1,30293	1,79153	2,28013	4,23453	1,14007	0,00000	10,749200
281,25 - 303,75	0,97720	2,76873	1,14007	0,97720	0,00000	0,00000	5,86319
303,75 - 326,25	1,14007	1,30293	3,08446	0,00000	0,00000	0,00000	5,53746
326,25 - 348,75	2,93160	4,72313	1,79153	0,81433	0,00000	0,00000	10,260600
Sub-Total	16,612400	24,755700	31,921800	23,778500	1,95440	0,00000	98,861800
Calm							0,98
Missing/incomplete							0,16
Total							100,00

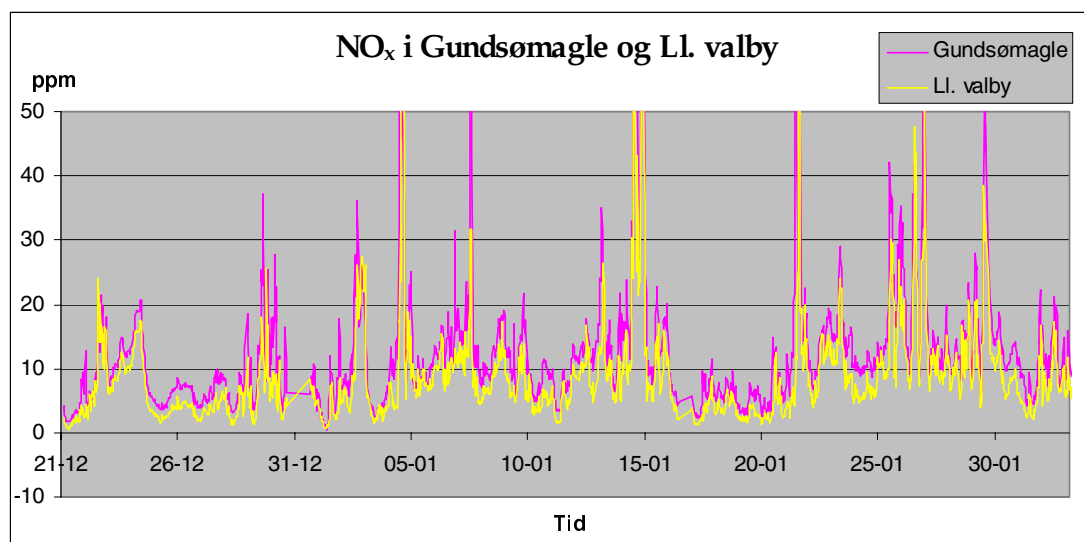
Appendiks 5: PM_{2,5}-bidrag fra lokal trafik

Som beskrevet i afsnit 1.2.2, blev PM_{2,5}-bidraget fra lokal trafik i villakvartererne som udgangspunkt antaget at være ubetydelig. Dette appendiks indeholder en undersøgelse af denne antagelses rimelighed, baseret på målinger af NO_x i områderne. Danmarks Miljøundersøgelser har gennem målinger af emissioner fra trafik fundet ud af, at der er et rimeligt konstant forhold mellem PM_{2,5} og NO_x i køretøjers udstødningssgasser. Da brænderøg samtidig er stort set fri for NO_x, kan lokaltrafikkens bidrag af PM_{2,5} udregnes vha. en simpel omregningsfaktor¹, hvis målinger af NO_x haves fra lokalområdet og en baggrundsstation. Forholdet mellem PM_{2,5} og NO_x er 0,07 µg PM_{2,5} per µg NO_x hvorfor følgende udregninger er foretaget:

$$PM_{2,5}\text{-bidrag lokal trafik} = (\text{Lokalt NO}_x - \text{Baggrund NO}_x) * 0,07$$

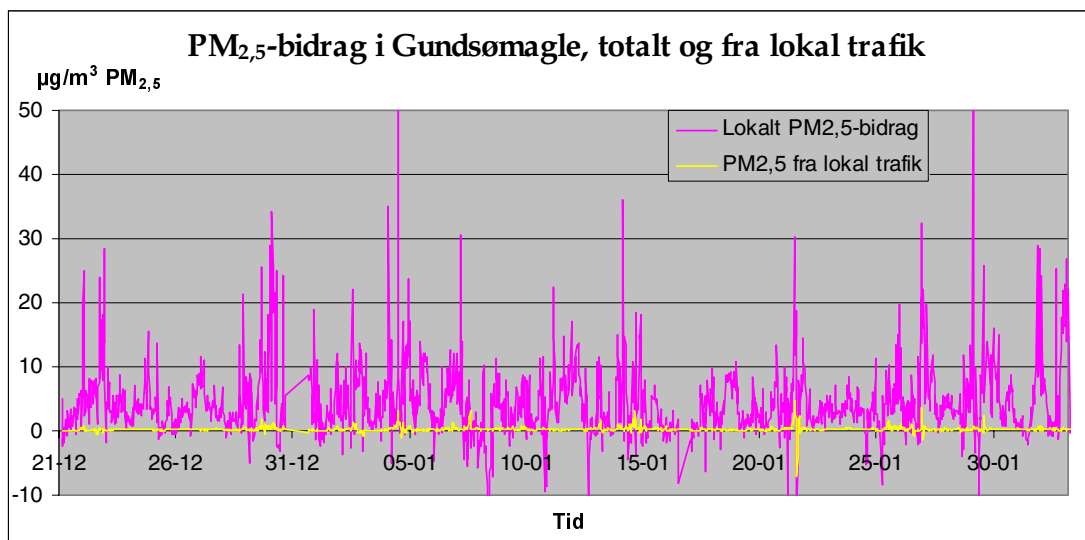
Fig A.5.1 og A.5.3 viser NO_x-målinger foretaget af DMU i henholdsvis Gundsømagle og Vindinge samt de tilhørende baggrundsmålinger i Ll. Valby. Figur A.5.2 og A.5.4 viser de udregnede lokalbidrag af PM_{2,5} (villakvartermåling fratrukket baggrund) samt de udregnede PM_{2,5}-bidrag fra lokal trafik. PM_{2,5}-bidraget fra lokal trafik er 0,25 µg/m³ i gennemsnit i både Gundsømagle og Vindinge. Set i forhold til det totale lokalbidrag svarer det til 1/18 i Gundsømagle og 1/5 i Vindinge.

Det kan altså konkluderes, at antagelsen var rimelig, idet langt den største del af lokalbidraget må stamme fra brændeovne, der er den eneste anden lokale kilde til luftforurening med PM_{2,5}.

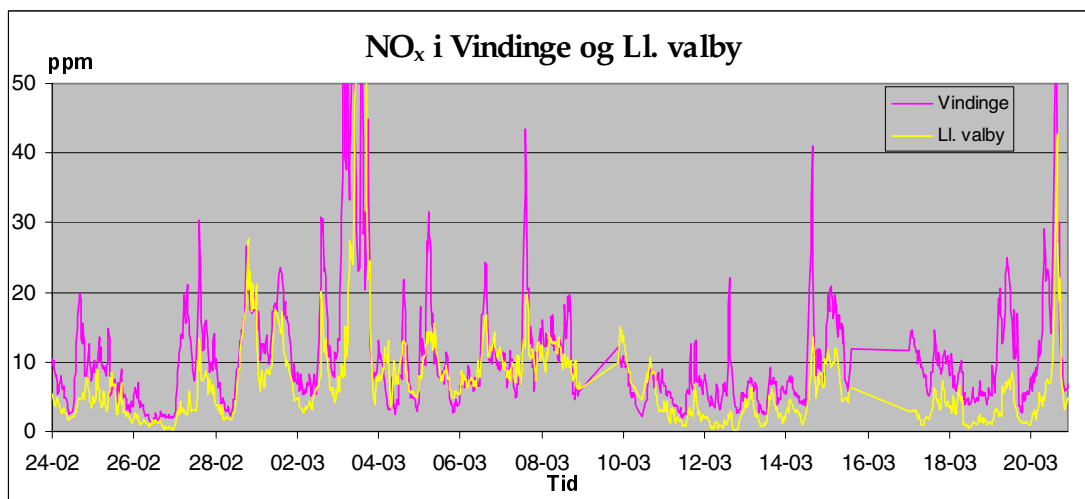


Figur A.5.1: Målinger af NO_x i Gundsømagle og Ll. Valby.

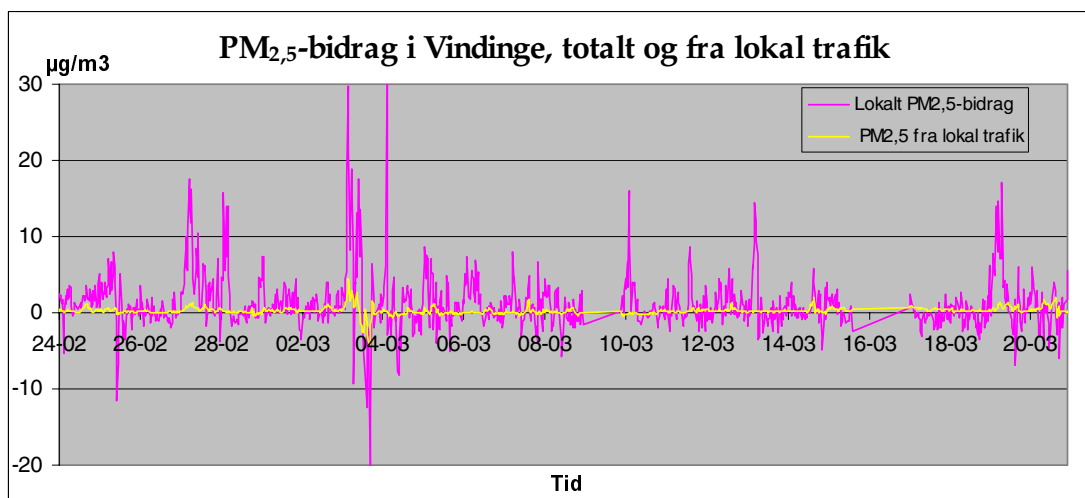
¹ Glasius, M., Ketzel, M., Wählin, P., Jensen, B., Nielsen, M., Mønster, J., Berkowicz, R., og Palmgren, F., 2006, Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark: Atmospheric Environment, 40, 7115-7124.



Figur A.5.2: Bidraget af $PM_{2,5}$ fra lokal trafik samt det totale lokal-bidrag af $PM_{2,5}$. Data for døgnnet omkring nytårsaftnen er fjernet pga. bidrag fra fyrværkeri.



Figur A.5.3: Målinger af NO_x i Vindinge og Ll. Valby. Ingen data fra d. 9/3 samt 15-17/3.



Figur A.5.4: Bidraget af $PM_{2,5}$ fra lokal trafik samt det totale lokal-bidrag af $PM_{2,5}$. De store udsving d. 3/3 skyldes sandsynligvis en luftpakke med meget høje koncentrationer, der først rammer Vindinge og lidt senere Ll. Valby.