

**Spridning av förbränningsemissioner
från småskalig bibränsleeldning**
– analys av PM2.5 data från Lycksele med
hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller

**Spridning av förbränningsemissioner
från småskalig biobränsleeldning**
– analys av PM2.5 data från Lycksele med
hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller

Gunnar Omstedt, Lars Gidhagen och Joakim Langner

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING.....	2
1. INLEDNING.....	3
2. BAKGRUND.....	4
2.1 SPRIDNINGSMODELLER	4
2.2 EMISSIONSDATA	4
2.3 METEOROLOGISKA DATA	5
2.4 HALTDATA	8
3. JÄMFÖRELSE MELLAN MODELLBERÄKNINGAR OCH MÄTDATA.....	9
4. KORREKTION AV EMISSIONER FÖR ELDNINGSAKTIVITET	13
4.1 METODER FÖR UPPSKATTNING AV ELDNINGSAKTIVITET	13
4.2 KORREKTION MED UTGÅNGSPUNKT FRÅN UTMHUSTEMPERATUREN	15
4.3 RESULTAT MED KORRIGERADE EMISSIONER.....	18
5. KÄLLBIDRAG OCH BERÄKNINGSEXEMPEL	19
6. SLUTSATSER.....	26
7. REFERENSER	26

Sammanfattning

Under ca 3 månader vintern 2001/2002 utfördes mätningar av luftkvalitet och meteorologi i Lycksele. En emissionsdatabas (EDB Tot03) för Lycksele har tidigare tagits fram (SLB-analys, 2002). Dessa data utgör grundkomponenter för den spridningsmodellering som här redovisas. Redovisningen begränsas till emissioner av förbränningspartiklar och två lokala spridningsmodeller. Arbetet har utförts med stöd från Energimyndigheten (*Projektnummer: P12658-1*) och ingår som en del i "Omgivningsklustret" i projektet "Biobränsle Hälsa och Miljö". Detaljerade studier görs i Lycksele och Växjö. Denna rapport redovisar resultat från den spridningsmeteorologiska utvärderingen av mätkampanjen i Lycksele. Arbetet syftar till att utveckla verktyg för kommunal och regional planering, vad avser luftkvalitetsaspekter av biobränsleanvändning.

Resultaten av denna undersökning kan sammanfattas på följande sätt:

- Signifikanta lokala haltbidrag, av förbränningspartiklar från vedeldning, uppmättes huvudsakligen under kalla dagar, då dygnmedeltemperaturen var under -10 grader. Antalet sådana dagar var knappt 30. Modellerna beskriver relativt väl dessa halter. Avvikelsen är störst vid Norrmalm.
- Under övrig tid var de lokala haltbidragen små. PM_{2.5} halterna var då i genomsnitt bara ca $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ högre än bakgrundshalterna, uppmätta vid Vindeln. Modellerna överskattar då halterna, troligtvis beroende på för höga emissioner orsakat av för hög eldningsaktivitet.
- Det finns ett starkt samband mellan halter och temperatur. Temperaturberoende korrektionsfunktioner har tagits fram för att beskriva eldningsaktiviteten under mätperioden.
- Modellerna överensstämmer relativt väl med alla mätdata då eldningsaktiviteten beskrivs med hjälp av dessa funktioner.
- Emissionsdatabasen (EDB Tot03) överskattar därför troligtvis emissionerna av förbränningspartiklar från småskalig vedeldning. Analysen i denna rapport uppskattar emissionerna under beräkningsperioden till ca 30-50% jämfört med de i emissionsdatabasen.
- De högsta haltbidragen av förbränningspartiklar från vedeldning i Lycksele inträffar nära utsläppen, inom några 100 meters avstånd från främst närliggande samverkande icke miljögodkända pannor.
- Kaminernas betydelse för förhöjda halter är osäkra, vilket kommer att utredas i mer detalj när nya emissionsfaktorer erhållits.

1. Inledning

Under ca 3 månader vintern 2001/2002 utfördes mätningar av luftkvalitet och meteorologi i Lycksele. Mätplatserna framgår av figur 1. En emissionsdatabas för Lycksele har tidigare tagits fram (SLB-analys, 2002). Dessa data utgör grundkomponenter för den spridningsmodellering som här redovisas. Redovisningen begränsar sig till emissioner av förbränningspartiklar och två lokala spridningsmodeller.



Figur 1. De olika mätplatserna i Lycksele. T anger den meteorologiska stationen i Tannen. F, N och C anger mätstationerna för luftkvalitet i Forsdal, Norrmalm och Centrum.

Arbetet har utförts med stöd från Energimyndigheten (Projektnummer: P12658-1) och ingår som en del i "Omgivningsklustret" i projektet "Biobränsle Hälsa och Miljö". Detaljerade studier görs i Lycksele och Växjö. Denna rapport redovisar resultat från den spridningsmeteorologiska utvärderingen av mätkampanjen i Lycksele. Under vintern 2002/2003 kommer nya mätningar göras i Växjö, som också kommer utvärderas. De modeller som redovisas här kommer bland annat att användas för att ta fram kompletta tidsserier av partikelmassa som indata till hälsostudier inom BHM. Modellerna används då för att fylla i luckor i mätdata, ge rumslig fördelning och för att förlänga tidsserierna så att de täcker hela perioden för hälsostudierna. Modellerna kommer också att kunna användas för att studera olika emissionsscenarioer. Förutom arbetet med de spridningsmodeller, som redovisas här, så arbetar SMHI inom ramen för BHM även med tester av nya modellverktyg, som kan beskriva både spridning, transformation och deposition av partiklar på lokal skala. Här testas så kallad CFD-programvara (Computational Fluid Dynamics), liksom olika metoder för att beskriva de meteorologiska variationerna i tid och rum med hög upplösning. Dessa studier är inte slutförda och kommer att rapporteras senare i projektet.

BHM som helhet syftar till att utveckla verktyg för kommunal och regional planering vad avser luftkvalitetsaspekter av biobränsleanvändning. Information om programmet finns att läsa på adress:<http://www.itm.su.se/bhm>

Rapporten är upplagd på följande sätt: Först beskrivs grundkomponenterna för modelleringen dvs. spridningsmodeller, emissionsdata, meteorologiska data och haltdata. Därefter jämförs modellberäkningar och mätdata. Vid denna jämförelse framgår att emissionsdata behövs korrigeras så att eldningsaktiviteten under mätperioden beskrivs bättre än vad som görs i emissionsdatabasen. Detta diskuteras i avsnitt 4. I avsnitt 5 diskuteras hur olika källor bidrar till uppmätta halter och en del beräkningsexempel presenteras. Avslutningsvis presenteras slutsatser från arbetet.

2. Bakgrund

2.1 Spridningsmodeller

Två lokala s.k. Gaussiska spridningsmodeller används i denna rapport. Modellerna är Airviro och Dispersion. Den första fungerar på arbetsstation och den andra i PC-miljö. Modellerna finns beskrivna i Vägverkets katalog för spridningsmodeller:

http://www.vv.se/publ_blank/bokhylla/miljo/handbok/Appendix3/AP3.htm

Vi har i detta arbete valt dessa modeller främst för att:

1. De passar väl de data som tas fram i projektet, såväl emissionsdata, meteorologiska data samt uppmätta halter.
2. Modellerna används idag i flera svenska kommuner.

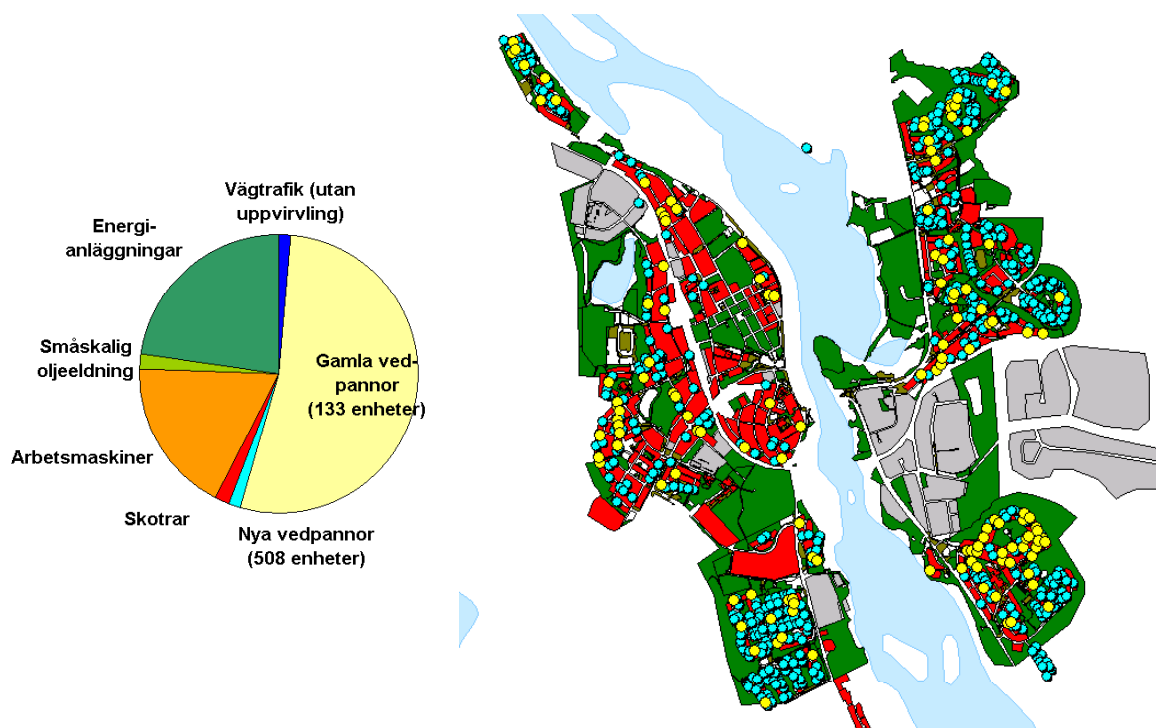
Den Gaussiska plymmodellen beskriver spridningen från en enskild källa på ett förenklat sätt med hjälp av en analytiska ekvation. Spridningen antas vara approximativt Gaussisk, dvs. normalfördelad och beror på atmosfärens turbulens. Halterna antas vara omvänt proportionella mot vindhastigheten. Transporten av föroreningarna sker rätlinjigt i medelvindens riktning. Plymlyft och aerodynamiska spridningseffekter runt byggnader inkluderas ofta i modellerna. Ekvationen generaliseras för att också gälla yt- och linjekällor. Med hjälp av meteorologiska data görs, för varje källa, beräkningar timme för timme. Haltbidragen från varje enskild källa adderas.

Med hjälp av dessa enkla principer kan spridningen av luftföroreningar från komplicerade emissionsstrukturer beskrivas. Modellen är framförallt giltig nära utsläppskällorna, där de högsta halterna från enskilda källor ofta inträffar. På större avstånd är giltigheten sämre. Då blir rumsliga variationer i meteorologi, depositionsprocesser och atmosfärskemi viktiga.

2.2 Emissionsdata

Emissionsdata för Lycksele kommun har tagits fram av SLB-analys (2002). I den senaste emissionsdatabasen, som kallas EDB Tot03, beskrivs utsläppen från småskalig biobränsleeldning av 641 punktkällor. Av dessa är 133 äldre icke miljögodkända pannor, vilka svarar för merparten av emissionerna av förbränningspartiklar, ca 35 ton/år, övriga pannor svarar för ca 1 ton/år. I figur 2 visas lägena för dessa pannor, gult anger äldre pannor och blått övriga pannor. Andra källor för förbränningspartiklar är vägtrafiken, energianläggningar, småskalig oljeeldning, arbetsmaskiner och skotrar. Den totala emissionen av förbrännings-

partiklar uppskattas till ca 66 ton/år. Uppvirvlade partiklar från vägtrafiken har då inte inkluderats. Fördelningen mellan olika källtyper visas också i figur 2. När denna rapport skrivs är kaminernas betydelse för emissionerna osäkra, vilket kommer att utredas i mer detalj när nya emissionsdata erhållits (HC Hansson m.fl., 2002).



Figur 2. Emissioner av förbränningspartiklar i Lycksele enligt emissionsdatabasen EDB Tot03. Till vänster visas fördelningen mellan olika källtyper. Till höger visas vedpannornas lägen, gula punkter anger äldre icke miljögodkända pannor och blå punkter övriga pannor.

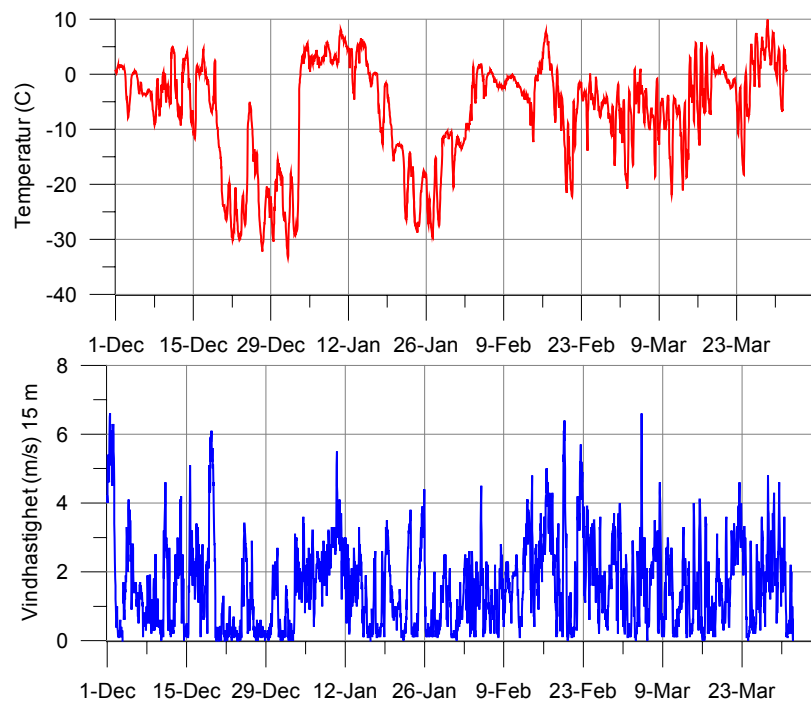
2.3 Meteorologiska data

Vid Tannens idrottsplats i Lycksele placerades meteorologiska instrument på en belysningsstolpe, se figur 3. Instrumenten sattes på två höjder, 15 respektive ca 2 meter ovan mark. På dessa nivåer placerades vindmätare (Young Windmonitor AQ) och temperaturmätare. För temperaturen utnyttjades en Pt 100 mätare på den lägre nivån och en differans-temperatursensor på den övre nivån. Fläktventilerade strålskydd utnyttjades på bägge nivåerna. Data samlades in via en datalogger och telefonmodem utnyttjades. Meteorologiska data presenterades under mätkampanjen på SMHI:s hemsida.

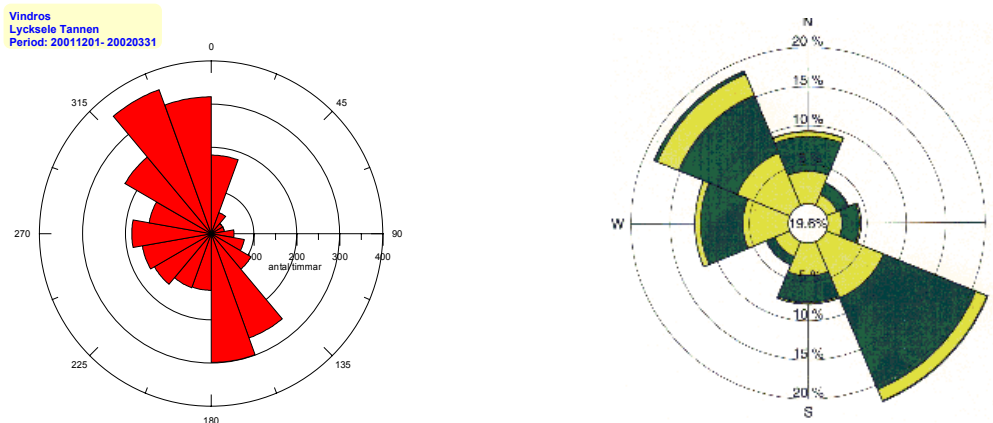
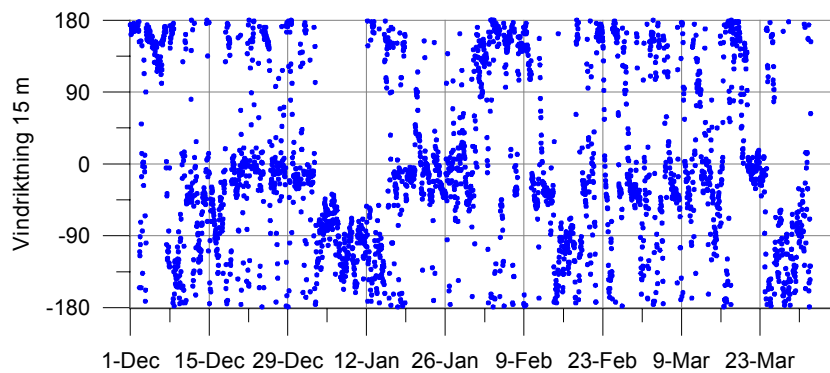


Figur 3. Den tillfälliga meteorologiska mätstationen vid Tannens idrottsplats i Lycksele.

Resultatet av de meteorologiska mätningarna presenteras översiktligt i figurerna 4 och 5. Medeltemperaturen under perioden var -6.8 grader. Det kan jämföras med den så kallade referensnormaltemperaturen i Lycksele för motsvarande period (december-mars, åren 1961-1990) på -9.8 grader. Perioden var således ca 3 grader varmare än normalt. Vindriktningsfördelningen vid Tannen visas nederst i figur 5 tillsammans med motsvarande från SMHIs automatstation vid flygplatsen i Lycksele för åren 1996-2001. Vindrosorna liknar varandra. Skillnaderna beror främst på olikheter i topografi och att data avser olika perioder.



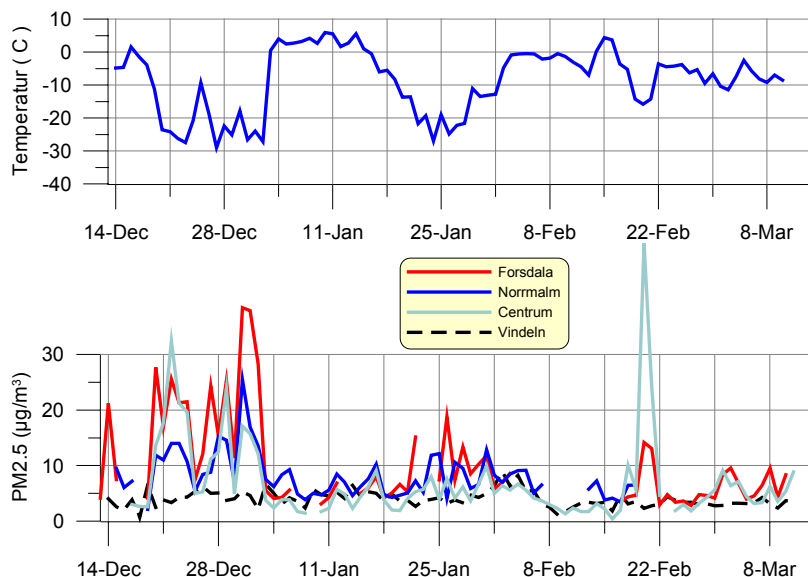
Figur 4. Temperatur och vindhastighet på den övre nivån (15m) vid Tannen.



Figur 5. Vindriktningen på den övre nivån (15m) vid Tannen, presenterad som tidserie (övre figur) och som vindros (nedre vänstra figur). Som jämförelse visas i den nedre högra figuren vindrosen vid SMHIs meteorologiska station vid flygplatsen i Lycksele åren 1996-2001.

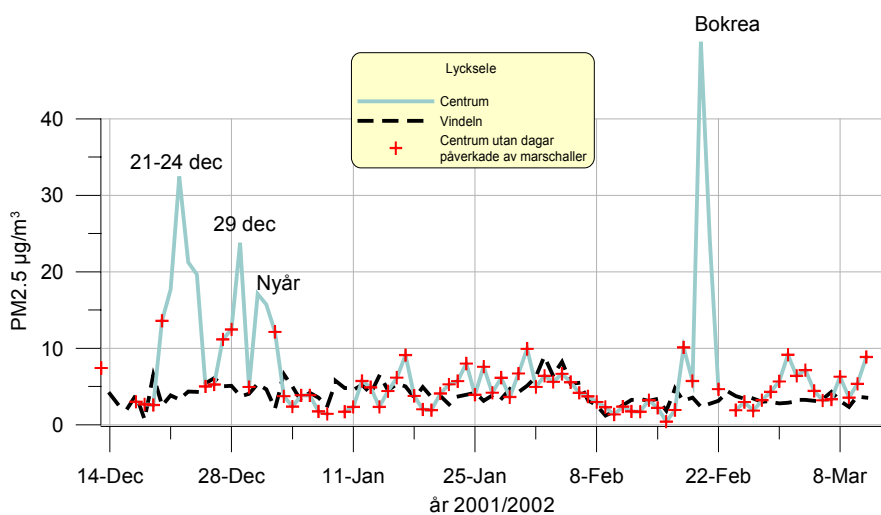
2.4 Haltdata

Vid denna jämförelse har enbart haltdata av partiklar med diametern mindre än $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) använts. Mätningarna har utförts av ITM/SU vid Forsdala, Norrmalm och Vindeln med hjälp av TEOM instrument. I centrum har mätningarna utförts av IVL med hjälp av deras dygnsprovtagare. I figur 6 visas mätdata från samtliga stationer samt också temperatordata från den meteorologiska stationen vid Tannen i Lycksele.



Figur 6. Dygnsmedelhalter av $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid de olika mätstationerna i Lycksele. Övre figur visar dygnsmedeltemperaturer från Tannen.

Mätdata från centrumstationen är troligtvis påverkad av rök från marschaller. Mätstationen ligger strax över den lokala bokhandeln. Enligt bokhandlare Jörgen Berg eldades det mycket med marschaller före jul och nyår samt vid bokrea 20 februari. Dessa dagar har därför tagits bort i den vidare analysen, se figur 7.



Figur 7. Data som valts i den vidare analysen (röda kryss), som antas vara opåverkade av eldning med marschaller.

3. Jämförelse mellan modellberäkningar och mätdata

Tydliga lokalt förhöjda halter av PM2.5 inträffade nästan enbart då det var kallt, vilket framgår av figur 6. Vid varmare förhållanden var de lokala haltbidragen små. Data analyseras därför genom att dela dem i två grupper, en för dagar då medeltemperaturen är lika med eller lägre än -10 grader och den andra för dagar då medeltemperaturen är högre än -10 grader. Den första gruppen (Grupp 1) avser data då en tydlig lokal haltpåverkan registrerats. Den andra gruppen (Grupp 2) avser data då endast en svag eller obetydlig lokal haltpåverkan registrerats. I tabell 1 ges medelhalterna för mätdata i de olika grupperna. Vid modelljämförelsen används mätdata från Vindelns bakgrundsstation. Lokalt haltbidrag beräknas som skillnaden mellan halten vid mätstationen (Forsdala, Norrmalm, Centrum) och halten vid bakgrundsstationen (Vindelns). Som framgår av tabellen är den lokala haltpåverkan betydelsefull endast för data i grupp 1.

Tabell 1. Medelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) under mätperioden. Grupp 1 anger de halter då temperaturen var kallare eller lika med -10 grader och Grupp 2 de halter då temperaturen var varmare än -10 grader. I parentes anges antal data (dygnsmedelvärden).

	FORSDALA*	NORRMALM*	CENTRUM**	VINDELN
Grupp 1	15.5 (28)	10.2 (27)	6.8 (24)	4.0 (32)
Grupp 2	5.5 (35)	6.4 (34)	3.8 (50)	3.9 (54)

* Data påverkade av nyårsfirandet har tagits bort.

** Data som bedöms vara påverkade från eldning av marschaller har tagits bort, enligt figur 7.

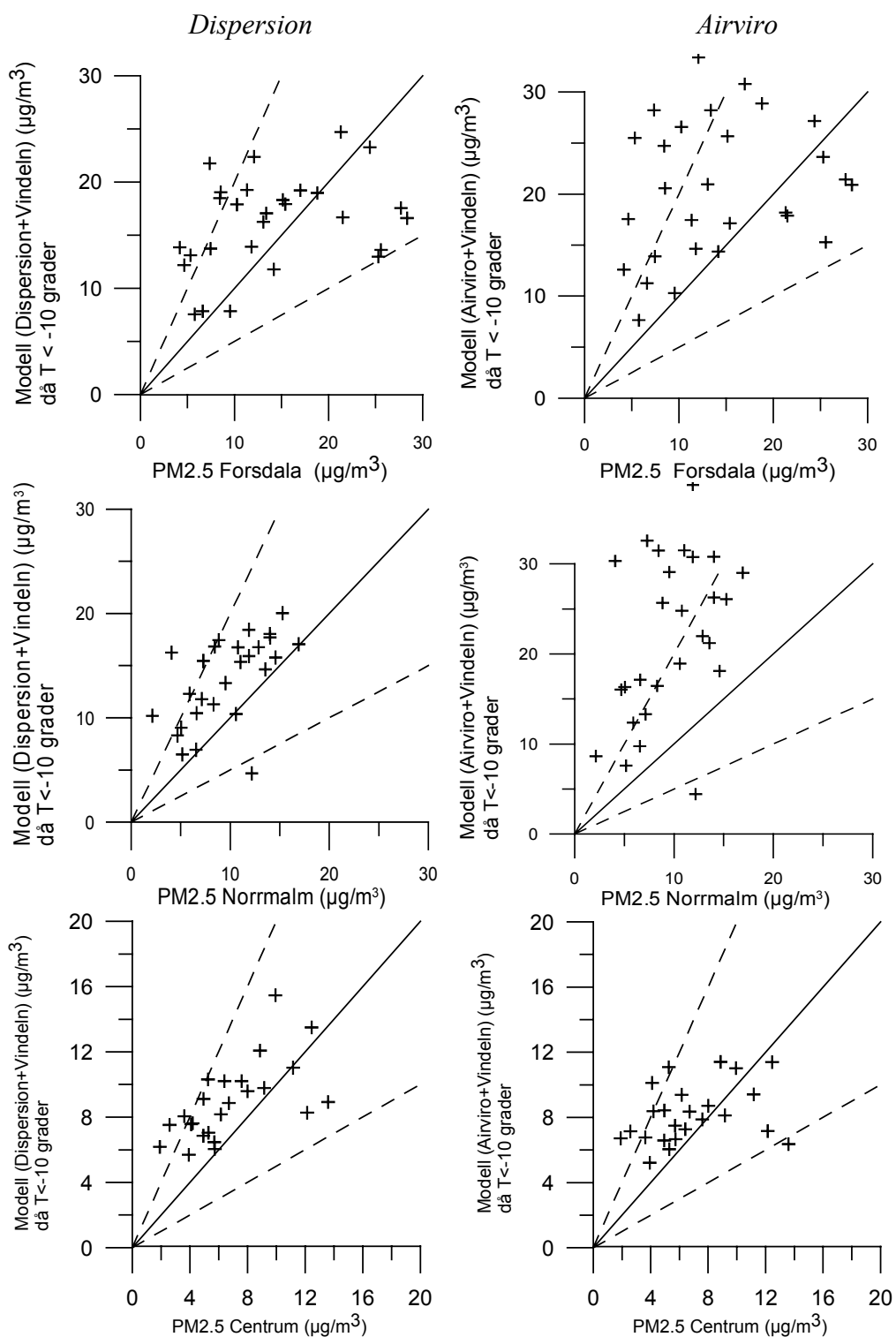
Osäkerheter vid sådana här modelljämförelser beror på flera olika orsaker:

1. Osäkerheter i indata, såväl meteorologiska data som emissionsdata.
2. Osäkerheter i modellformuleringar, fysiken beskrivs förenklat.
3. Turbulensens stokastiska natur, fysiken är inte helt deterministisk.
4. Osäkerheter i uppmätta halter.

Modellerade halter överensstämmer därför inte perfekt med mätdata och det skall de inte heller göra eftersom fysiken är till viss del slumpmässig. Ett vanligt kvalitetskrav är att de flesta beräknade halterna skall vara inom faktorn två av uppmätta halter. Inga trender bör tillåtas.

Om olika modeller, som jämförs mot mätdata, ger samma tendens kan man misstänka felaktigheter i indata, vanligtvis emissionsdata och/eller meteorologiska data. Om å andra sidan resultaten inbördes mellan modellerna varierar är det ofta tecken på modelltekniska skillnader.

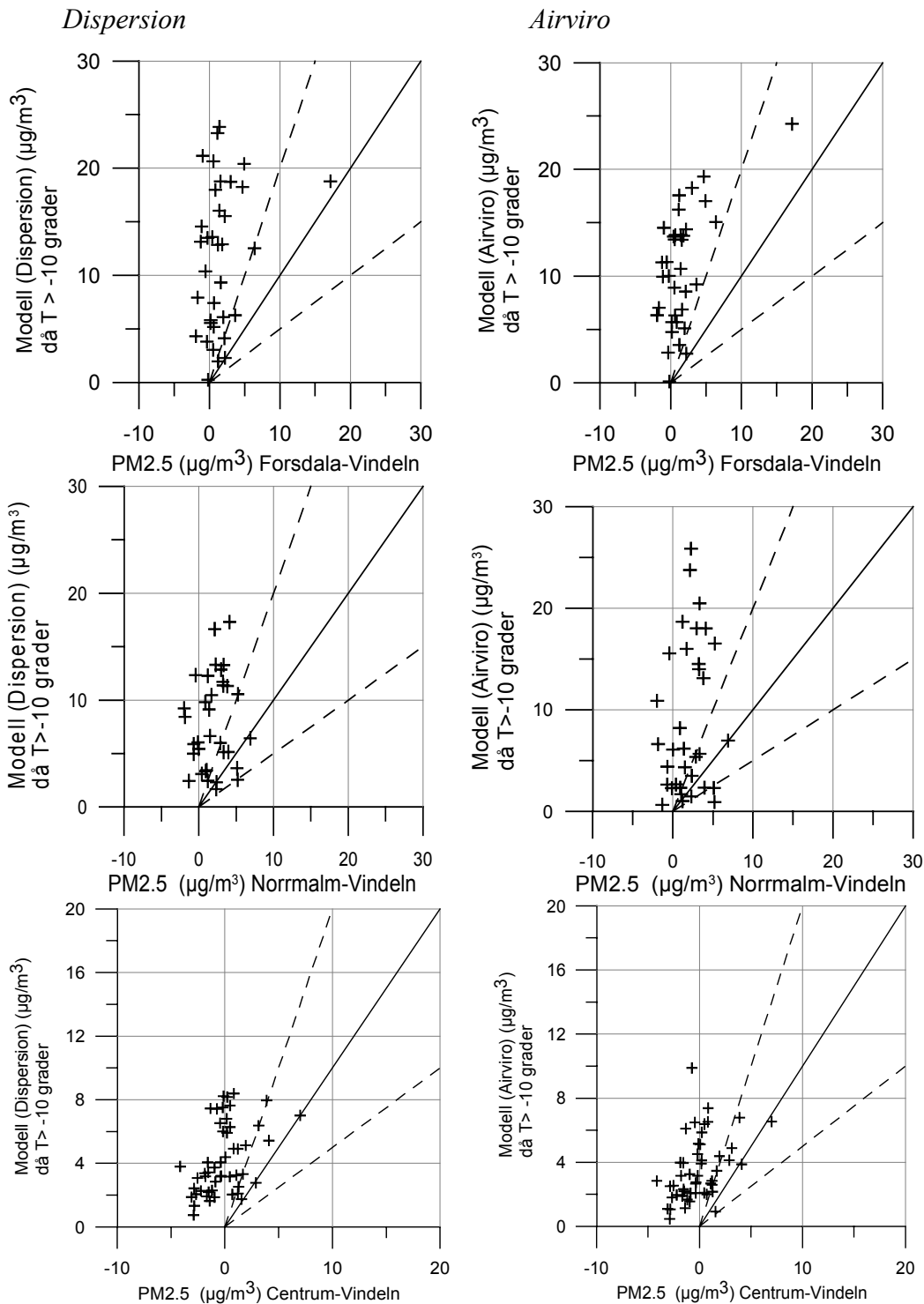
I figur 8 jämförs beräknade och uppmätta PM2.5 halter för de fall då temperaturen varit kallare än -10 grader. Figuren visar resultaten för de olika stationerna och för de två modellerna. Överensstämmelserna mellan beräknade och mätta halter är relativt goda. I de flesta fall ligger beräknade halter inom faktorn 2 (streckade linjer i figurerna). Skillnader i resultat mellan modellerna, främst vid Norrmalm, indikerar modelltekniska skillnader.



Figur 8. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta PM2.5 halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) då temperaturen varit mindre eller lika med -10 grader. Resultaten från Dispersion visas till vänster och från Airviro till höger. Heldragen linje anger 1:1 relation. Streckade linjer anger värden inom faktorn två.

I figur 9 jämförs beräknade och uppmätta PM2.5 halter för de fall då temperaturen varit varmare än -10 grader. Uppmätta halter avser här enbart lokala bidrag, beräknat som skillnaden i halter mellan mätstationen (Forsdala, Norrmalm, Centrum) och Vindeln. Som

framgår av figuren visar modellerna samma tendens för alla mätplatser, nämligen en överskattning jämfört med uppmätta halter. De lokala bidragen är små och ibland negativa, vilket beror på osäkerheter i bestämning av bakgrundshalter. Endast i några fall, då de lokala haltbidragen är som störst, är beräkningsresultaten jämförbara med de uppmätta. Eftersom modellerna ger samma tendens till överskattning tyder det på fel i indata. I emissionsdatabasen finns för närvarande inte någon koppling mellan emission och uppvärmningsbehov dvs. emissionerna är lika stora från dag till dag, oberoende av aktuell lufttemperatur (en klimatologisk månadsvariation finns dock inlagd). Emissionsdatabasen verkar därför inte spegla rätt den eldningsaktivitet som skett under mätperioden. I nästa avsnitt kommer detta diskuteras.



Figur 9. Jämförelse mellan lokalt beräknade och lokalt uppmätta PM2.5 halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) då temperaturen varit varmare än -10 grader. Resultaten från Dispersion visas till vänster och från Airviro till höger. Heldragen linje anger 1:1 relation. Streckade linjer anger värdet inom faktorn två.

4. Korrektion av emissioner för eldningsaktivitet

4.1 Metoder för uppskattning av eldningsaktivitet

Det är inte lätt att beskriva aktiviteten för vedeldningen under den begränsade mätperiod som studerats. Några direkta mätdata finns inte. Emissionsdata riskerar därför att bli schabloniserade och grova/felaktiga under åtminstone begränsade tidsperioder. I den emissionsdatabas som använts finns för närvarande inte någon koppling mellan emission och uppvärmningsbehov dvs. emissionerna är lika stora från dag till dag, oberoende av aktuell lufttemperatur (en klimatologisk månadsvariation finns dock inlagd). Halterna, som mätts under en relativt kort period om ca 3 månader, visar däremot på ett tydligt temperaturberoende. De lokala haltbidragen är i stort sätt bara betydelsefulla då dygnsmedeltemperaturen är kallare än -10 grader.

Aktiviteten för vedeldningen kan däremot uppskattas indirekt, genom att utnyttja uppmätta halter och korrelera dem med meteorologiska parametrar. Det bör dock betonas att sambanden mellan halter och emissioner är komplicerade. De beror på såväl meteorologiska faktorer (vindriktning, vindhastighet, stabilitet) som emissionsfaktorer (eldningsaktivitet, avstånd till dominerande källor mm). Det vi här vill pröva är ett enkelt samband mellan emissioner och meteorologi som därefter testas i modellerna. Vår hypotes är att eldningsaktiviteten är kopplad till uppvärmningsbehovet och därigenom till utomhustemperaturen. Eftersom vi försöker beskriva eldningsaktiviteten i Lycksele utgår vi från lokala halter beräknade som skillnaden i halter mellan mätplatserna i Lycksele (Forsdala, Norrmalm, Centrum) och bakgrundsstationen (Vindeln).

Det är rimligt att antaga att eldningsaktiviteten beror på utomhustemperaturen. I figur 10 visas hur de lokala haltbidragen vid mätplatserna varierar som funktion av temperaturen. Som framgår av figuren finns tydliga samband. Det är dessa samband som används i den vidare analysen. Emissionsdata korrigeras nu med hjälp av de linjära regressionslinjerna i figur 10. Emissionsdata multipliceras med en aktivitetsfaktor, **a**, som kan skrivas på följande sätt:

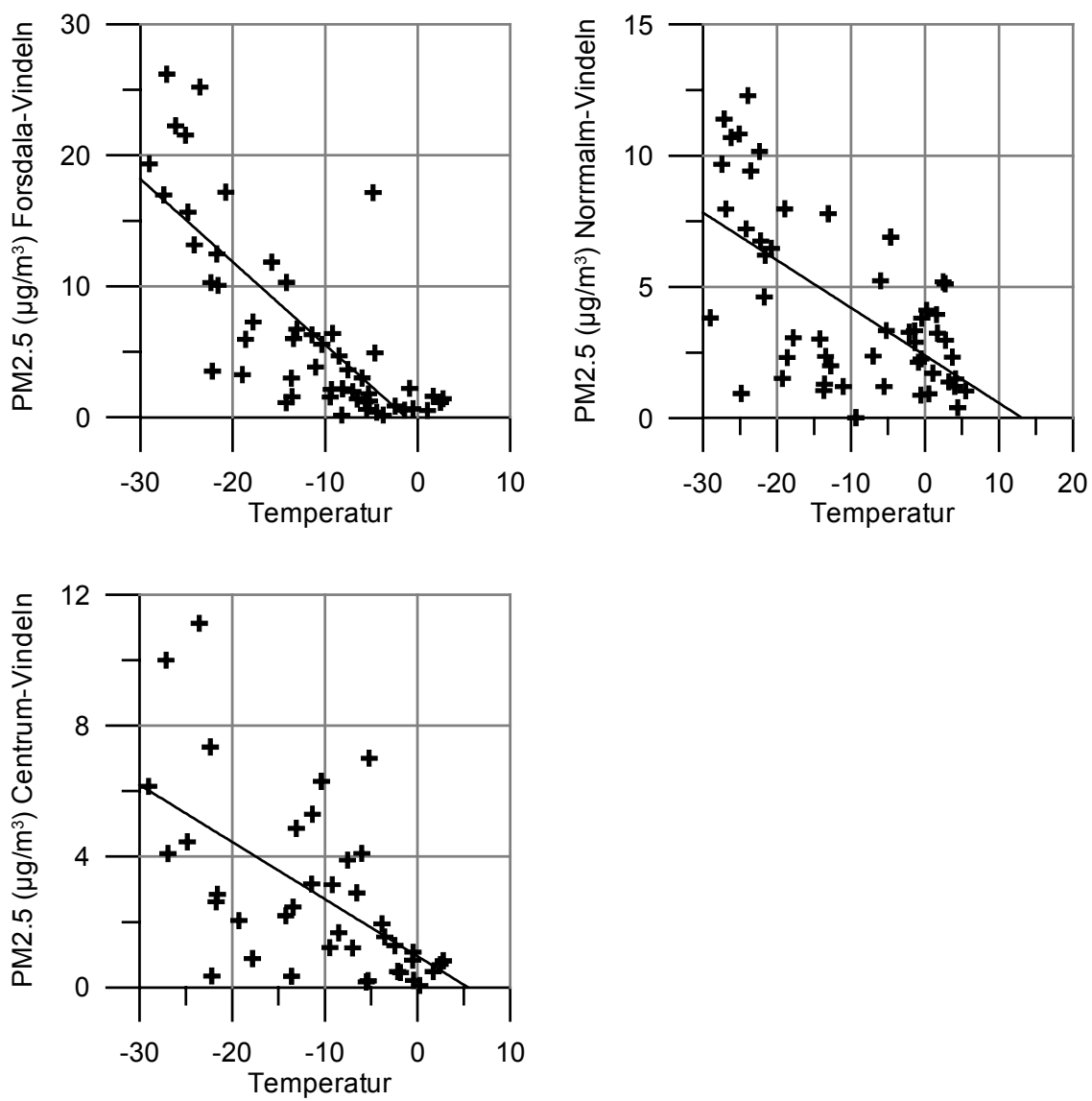
$$a = -0.0348 * T - 0.044 \quad \text{för Forsdala}$$

$$a = -0.023 * T + 0.31 \quad \text{för Norrmalm}$$

$$a = -0.028 * T + 0.15 \quad \text{för Centrum}$$

där T anger dygnsmedeltemperaturen. Aktivitetsfaktorn, **a**, varierar mellan 0 och 1. Värdet noll erhålls då de lokala haltbidragen är noll och värdet ett då T är -30 grader.

I nästa avsnitt testas dessa korrektioner med hjälp av modellerna.



Figur 10. Lokala haltbidrag av PM2.5 i Forsdala, Norrmalm och Centrum som funktion av temperaturen.

4.2 Korrektion med utgångspunkt från utomhustemperaturen

I figur 11 visas beräkningsresultaten för alla data då emissionsdata korrigerats enligt aktivitetsfunktionerna ovan. Som framgår av figuren har resultaten förbättrats avsevärt jämfört med okorrigerade data som visas i figurerna 8 och 9. Det stödjer vår hypotes om att eldningsaktiviteten är kopplad till utomhustemperaturen. Resultaten presenteras nedan station för station.

Forsdala

De flesta data är inom en faktor 2. För Dispersion är korrelationskoefficienten (R) 0.75. Medelvärdena för uppmätta och modellerade halter är 9.4 respektive 8.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För Airviro är resultaten snarlika. Korrelationskoefficienten är 0.74. Medelvärdena för uppmätta och modellerade halter är 9.4 respektive 9.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Norrmalm

För Dispersion är korrelationskoefficienten 0.67. Medelvärdena för uppmätta och modellerade halter är 7.8 respektive 9.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För Airviro är korrelationskoefficienten 0.62. Medelvärdena för uppmätta och modellerade halter är 7.8 respektive 12.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Den modeltekniska skillnaden från figur 8 kvarstår, dvs. Airviro ger högre värden jämfört med Dispersion. Skillnaden uttrycker osäkerhet i modellberäkningarna.

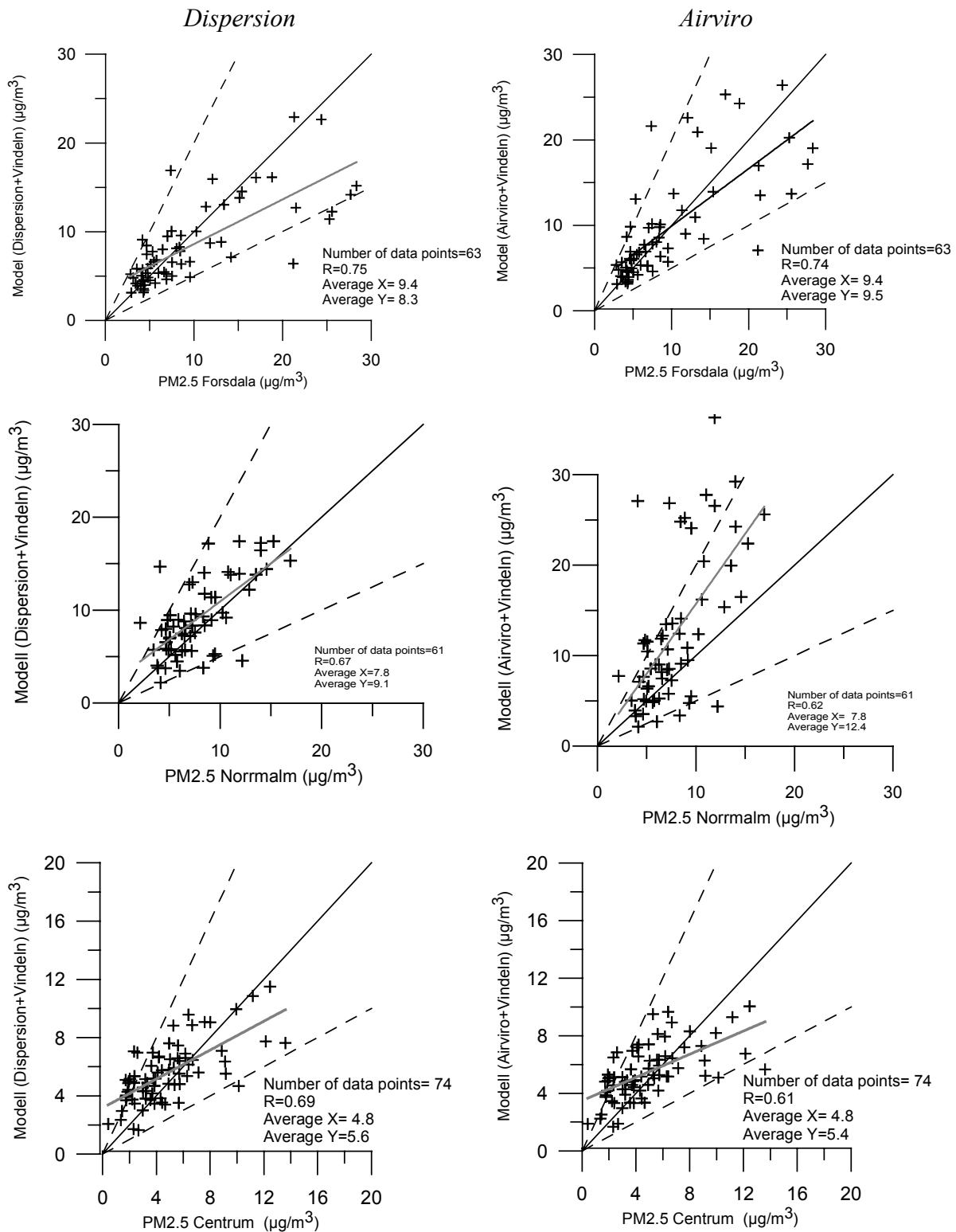
Centrum

De flesta data är inom en faktor 2. För Dispersion är korrelationskoefficienten 0.69. Medelvärdena för uppmätta och modellerade halter är 4.8 respektive 5.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För Airviro är resultaten snarlika. Korrelationskoefficienten är 0.61. Medelvärdena för uppmätta och modellerade halter är 4.8 respektive 5.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I tabell 2 sammanställs statistik för uppmätta och beräknade medel- och extremhalter. Det bör betonas att mätperioden är relativt kort (61-74 dygn) varför tabellen knappast kan användas för bedömning av modellernas osäkerhet vid beräkning av miljökvalitetsnormer, som baseras på 365 dygn.

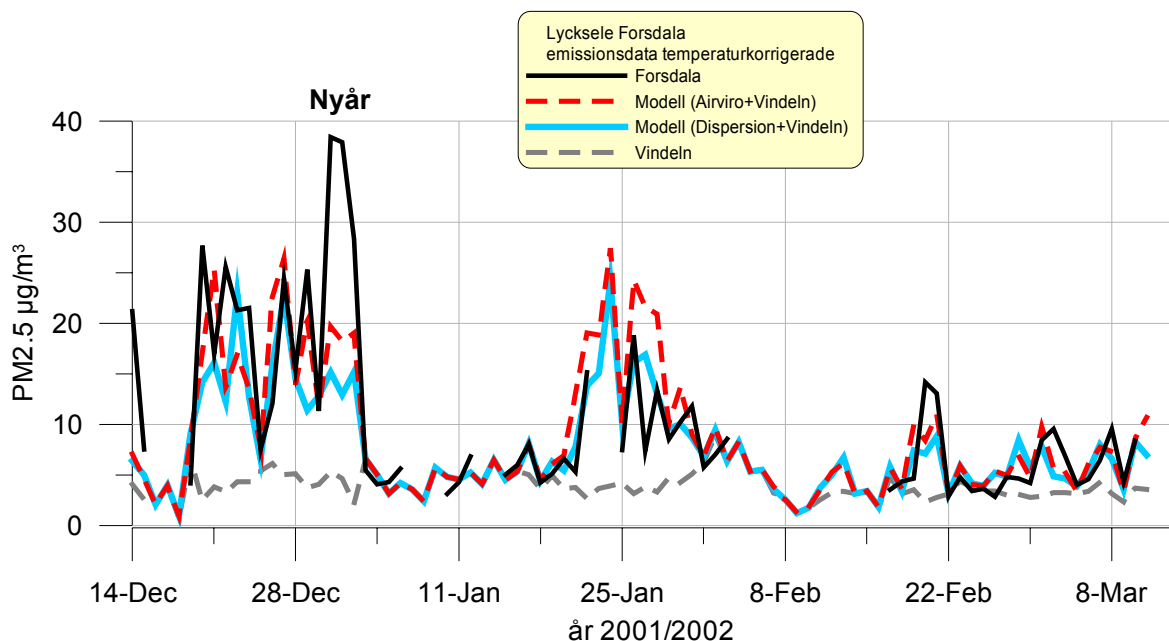
Tabell 2. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade medel- och 98-percentiler halter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för mätperioden 20011212-20020310.

	Mätdata		Modell (Dispersion)		Modell (Airviro)	
	Medel	98-percentil	Medel	98-percentil	Medel	98-percentil
<i>Forsdala</i>	9.4	27.2	8.3	22.8	9.5	26.1
<i>Norrmalm</i>	7.8	15.1	9.1	17.1	12.4	28.9
<i>Centrum</i>	4.8	12.3	5.6	12.5	5.4	9.6



Figur 11. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade PM2.5 halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) då emissions-data temperaturkorrigerats. Alla data. Resultaten från Dispersion visas till vänster och från Airviro till höger. Heldragen linje anger 1:1 relation. Streckade linjer anger värden inom faktorn två.

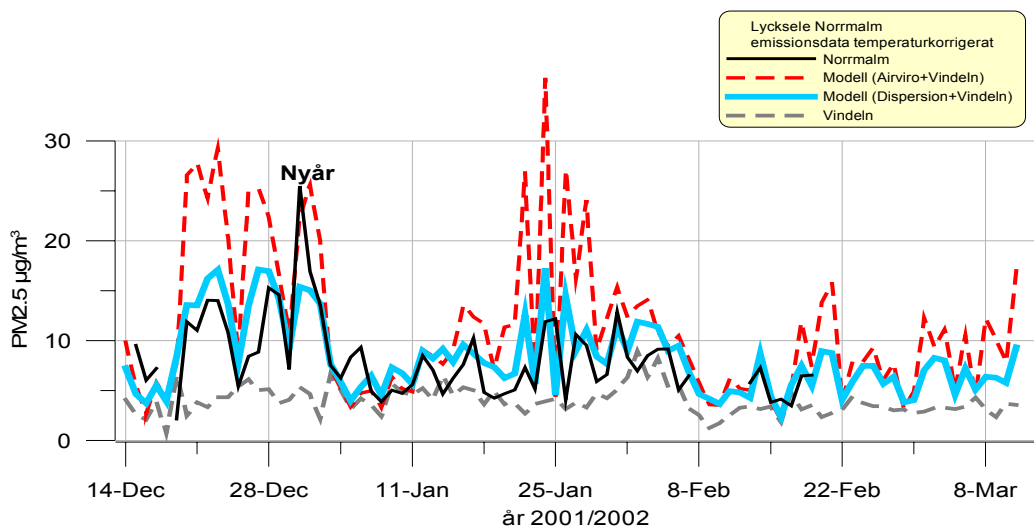
I figurerna 12- 14 jämförs i tidsserie beräknade och uppmätta halter. I figur 12 visas resultaten för Forsdala. Utsläpp av partiklar vid fyrverkeri i samband med nyårsfirandet har inte inkluderats i beräkningarna. Som framgår av figuren fångar modellerna relativt väl variationerna i mätdata. Modellernas relativt goda överensstämmelse med mätdata indikerar att den använda aktivitetsfunktionen är rimlig.



Figur 12. Jämförelse i tidserie mellan uppmätta och beräknade PM2.5 halter i Forsdala då emissionsdata temperaturkorrigerats.

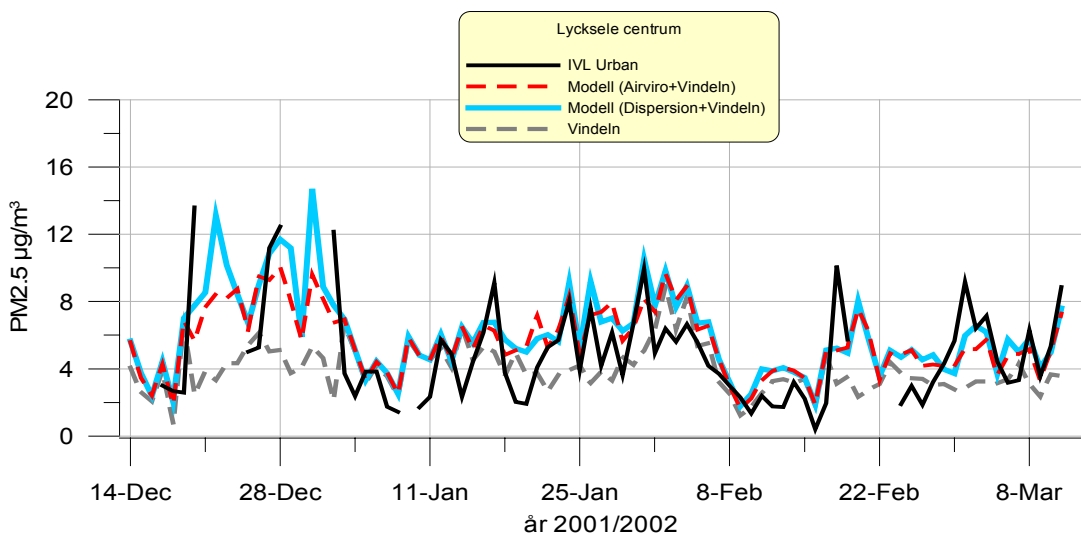
I figur 13 visas motsvarande resultaten för Norrmalm. Här skiljer sig de båda modellerna åt markant när halterna är som högst. Båda modellerna överskattar halterna men skillnaden är störst för Airviro. När denna rapport skrivs har orsakerna till skillnaden i resultat mellan modellerna för Norrmalm inte kunnat utredas slutligt. Airviro ger något högre halter än Dispersion även i Forsdala men inte lika markant som i Norrmalm. Vad som skiljer mellan Norrmalm och Forsdala är oklart. Det kan vara så att modellerna på grund av modelltekniska orsaker ger olika resultat. Det vill säga att de två modellerna ger olika resultat med utgångspunkt från två olika, var för sig rimliga modellformuleringar. I så fall kan det inte uteslutas att även de korrigerade emissionerna är för höga i Norrmalm när temperaturerna är låga. Alternativt finns det brister i modellerna som bör rättas till.

Dispersionsmodellens relativt goda överensstämmelse med mätdata indikerar dock att den använda temperaturfunktionen är rimlig.



Figur 13. Jämförelse i tidserie mellan mätdata och modeller för Norrmalm då emissionsdata temperaturkorrigerats.

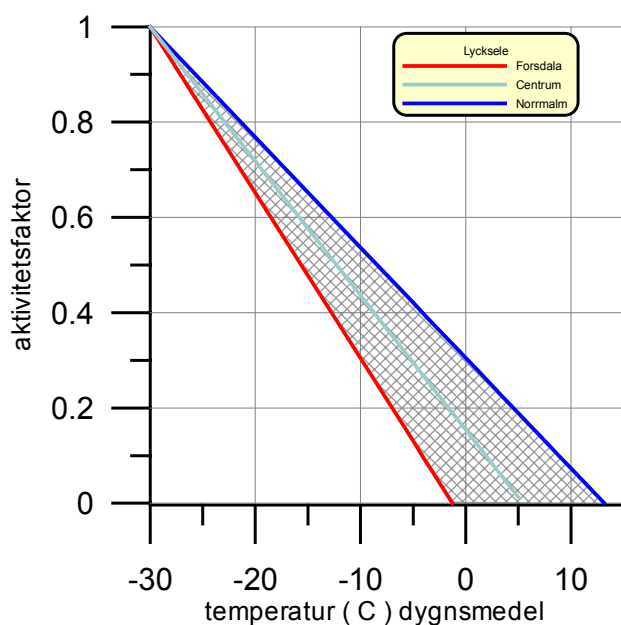
I figur 14 jämförs i tidserie beräknade och uppmätta halter i Centrum. Som framgår av figuren finns det vissa problem vid framförallt de lägsta halterna då mätdata i Centrum är mindre än de i Vindeln. För övriga halter finns det dock en viss överensstämmelse. Som framgår av figuren ger de två modellerna snarlika resultat.



Figur 14. Jämförelse i tidserie mellan mätdata och modeller för Centrum då emissionsdata temperaturkorrigerats.

4.3 Resultat med korrigerade emissioner

Som framgår av avsnitt 4.2 förbättras haltberäkningarna väsentligt då emissionsdata korrigeras för eldningsaktiviteten. Typiskt för de mätdata som studerats är stora variationer i uppmätta lokala halter, med större haltbidrag då det är kallt än varmt. I figur 15 sammanställs de aktivitetsfunktioner som tagits fram. Som framgår av figuren är aktivitetsfaktorerna beroende på mätplats, vilket beror på att eldningsaktiviteterna varit olika i de olika områdena.



Figur 15. Sammanställning av de olika aktivitetsfaktorerna.

Med hjälp av dessa aktivitetsfaktorer har medelemissionerna under mätperioden 200112014-20020314 uppskattats för Forsdala till 13.6 ton/år, för Norrmalm till 24 ton/år och för Centrum till 18.9 ton/år. Detta kan jämföras EDB Tot03 uppskattning av förbränningsemissioner under perioden till ca 47.6 ton/år. Analysen i denna rapport pekar således på att den verkliga emissionen av förbränningspartiklar varit ca 30-50% lägre än de givna emissionerna i EDB Tot03.

5. Källbidrag och beräkningsexempel

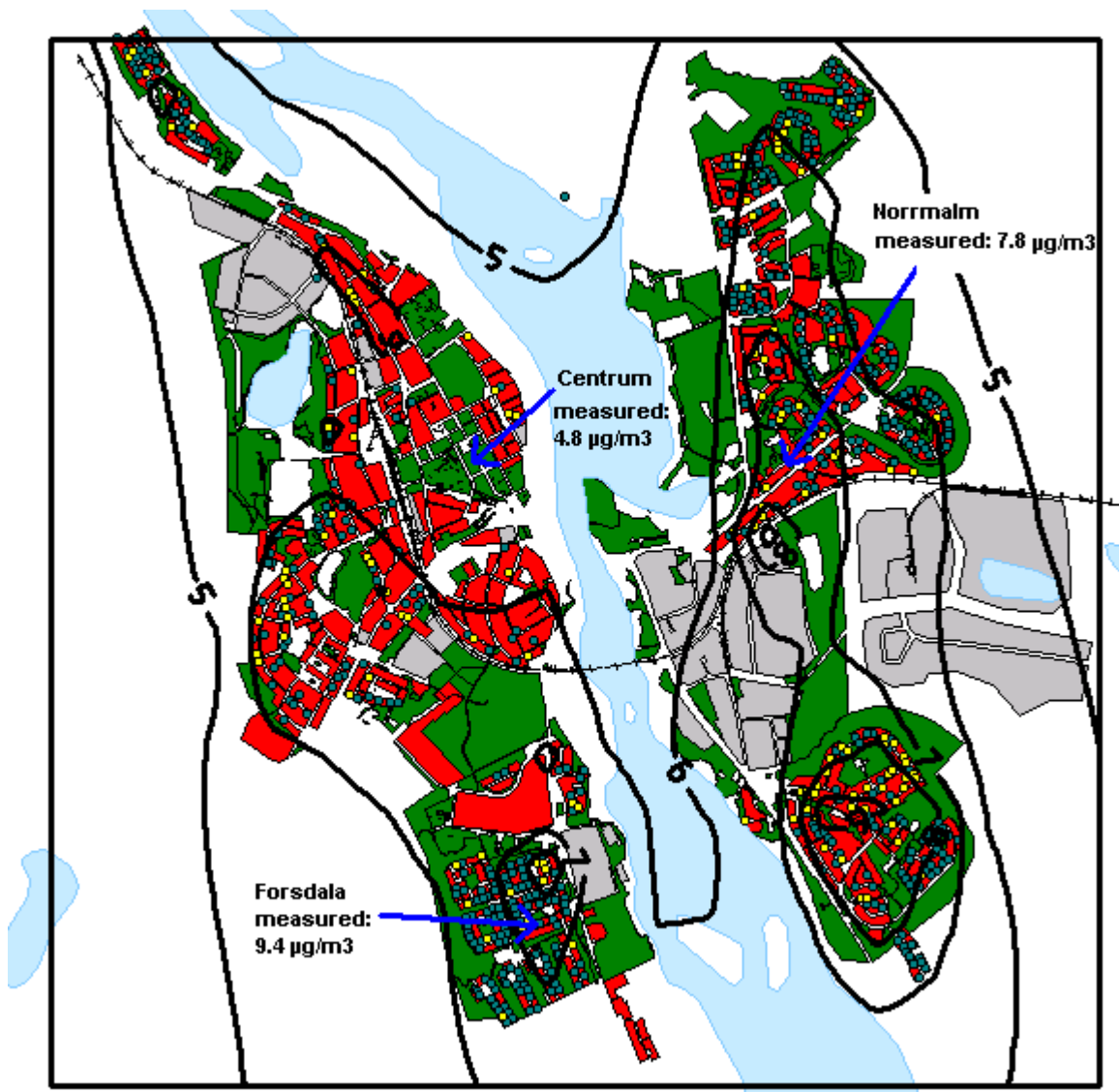
Vi söker här svara på frågan vilka källor som är viktigast för PM2.5 halterna i Lycksele. Utgångspunkt är mätdata för perioden 200112014-20020314. För Forsdala uppskattas det genomsnittliga lokala haltbidraget baserat på dessa data till ca 62 % . Resten ca 38% kommer från regional bakgrundsluften. För Norrmalm och Centrum uppskattas det genomsnittliga bidraget från småskalig vedeldning till ca 49 respektive 17 %.

Exempel på modellerade halter visas i figurerna 16-20. I figur 16 visas beräknade medelhalter av förbränningspartiklar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för mätperioden 20011214 - 20020314. Som framgår av figuren dominerar de icke miljögodkända pannorna (gula punkter) spridningsbilden. De högsta halterna erhålls nära dessa källor.



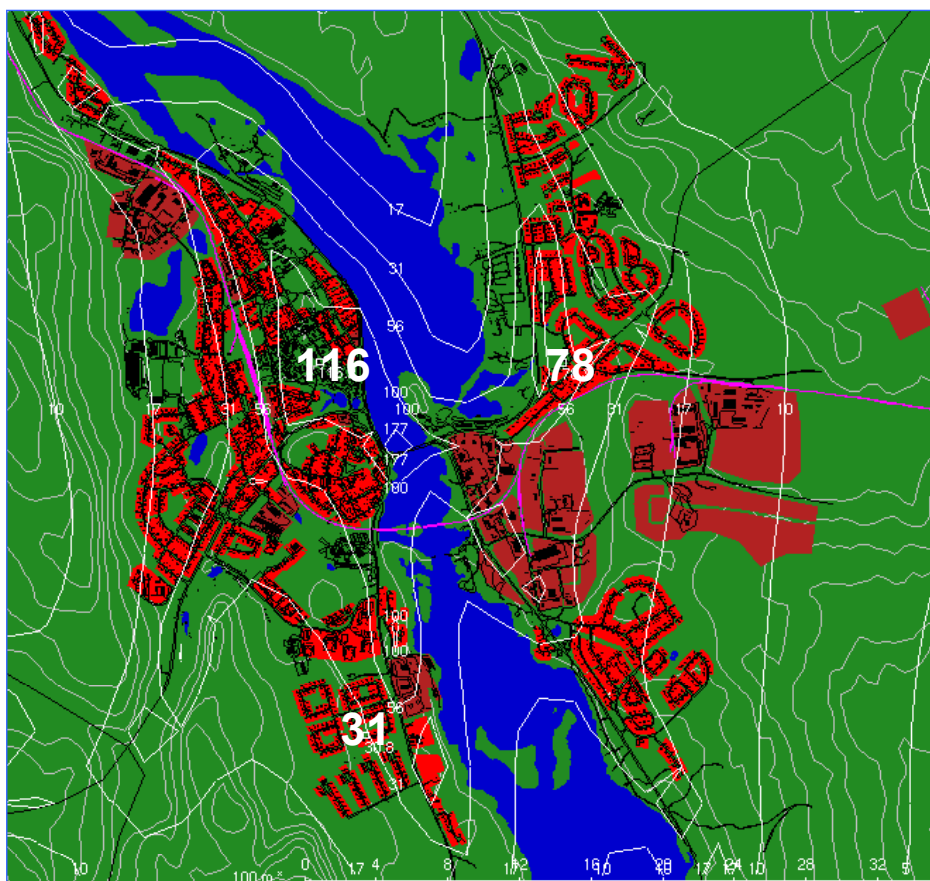
Figur 16. Beräknade medelhalter av förbränningspartiklar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Forsdala under mätperioden 20011214-20020314. Gula punkter anger äldre icke miljögodkända pannor och blå punkter anger övriga pannor, enligt EDB Tot03. Beräkningsrutornas storlek är 50*50 meter.

I figur 17 har motsvarande beräkningar gjorts för ett större område. Beräkningsrutornas storlek är här 250*250 m varför en del av finstrukturen, som visats i figur 16 förlorats. Emissionsdata har korrigerats för hela området enligt aktivitetsfunktionen för Centrum (avsnitt 4.3). Figuren visar att de högsta halterna under perioden beräknas i de sydöstra delarna av Lycksele (Furuвик), som är det område med flest närliggande icke miljögodkända pannor.



Figur 17. Beräknade medelhalter av förbränningspartiklar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Forsdala under mätperioden 20011214-20020314. Beräkningarna har gjorts med ett grövre beräkningsrutnät med beräkningsrutor på 250*250 meter. Gula punkter anger äldre icke miljögodkända pannor och blå punkter anger övriga pannor enligt EDB Tot03.

I figur 18 visas spridningsberäkningar då bara vägtrafikens källor medtagits. Observera sorten som är ng/m^3 . Beräkningarna har gjorts bara för direktemitterade partiklar, uppvirvlade partiklar ingår ej. Emissionsdata från EDB Tot03 har använts. Som framgår av figuren är bidragen av direktemitterade partiklar i medeltal små (mindre än $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), jämfört med bidragen från vedeldningen i Lycksele.

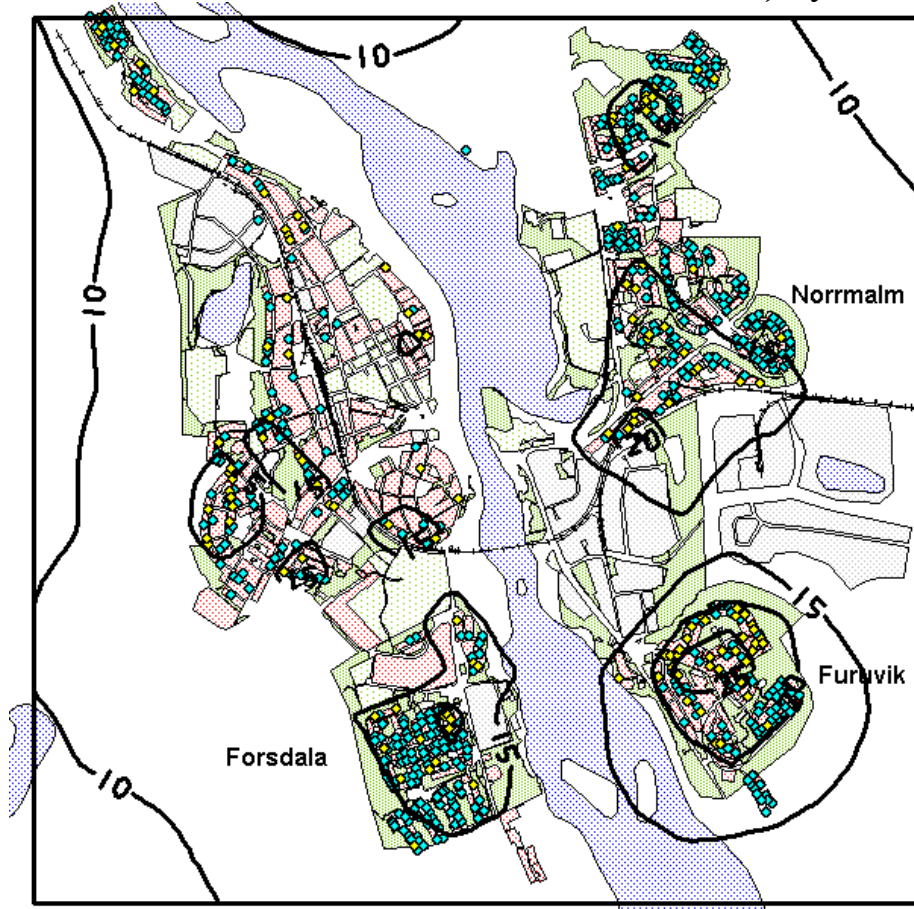


Figur 18. Beräknade medelhalter av direktemitterade avgaspartiklar (ng/m^3) från vägtrafiken med emissionsdata från EDBTot03.

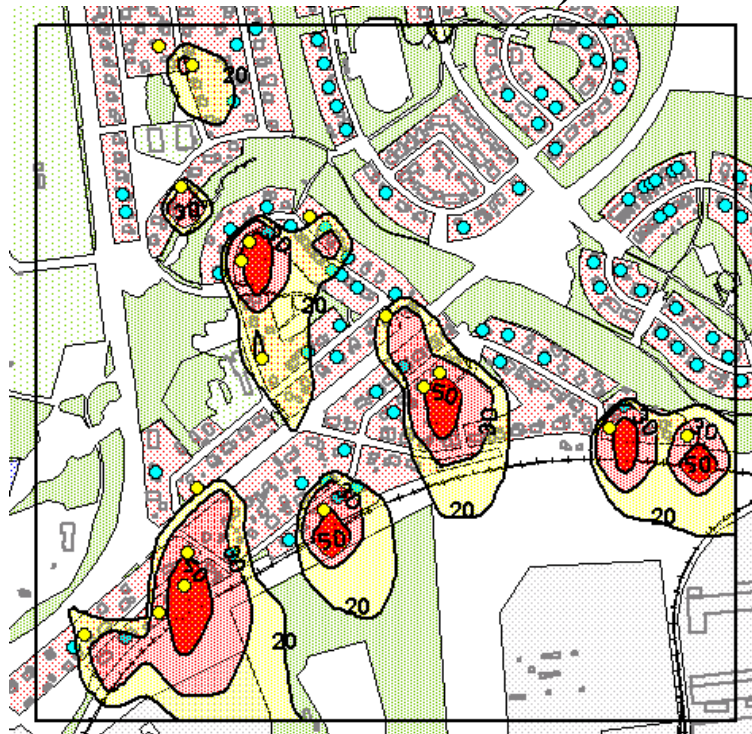
Beräkningsresultaten kan generaliseras till längre perioder genom att använda meteorologiska data från Lycksele flygplats. Därigenom kan också luftkvalitetsmått jämförbara med de nya miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft beräknas (SFS 2001:527). I figurerna 19 och 20 visas beräkningsresultat då meteorologiska data för år 2001 har använts. Temperaturen var då normal. Årsmedeltemperaturen var 1 grad, vilket också referensnormaltemperaturen var dvs. medeltemperaturen för åren 1961-1990. Vid beräkningarna har emissionsdata enligt EDB Tot03 använts. Bakgrundsvärdet har uppskattats till $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Emissionsdata har korrigerats enligt aktivitetsfunktionen för Centrum (figur 15). I figur 19 a-d visas resultaten för 98-percentiler av dygnsmedelhalter. Figur 19 a visar översiktliga beräkningar för hela Lycksele i ett grövre beräkningsrutnät om 250×250 meter. I figurerna 19 b-d visas detaljerade beräkningar med beräkningsrutor om 50×50 meter. Färgerna har här valts med hänsyn till miljö kvalitetsnorm och utvärderingströsklar för PM_{10} , dvs. gul färg för halter mellan utvärderingströsklar ($20\text{-}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och röd färg för halter över övre utvärderingströskeln ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Som framgår av figurerna överskrider den övre utvärderingströskeln på flera platser. Överskridande sker nära utsläppen från främst närliggande samverkande icke miljö godkända pannor. Det bör dock betonas att kaminernas betydelse för förhöjda halter är osäkra. Detta kommer att utredas i mer detalj gemensamt av emissionsklustret och omgivningsklustret inom ramen för projektet ”Biobränsle Hälsa och Miljö” (HC Hansson m.fl, 2002).

I figur 20 visas översiktliga beräkningar för hela Lycksele för årsmedelhalter.

a) Lycksele



b) Norrmalm



c) Forsdala



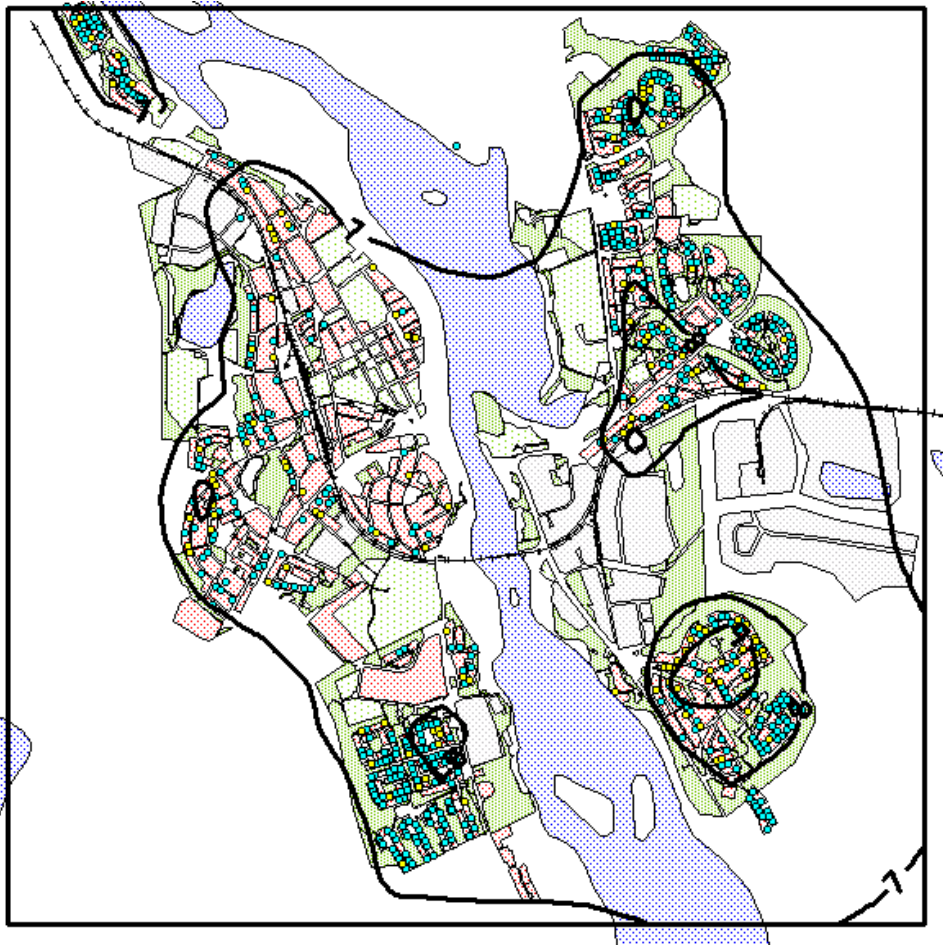
d) Furuviik



Figur 19. Beräknade 98-percentil halter (dygnsmedel) av förbränningspartiklar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) med meteorologiska data för år 2001 från Lycksele flygplats. Emissionsdata har temperatorkorrigerats enligt aktivitetsfunktionen för centrum (figur15). Gula punkter anger äldre icke miljögodkända pannor och blå punkter anger övriga pannor enligt EDB Tot03.

a) Översiktliga beräkningar för hela Lycksele i ett grövre beräkningsrutnät med rutor om 250*250 meter.

b-d) Detaljerade beräkningar med beräkningsrutor om 50*50 meter.



Figur 20. Beräknade årsmedelhalter av förbränningspartiklar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Lycksele. Meteorologiska data för år 2001 från Lycksele flygplats har använts. Beräkningarna har gjorts med beräkningsrutor på 250*250 meter. Gula punkter anger äldre icke miljögodkända pannor och blå punkter anger övriga pannor enligt EDB Tot03.

6. Slutsatser

- Signifikanta lokala haltbidrag, av förbränningspartiklar från vedeldning, uppmättes huvudsakligen under kalla dagar, då dygnmedeltemperaturen var under -10 grader. Antalet sådana dagar var knappt 30. Modellerna beskriver relativt väl dessa halter. Avvikelsen är störst vid Norrmalm.
- Under övrig tid var de lokala haltbidragen små. PM_{2.5} halterna var då i genomsnitt bara ca $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ högre än bakgrundshalterna, uppmätta vid Vindeln. Modellerna överskattar då halterna, troligtvis beroende på för höga emissioner orsakat av för hög eldningsaktivitet.
- Det finns ett starkt samband mellan halter och temperatur. Temperaturberoende korrektionsfunktioner har tagits fram för att beskriva eldningsaktiviteten under mätperioden.
- Modellerna överensstämmer relativt väl med alla mätdata då eldningsaktiviteten beskrivs med hjälp av dessa funktioner.
- Emissionsdatabasen (EDB Tot03) överskattar därför troligtvis emissionerna av förbränningspartiklar från småskalig vedeldning. Analysen i denna rapport uppskattar emissionerna under beräkningsperioden till ca 30-50% jämfört med de i emissionsdatabasen.
- De högsta haltbidragen av förbränningspartiklar från vedeldning i Lycksele inträffar nära utsläppen, inom några 100 meters avstånd från främst närliggande samverkande icke miljögodkända pannor.
- Kaminernas betydelse för förhöjda halter är osäkra, vilket kommer att utredas i mer detalj när nya emissionsfaktorer erhållits.

7. Referenser

Hansson HC, Forsberg B., Johansson C. och N. Padban. Biobränsle-Hälsa-Miljö. Statusrapport 10 november 2002.

SLB-analys,2002. Emissionsdatabas för Lycksele-EDB Tot03.

SMHIs publiceringar

SMHI ger ut sex rapportserier. Tre av dessa, R-serierna är avsedda för internationell publik och skrivs därför oftast på engelska. I de övriga serierna används det svenska språket.

Seriernas namn	Publiceras sedan
RMK (Rapport Meteorologi och Klimatologi)	1974
RH (Rapport Hydrologi)	1990
RO (Rapport Oceanografi)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

1985

- | | | | |
|---|---|----|---|
| 1 | Hagmarker, A. (1985)
Satellitmeteorologi. | 10 | Axelsson, G., Eklind, R. (1985)
Ovädret på Östersjön 23 juli 1985. |
| 2 | Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S. (1985)
Helsingborgsluft. | 11 | Laurin, S., Bringfelt, B. (1985)
Spridningsmodell för kväveoxider i gatumiljö. |
| 3 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggningar i Sofielund och Högdalen. | 12 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Sofielund. |
| 4 | Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för SUPRAs anläggningar i Köping. | 13 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Högdalen. |
| 5 | Andersson, C., Kwick, T. (1985)
Vindmätningar på tre platser på Gotland. Utvärdering nr 1. | 14 | Vedin, H., Andersson, C. (1985)
Extrema köldperioder i Stockholm. |
| 6 | Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för Ericsson, Ingelstafabriken. | 15 | Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla. |
| 7 | Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för olika plymlyft vid avfallsvärmeverket Sävenäs. | 16 | Kindell, S. Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn (koncentrations- och luktberäkningar). |
| 8 | Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985)
NO _x - och NO ₂ -beräkningar vid Vasaterminalen i Stockholm. | 17 | Laurin, S., Persson, Ch. (1985)
Beräknad formaldehydspridning och deposition från SWEDSPANs spånskivefabrik. |
| 9 | Wern, L. (1985)
Spridningsberäkningar för ASEA transformers i Ludvika. | 18 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn – depositionsberäkningar av koldamm. |

- 19 Fredriksson, U. (1985)
Luktberäkningar för Bofors Plast i Ljungby, II.
- 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - energicentralen.
- 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - kompletterande beräkningar för fabrikerna.
- 22 Karlsson, K.-G. (1985)
Information från Meteosat - forskningsrön och operationell tillämpning.
- 23 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för AB Åkerlund & Rausings fabrik i Lund.
- 24 Färnlöf, S. (1985)
Radarmeteorologi.
- 25 Ahlström, B., Salomonsson, G. (1985)
Resultat av 5-dygsprognos till ledning för isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
- 26 Wern, L. (1985)
Avesta stadsmodell.
- 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytttemperatur.
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 3/1985.
- 2 Olsson, L.-E., Kindell, S. (1986)
Air pollution impact assessment for the SABAH timber, pulp and paper complex.
- 3 Ivarsson, K.-I. (1986)
Resultat av byggväderprognoser - säsongen 1984/85.
- 4 Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridnings- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning i Skövde.
- 5 Laurin, S. (1986)
Bilavgaser vid intagsplan - Eskilstuna.
- 6 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning vid Ryaverken i Borås.
- 7 Laurin, S. (1986)
Luften i Avesta - föroreningsbidrag från trafiken.
- 8 Robertson, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för bromcyan.
- 9 Wern, L. (1986)
Extrema byvindar i Orrefors.
- 10 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositionsberäkningar för Halmstads avfallsförbränningsanläggning vid Kristinehed.
- 11 Törnevik, H., Ugnell (1986)
Belastningsprognoser.
- 12 Joelsson, R. (1986)
Något om användningen av numeriska prognoser på SMHI (i princip rapporten till ECMWF).
- 13 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 4/1985.
- 14 Dahlgren, L. (1986)
Solmätning vid SMHI.
- 15 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för ett kraftvärmeverk i Sundbyberg.
- 16 Kindell, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Uddevallas fjärrvärmecentral i Hovhult.
- 17 Häggkvist, K., Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från ett antal källor inom SSAB Luleå-verken.
- 18 Krieg, R., Wern, L. (1986)
En klimatstudie för Arlanda stad.
- 19 Vedin, H. (1986)
Extrem arealnederbörd i Sverige.
- 20 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tibro.

- 21 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 1/1986.
- 22 Kvick, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H. (MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobylolyckan - En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrups bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)
Beräkningar av vindenergitillgången på några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för ny ugn, SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleåverken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för SAABs planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Västhamnsverket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986) använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kvick, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.
- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanvätehalter.
- 45 Kvick, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)
Vindförhållandena i Sveriges kust- och havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för en planerad panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BMs fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från syrgas- och bensenupplag inom SSAB Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tidaholm.

- 51 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)
Meteorological measurements performed May 15, 1984, to June, 1984, by the SMHI.
- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkning för Kockums Plåtteknik, Ronneby.
- 54 Eriksson, B. (1986)
Frekvensanalys av timvisa temperaturobservationer.
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986)
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
- 56 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande utsläpp av NO_x inom Fagersta kommun.
- 57 Kindell, S. (1987)
Luften i Nässjö.
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanväte.
- 59 Bringfelt, B. (1987)
Receptorbaserad partikelmodell för gatumuljömodell för en gata i Nyköping.
- 60 Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar för Varbergs kommun. Bestämning av halter av SO₂, CO, NO_x samt några kolväten.
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987)
E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för Kockums Plåtteknik, Ronneby. 2.
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C., Krieg, R. (1987)
Klimatkorrigering för energiförbrukningen i ett eluppvärmt villaområde.
- 64 Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för AB Åetå-Trycks planerade anläggning vid Kungens Kurva.
- 65 Melgarejo, J. (1987)
Mesoskalig modellering vid SMHI.
- 66 Häggkvist, K. (1987)
Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand - numeriska beräkningar.
- 67 Persson, Ch. (1987)
Beräkning av lukt och föroreningshalter i luft runt Neste Polyester i Nol.
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987)
En överskalig klimatstudie för Tornby, Linköping.
- 69 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetelement. Tillämpning på ett energiskogsområde.
- 70 Lindström, Kjell (1987)
Weather and flying briefing aspects.
- 71 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetelement. En koefficientbestämning.
- 72 Liljas, E. (1988)
Förbättrad väderinformation i jordbruket - behov och möjligheter (PROFARM).
- 73 Andersson, Tage (1988)
Isbildning på flygplan.
- 74 Andersson, Tage (1988)
Aeronautic wind shear and turbulence. A review for forecasts.
- 75 Kållberg, P. (1988)
Parameterisering av diabatiska processer i numeriska prognosmodeller.
- 76 Vedin, H., Eriksson, B. (1988)
Extrem arealnederbörd i Sverige 1881 - 1988.
- 77 Eriksson, B., Carlsson, B., Dahlström, B. (1989)
Preliminär handledning för korrektion av nederbördsmängder.
- 78 Liljas, E. (1989)
Torv-väder. Behovsanalys med avseende på väderprognoser och produktion av bränsletorv.
- 79 Hagmarker, A. (1991)
Satellitmeteorologi.

- 80 Lövblad, G., Persson, Ch. (1991)
Background report on air pollution situation in the Baltic states - a prefeasibility study.
IVL Publikation B 1038.
- 81 Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-McCann, S. (1991)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Referensnormaler.
- 82 Vedin, H., Alexandersson, H., Persson, M. (1991)
Utnyttjande av persistens i temperatur och nederbörd för vårflödesprognoser.
- 83 Moberg, A. (1992)
Lufttemperaturen i Stockholm 1756 - 1990. Historik, inhomogeniteter och urbaniseringseffekt.
Naturgeografiska Institutionen, Stockholms Universitet.
- 84 Josefsson, W. (1993)
Normalvärden för perioden 1961-90 av globalstrålning och solskenstid i Sverige.
- 85 Laurin, S., Alexandersson, H. (1994)
Några huvuddrag i det svenska temperaturklimatet 1961 - 1990.
- 86 Fredriksson, U. och Ståhl, S. (1994)
En jämförelse mellan automatiska och manuella fältmätningar av temperatur och nederbörd.
- 87 Alexandersson, H., Eggertsson Karlström, C. och Laurin S. (1997).
Några huvuddrag i det svenska nederbördsklimatet 1961-1990.
- 88 Mattsson, J., Rummukainen, M. (1998)
Växthuseffekten och klimatet i Norden - en översikt.
- 89 Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J., Peterson, K. (IVL)
Persson, C. Roos, E., Bergström, R. (SMHI). (1998)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbördskemi 1996.
- 90 Foltescu, V.L., Häggmark, L (1998)
Jämförelse mellan observationer och fält med griddad klimatologisk information.
- 91 Hultgren, P., Dybbroe, A., Karlsson, K.-G. (1999)
SCANDIA – its accuracy in classifying LOW CLOUDS
- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe, A. (1999)
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6 μm imagery for snow, cloud and sunglint discrimination
(Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and Michelson, D. B. (1999)
Precipitation Analysis from AMSU
(Nowcasting SAF)
- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, C., Robertson L. (SMHI) Thaning, L (LFOA). (2000)
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) (2001)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbördskemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson C. (2001)
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.
- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)
Nomogram för uppskattning av halter av PM_{10} och NO_2



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 Norrköping · Tel 011-495 8000 · Fax 011-495 8001
www.smhi.se