

Vedrök i Västerbotten – mätningar, beräkningar och hälsokonsekvenser

Gunnar Omstedt, Bertil Forsberg^{1*} och Karin Persson^{2*}

^{1*}Umeå universitet, ^{2*}IVL Svenska Miljöinstitutet



METEOROLOGI Nr 156, 2014

**Vedrök i Västerbotten
– mätningar, beräkningar och hälsokonsekvenser**

Gunnar Omstedt, Bertil Forsberg^{1*} och Karin Persson^{2*}

^{1*}Umeå universitet, ^{2*}IVL Svenska Miljöinstitutet

Förord

Denna studie har gjorts på uppdrag av Naturvårdsverket (Överenskommelse Nr 501 1209). Titus Kyrklund (NV) har bidragit med värdefulla synpunkter. Lars Gidhagen (SMHI) har granskat rapporten och deltagit i modelleringen. Stefan Anderson (SMHI) har bidragit med synpunkter och iordningsställandet av rapporten. Lennart Jonsson (Uu) har bidragit värdefullt vid leverans och svar på frågor rörande sotardata.

Sammanfattning

Småskalig vedeldning är en betydande källa till bl.a. partiklar, polyaromatiska kolväten (PAH) och sot, föroreningar som påverkar luftkvaliteten negativt. Kunskapen är dock begränsad. På uppdrag av Naturvårdsverket har därför detta projekt genomförts, med syfte att förbättra kunskapsläget.

Mätningar av vedeldningsrelaterade luftföroreningar har gjorts av IVL i fyra områden med bebyggelse av olika ålder: Vännäs, Vännäsby, Sävar och Tavleliden (villaförort i Umeå). En databas för inventerade eldstäder i Västerbotten baserat på information från sotarna har tagits fram av Umeå universitet, som också genomfört frågeundersökning om eldningsvanor. Modellberäkningar av halter och exponering har utförts av SMHI och hälsokonsekvensberäkningar har gjorts av Umeå universitet och SMHI.

De viktigaste slutsatserna

Luftkvaliteten är god i de studerade orterna. PM_{2.5} halterna understiger väl miljökvalitetsnormen och miljökvalitetsmålets precisering. B(a)P halterna understiger väl miljökvalitetsnormen, men överskrider miljökvalitetsmålets precisering. Vedeldningen i de studerade orterna sker därför på ett acceptabelt sätt med utgångspunkt från miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål. Problemet är dock att även vid dessa låga halter finns hälsorisker.

Den uppskattade dödligheten på grund av PM_{2.5} från lokal vedeldning är för Vännäs, Vännäsby, Sävar och Umeå med en total befolkning på ca 100 000 personer, ca 4 personer per år. Det motsvarar ca 0.4 % av det totala antalet människor som dör (bortsett från skador) per år i dessa orter. Beräkningarna är baserade på internationellt accepterade exponeringsresponsfunktioner. I ett pågående projekt, SCAC (www.scac.se), kommer sådana relationer undersökas baserat på svenska data och för andra hälsoutfall. Det kommer att ge förbättrade och mer lokalt förankrade hälsouppskattningar i framtiden.

Nedan sammanfattas de olika delarna i projektet tillsammans med slutsatser.

Mätningar av vedeldningsrelaterade luftföroreningar

Mätningar har, i varierande omfattning, utförts vid fyra platser avseende partiklar (PM_{2.5} och sot), polyaromatiska kolväten (PAH), organiskt och elementärt kol (OC/EC) samt "black carbon" (BC).

Utifrån jämförelsen av resultaten av PM_{2.5} vid de fyra mätplatserna, uppvisade Vännäs det högsta periodmedelvärdet följt av Vännäsby, Sävar och sedan Tavleliden. De uppmätta halterna under vinterhalvåret följer därmed väl årsförbrukningen av ved vid de olika platserna.

Halterna låg långt under miljökvalitetsnormen (MKN) för PM_{2.5} som årsmedelvärde, 25 µg/m³, och under miljökvalitetsmålets precisering, 10 µg/m³.

Periodmedelvärdet (november 2012 – maj 2013) av sot var 2.0 µg/m³ i Sävar och 1.3 i Tavleliden, vilket kan jämföras med 0.8 µg/m³ vid bakgrundsstationen i Bredkålen för motsvarande period.

Även periodmedelvärdet (november 2012 – oktober 2013) av B(a)P låg långt under miljökvalitetsnormen för årsmedelvärde (1 ng/m³) både i Vännäsby (0.20 ng/m³) och i Sävar (0.14 ng/m³), men över miljökvalitetsmålets precisering (0.1 ng/m³).

Halterna av BC följde mönstret för PM_{2.5}-halterna, dvs. halterna av BC var betydligt högre i Vännäs än i Tavleliden.

Halterna av samtliga vedrelaterade luftföroreningar som mättes var som högst under vintern fram till april.

Eldningsvaneundersökningen

I syfte att få bättre underlag om vedeldningens omfattning har en eldningsvaneundersökning genomförts i fyra områden inom Västerbotten. Undersökningen baseras på besöksintervjuer genomförda av två personer, vilka följt ett formulär med frågor och standardiserad klassificeringar av de intervjuades svar av mer öppen karaktär. Intervjuerna har genomförts i de fyra områden som mätningar utförts, nämligen Vännäs, Vännäsby, Sävar och Tavleliden. Hushållen utvaldes utifrån att de enligt sotarregistret har någon form av ved-, flis- eller pelletseldning. Totalt intervjuades 176 hushåll, endast ett fåtal ytterligare var tillfrågade och avböjde. Studien visar anläggningarnas användningsgrad, bl.a. bränsleförbrukning per år, information som används i projektet för att beräkna utsläppsmängder. Ser man till alla med en lokaleldstad (braskamin etc.) var vedförbrukningen i genomsnitt $2.83 \text{ m}^3/\text{år}$, vid fjärrvärme och lokaleldstad $2.09 \text{ m}^3/\text{år}$ och vid elvärme och lokaleldstad $3.42 \text{ m}^3/\text{år}$. Den genomsnittliga vedförbrukningen för vedpannor var enligt intervjuerna $14.9 \text{ m}^3/\text{år}$. För pannor fanns inget samband mellan hög sotningsfrekvens enligt sotarregistren och hög vedförbrukning enligt intervjuerna.

Modellering av halter

Spridningsberäkningar har gjorts med hjälp av SIMAIR-veds lokala modeller för vedeldning och trafik. Bakgrundshalter baseras på mätdata. Först har beräkningar gjorts för att jämföra mot uppmätta halter. Därefter har yttäckande beräkningar gjorts som underlag för hälsoriskbedömningar. Resultaten kan sammanfattas på följande sätt:

Uppskattade årliga vedförbrukningar från eldningsvaneundersökningen ger modellerade halter som är i god överensstämmelse med uppmätta halter.

Fördelningen av vedförbrukningen i tiden har modellerats på två olika sätt, dels som funktion av temperatur och tidseriefunktioner, dels genom att använda uppmätta lokala halter som indikator på vedeldningsaktivitet. Den senare metoden ger bäst resultat, och används i hälsoriskberäkningarna.

Överensstämmelsen mellan mätta och modellerade halter av PM_{2.5} och B(a)P är god. För medelhalterna under mätperioden är skillnaderna för PM_{2.5} mindre eller lika med $\pm 0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för B(a)P mindre än lika med $0.04 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Halterna varierar inom orterna. Detaljerade yttäckande beräkningar för år 2013 har gjorts för Vännäs-Vännäsby, Sävar och Umeå. Den maximala årsmedelhalten av PM_{2.5} från vedeldning uppskattas till $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Vännäs-Vännäsby), $3.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sävar) och $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Umeå). De befolkningsviktade medelhalterna är betydligt lägre ca 0.91 , $0.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $0.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hälsoeffekter av vedrök

I hälsokonsekvensberäkningar är långtidsexponeringens konsekvenser för dödlighet och livslängdsförlust normalt den viktigaste konsekvensen. De översiktsartiklar och rapporter som diskuterar skillnader i effekter av partikelhalten (oftast som PM_{2.5}) mellan platser där vedrök varit en dominerande källa och studier från andra miljöer, har kommit till slutsatsen att det inte går att belägga att effekterna av vedrökspartiklarna är annorlunda än vad som är typiskt i urbana miljöer. Det talar för att hälsokonsekvensberäkningar för vedrökspartiklar kan baseras på etablerade exponeringsresponsfunktioner, som används i andra sammanhang och att det är

partiklar från förbränning som har störst betydelse, särskilt i sambanden med dödlighet. I en analys från Los Angeles County användes de lokala gradienterna i PM_{2.5} för att studera effekten på dödligheten (30+) bland medlemmar i den mycket undersökta ACS-kohorten (Jerrett et al, 2005). I den nationella ACS-baserade studien, som jämför risken mellan större områden och som påverkas av sekundärt bildade partiklar, har relativa risken oftast beräknats till ca 6 % per 10 µg/m³, medan resultatet med finare upplösning som speglar förbränningsrelaterade partiklar inom Los Angeles beräknar relativa risken till 17 % per 10 µg/m³. Storleksordningen på denna koefficient stämmer med vad man skulle förvänta sig utifrån meta-analysen för EC (Janssen et al, 2011). Vi har därför valt att anta att långtidsexponering för vedrök uttryckt som PM_{2.5} från vedeldning påverkar den totala dödligheten med en relativ risk på 17 % per 10 µg/m³. Denna koefficient avser egentligen vuxna (30+), men givet den mycket låga andelen av dödsfall i yngre åldrar och avsaknaden av en relevant riskkoefficient för påverkan på spädbarnsdödlighet och dödligheten hos personer yngre än 30 år, kan det vara rimligt att använda den för hela befolkningen.

Hälsokonsekvensberäkningarna

Den uppskattade dödligheten på grund av PM_{2.5} från vedrökspartiklar är för Vännäs-Vännäsby, Sävar och Umeå tätort, med en total befolkning på ca 100 000 personer, ca 4 personer per år. Det motsvarar ca 0.4 % av det totala antalet människor som dör (bortsett från skador) per år i dessa orter.

Den uppskattade dödligheten på grund av PM_{2.5} från vägtrafiken i Umeå tätort är 4.4 personer per år, vilket kan jämföras med motsvarande uppskattningar för vedrökspartiklar för Umeå tätort som är 2.5 personer per år, och för bakgrundshalterna som är 17 personer per år.

Innehållsförteckning

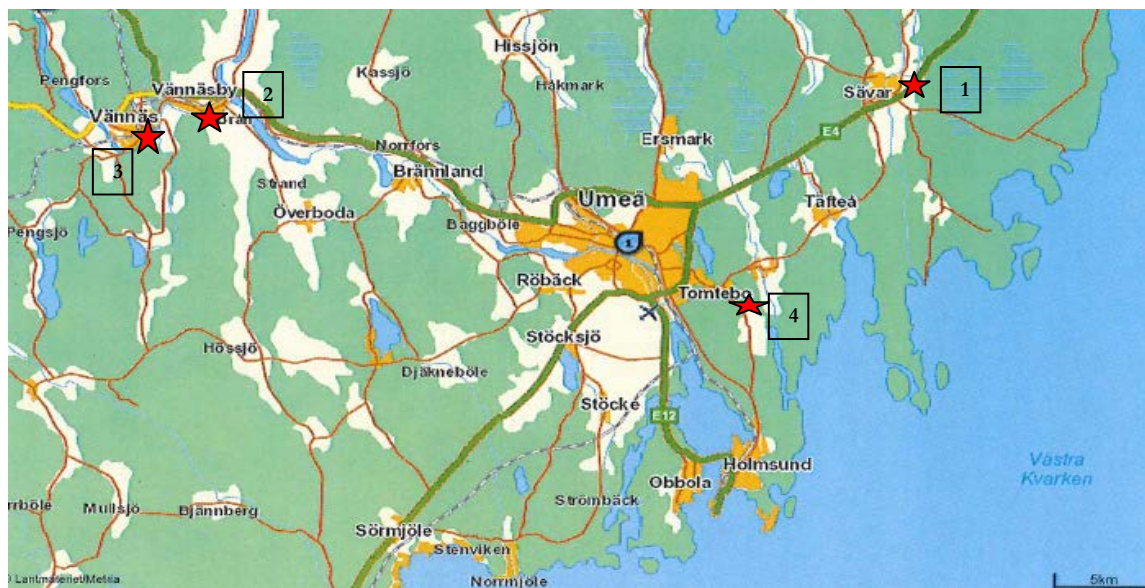
1	INLEDNING	1
2	MÄTDATA	1
3	BAKGRUNDSHALTER	2
4	BERÄKNING AV HALTER	3
4.1	Spridningsmodell.....	3
4.2	Emissioner	3
4.2.1	Eldningsvaneundersökning.....	3
4.2.2	Inventerade eldstäder	4
4.2.3	Vedförbrukning och aktivitetsdata.....	6
4.2.4	Emissionsfaktorer PM2.5	11
4.2.5	Emissionsfaktorer B(a)P	13
4.3	Vägtrafik.....	14
4.4	Meteorologiska data.....	15
5	RESULTAT AV HALTBERÄKNINGARNA	15
5.1	Vännäsby och Vännäs	15
5.2	Sävar	20
5.3	Umeå	24
6	HÄLSOKONSEKVENSBERÄKNINGAR	26
6.1	Hälsoeffekter av vedrök.....	26
6.2	Samband med halter i omgivningsluft i epidemiologiska studier	27
6.3	Valda antaganden	28
6.4	Haltfält och befolkningsdata	29
7	RESULTAT AV HÄLSOKONSEKVENSBERÄKNINGARNA	30
8	DISKUSSION	32
9	SLUTSATSER.....	33
	REFERENSER.....	35
	BILAGA 1: MÄTNING AV VEDRELATERADE LUFTFÖRORENINGAR I UMEÅ 2012/13.....	39
	BILAGA 2: ELDNINGSVANEUNDERSÖKNING.....	73

1 Inledning

Småskalig vedeldning är en betydande källa till bl.a. partiklar, polyaromatiska kolväten (PAH) och sot, föroreningar som påverkar luftkvaliteten negativt. Kunskapen är dock begränsad för såväl emissioner och halter som hälsokonsekvenser. På uppdrag av Naturvårdsverket har därför detta projekt genomförts med syfte att förbättra kunskapsläget avseende småskalig vedeldning. I projektet har mätningar av vedeldningsrelaterade luftföroreningar gjorts av IVL i några utvalda orter i Västerbotten. Umeå universitet har genomfört frågeundersökningar om eldningsvanor för dessa orter. Modellberäkningar av halter och exponering har utförts av SMHI och hälsokonsekvensberäkningar har gjorts av Umeå universitet och SMHI. Resultaten av projektet redovisas i denna rapport.

2 Mätdata

Mätningar av vedeldningsrelaterade luftföroreningar har utförts av IVL i fyra orter: Sävar, Vännäsby, Vännäs, och Tavleliden, se Figur 1. Syftet med mätningarna var dels att jämföra haltnivåer vid platser med olika eldningsbehov och eldningsvanor, samt relationer mellan olika vedeldningsrelaterade luftföroreningar, dels att validera de SIMAIR modellerade data av PM_{2.5} och benzo(a)pyren (B(a)P). Två olika kriterier användes för val av mätplatser. Det första var att mätplatserna representerade bostadsområden med vedpannor och kaminer. Som vägledning identifierades dessa områden med hjälp av de sotardata som också använts i projektet, se avsnitt 4.2.2. Det andra kriteriet var bostadsområdenas ålder, för att därigenom försöka få med en teknisk variation hos eldstäderna. Vännäs och Vännäsby består främst av äldre bebyggelse medan Sävar och framför allt Tavleliden har nyare bebyggelse.



Figur 1. De olika mätplatserna; 1) Sävar, 2) Vännäsby, 3) Vännäs och 4) Tavleliden.

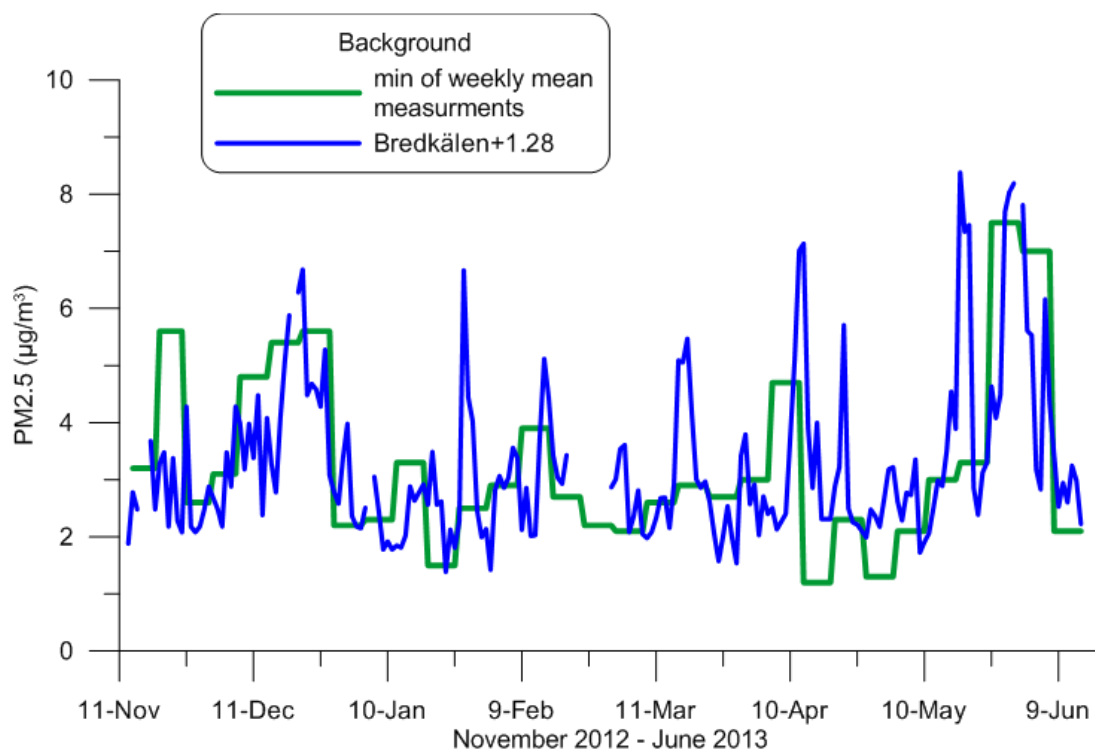
Mätningar utfördes under perioden november 2012 – december 2013 dygns- alternativt veckovis av PM_{2.5} och sot. Analys av partikelfiltren utfördes avseende PAH (inklusive B(a)P), black carbon (BC) och elementärt kol (EC). I Tabell 1 visas översiktligt omfattningen av mätningarna. För mer detaljerad information avseende mätplatser, mätmetoder och resultat, se IVLs rapport (Bilaga 1).

Tabell 1. Sammanställning av de luftkvalitetsmätningar som gjorts i projektet.

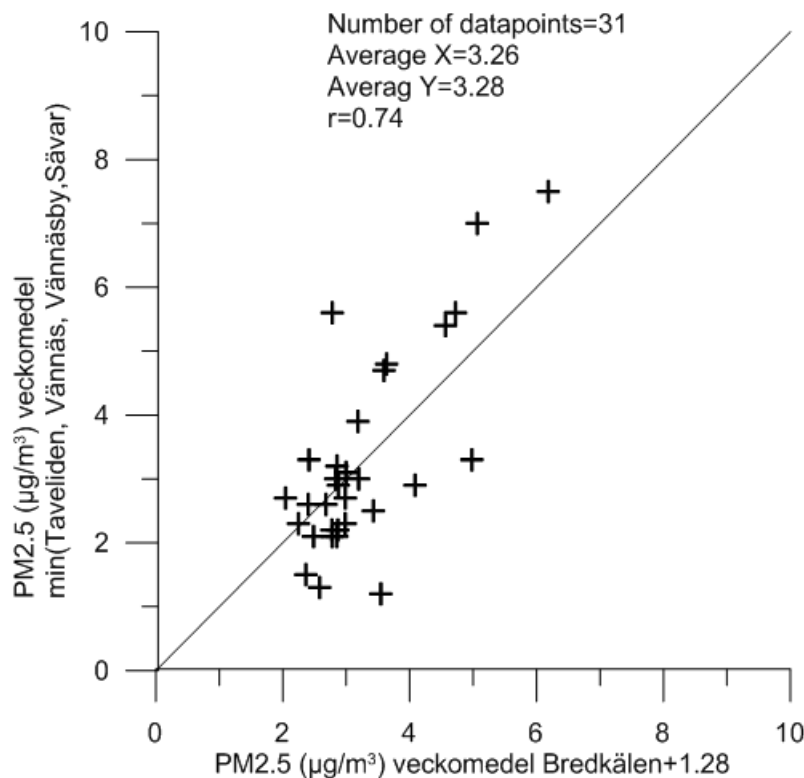
Plats	Ämne	Omfattning(mån)	Tidsupplösning
Sävar	PM2.5	14	dygn
Sävar	sot	8	dygn
Sävar	PAH	12	månad
Vännäsby	PM2.5	14	dygn
Vännäsby	PAH	12	månad
Vännäs	PM2.5, BC	6	vecka
Tavleliden	PM2.5, OC/EC, BC	6	vecka
Tavleliden	sot	6	dygn

3 Bakgrundshalter

För att kunna analysera vedeldningens roll i de utvalda orterna behöver bakgrundshalter uppskattas. Den närmaste bakgrundsstationen inom den nationella miljöövervakningen är Bredkälven som ligger ca 35 mil väster om Umeå. Mätdata från denna station representerar inlandsförhållanden. Tidigare kartläggningar av PM10 har visat på förhöjda halter närmare kusten (Gidhagen et al., 2013), vilket också bör gälla PM2.5. För att uppskatta detta tillägg använder vi mätdata från projektet genom att välja de lägsta uppmätta halterna av PM2.5 i Tavleliden, Vännäs, Vännäsby och Sävar. Eftersom mätningarna i Tavleliden och Vännäs är veckoprover används veckomedel för alla dessa stationer. Halterna i Bredkälven är för PM2.5 i genomsnitt $1.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lägre än dessa halter. Bakgrundshalterna av PM2.5 kan därför beräknas med hjälp av uppmätta halter vid Bredkälven och med detta tillägg, se Figur 2 och Figur 3.



Figur 2. Bakgrundshalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) uppskattas genom att använda mätdata från den regionala bakgrundsstationen Bredkälven med ett tillägg på $1.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jämförelse görs med de lägsta halterna av PM2.5 som uppmäts inom projektet, veckomedelhalter från Tavleliden, Vännäs, Vännäsby och Sävar.



Figur 3. Jämförelse mellan bakgrundshalter uppskattade, dels genom att använda Bredkälens mätdata med ett tillägg på $1.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dels genom att använda de lägsta halterna av PM2.5 från projektets mätdata.

4 Beräkning av halter

4.1 Spridningsmodell

Spridningsberäkningar har gjorts med SIMAIR-veds lokala modeller för trafik och vedeldning (Gidhagen, 2009; Omstedt, 2007; Omstedt et al, 2011a). Enbart lokala halter beräknas. Bakgrundshalterna analyseras med hjälp av mätdata, se avsnitt 3. För vägtrafikens bidrag i Umeå tätort används modellen i en nyligen utvecklad version där beräkningarna görs i inhomogena beräkningsrutor med små beräkningsrutor nära källorna och stora beräkningsrutor längre från källorna. Syftet är att snabba upp beräkningar, speciellt då de görs över stora områden och för många källor.

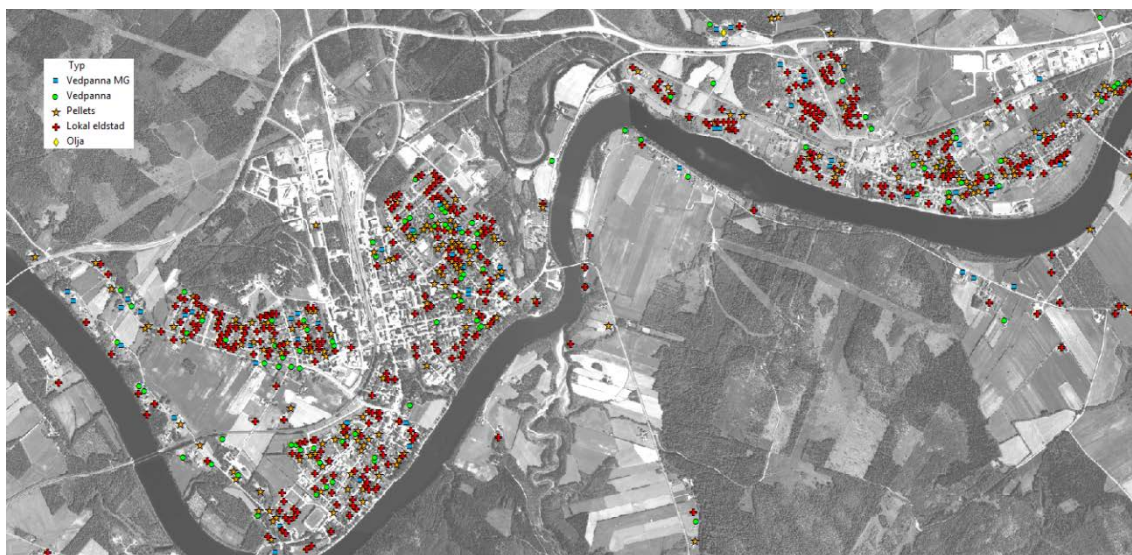
4.2 Emissioner

4.2.1 Eldningsvaneundersökning

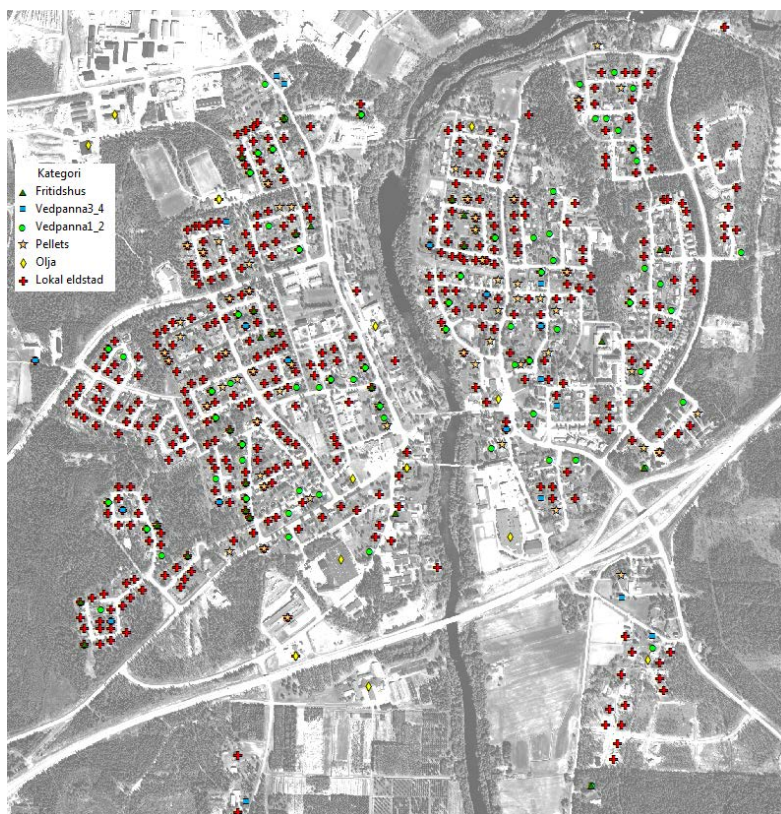
I syfte att få underlag om vedeldningens omfattning och emissioner har en eldningsvaneundersökning genomförts i de utvalda fyra områden där mätningarna genomförts. Undersökningen baseras på en besöksintervju genomförd av två personer, vilka följt ett formulär med frågor och standardiserat sina klassificeringar av de intervjuades svar av mer öppen karaktär. Totalt intervjuades 176 hushåll, endast ett fåtal ytterligare var tillfrågade. I bilaga 2 redovisas studien.

4.2.2 Inventerade eldstäder

En omfattande databas, innehållande information om eldstäder i Västerbotten, har tagits fram av Umeå universitet. Databasen bygger på information från olika sotningsdistrikt i Västerbotten. Eldstäderna har koordinatsats och klassificerats på ett enhetligt sätt. I Figur 4 visas inventerade eldstäder i Vännäs och Vännäsby och i Figur 5 visas inventerade eldstäder i Sävar. Tabell 2 visar hur eldstäderna är klassificerade.



Figur 4. Inventerade eldstäder i Vännäs och Vännäsby (från Lennart Jonsson Uu).



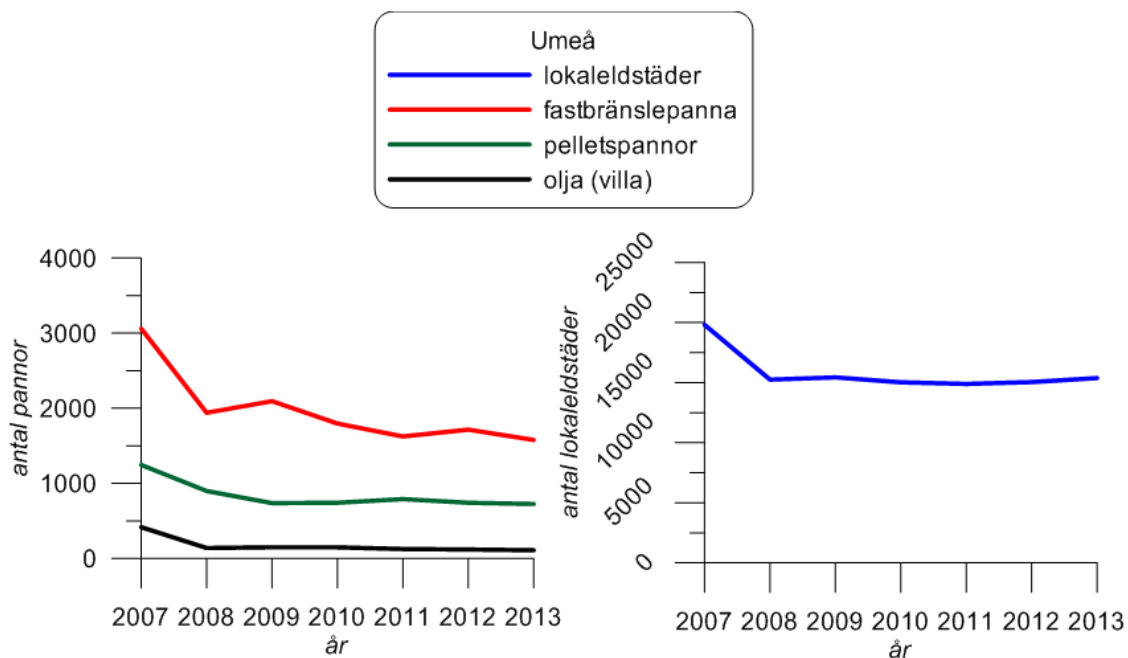
Figur 5. Inventerade eldstäder i Sävar (från Lennart Jonsson Uu).

Tabell 2. Klassificering av eldningsutrustning. Sotningsfrekvens 1 motsvarar sotning en till två gånger per år medan sotningsfrekvens 2 motsvarar sotning tre gånger eller mer per år.

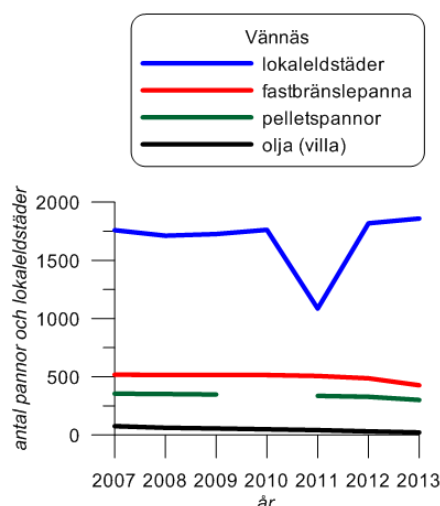
Typ av eldstad	Förklaring
1	Fritidshus, stuga
2	Vedpanna, sotningsfrekvens 1
3	Vedpanna, sotningsfrekvens 2
4	Pellets
5	Olja
6	Lokaleldstad, braskamin

Databasen bygger på sotardata som levererades till Umeå universitet maj-september 2009 för Umeås sotningsdistrikt och oktober 2009 för Vännäs sotningsdistrikt.

Statistisk information om antal pannor och lokaleldstäder i kommuner finns via Myndigheten för samhällskydd och beredskap (MSB, 2014). Årliga uppföljningar görs enligt lagen (2003:778) om skydd mot olyckor (LSO). I Figurerna 6 och 7 visas hur utvecklingen varit under tidsperioden 2007-2013 i Umeå och Vännäs. I Figurerna framgår att antal oljepannor minskat, för Umeå från 417 pannor år 2007 till 76 pannor år 2013. Motsvarande värden för Vännäs är 109 pannor år 2007 och 22 pannor år 2013. För övriga pannor i Umeå minskar dessa mellan åren 2007-2008 därefter har antalet eldstäder varit relativt konstant. I Vännäs har variationerna för övriga pannor varit relativt små, med undantag för det relativt låga värdet för lokaleldstäder år 2011. Detta värde kan emellertid vara felaktigt eftersom ingen kvalitetssäkring har gjorts av dessa data.



Figur 6. Förändringen av antal eldstäder i Umeå kommun under åren 2007-2013 (MSB, 2014).



Figur 7. Förändringen av antal eldstäder i Vännäs åren 2007-2013 (MSB, 2014)*. *Antalet pelletsannor för 2010 anges till samma antal som de för lokaleldstäder nämligen 1762, som troligtvis inte är rätt varför detta värde tagits bort.

4.2.3 Vedförbrukning och aktivitetsdata

I Tabell 3 visas de vedmängder som använts i beräkningarna. Enheten är m^3 ved per år och för pellets ton per år. Uppskattningen baseras på den eldningsvaneundersökning som gjorts i projektet, avsnitt 4.2.1. I Tabell 4 har dessa värden räknats om till mängden ved uttryckt i $\text{kg}/\text{år}$ och uppskattad användningstid (% per år). Vid dessa beräkningar antas att densitet för ved är $0.33 \text{ ton}/\text{m}^3$ och den genomsnittliga mängden ved/pellets som förbrukas vid eldning är ca 3 kg/timme . Som framgår av Tabell 4 sker vedeldningen i kaminer (typ 1 och 6) ca 3 % av tiden under ett år medan eldning i pannor (typ 2-4) sker ca 20 % av tiden under ett år. Det betyder att vedförbrukningen inte sker kontinuerligt utan vid vissa tillfällen under året. Det saknas dock information om när detta sker. Beskrivningen av förbrukningen av ved under året, som här benämns vedeldningsaktiviteten, behöver därför modelleras.

Tabell 3. Uppskattad genomsnittlig vedförbrukning, uppdelat på typ av eldstad, som använts i beräkningarna.

Typ av eldstad	Uppskattad vedförbrukning
1	2 m^3 per år
2	14.9 m^3 per år
3	14.9 m^3 per år
4	5.3 ton per år
5	0
6	2.8 m^3 per år

Tabell 4. Uppskattad genomsnittlig vedförbrukning (kg/år) och uppskattad genomsnittlig användningstid (% per år).

Typ av eldstad	Uppskattad vedförbrukning [kg/år]*	Uppskattad användningstid [% per år]*
1	660	2.5
2	4917	19
3	4917	19
4	5292	20
5	0	0
6	934	3.6

* densiteten för ved är 0.33 ton/m³ och den genomsnittliga mängden ved/pellets som förbrukas vid eldning är 3 kg/timme.

Tidigare modelleringar har visat på ett starkt samband mellan utomhustemperaturen och vedeldningsaktiviteten. Modelleringen i dessa miljöer har gjorts genom att på ett förenklat sätt relatera vedeldningsaktiviteten till husens uppvärmningsbehov genom så kallad graddagsmetodik (Omstedt, 2007).

I detta projekt har vedeldningsaktiviteten modellerats på två olika sätt. Den första metoden utnyttjar meteorologiska data (temperatur), information om antalet vedeldningstillfällen baserat på information om vedmängder och uppskattad användningstid (Tabell 4) samt tidsfunktioner av vedeldning som funktion av dag och vecka (metod 1). Den andra metoden utnyttjades uppmätta lokala halter i vedeldningsområden som indikator på vedeldningsaktivitet (metod 2).

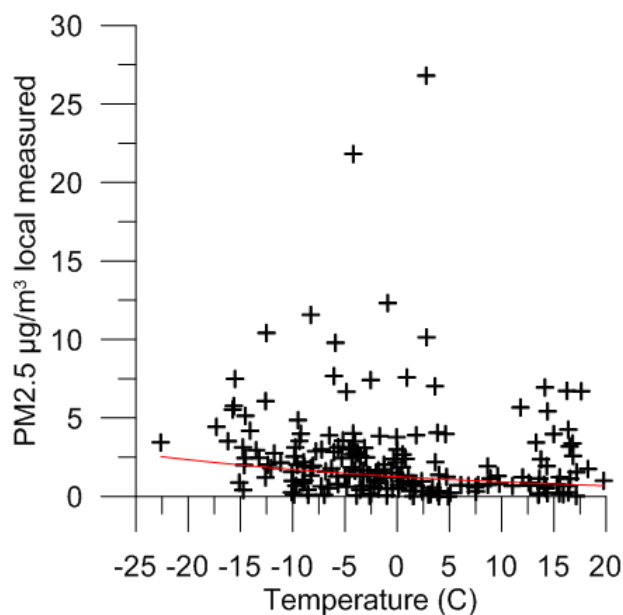
Låt $Q(h)$ beteckna emissionen av en förorening från en källa vid en given tidpunkt h . Sambandet mellan åremissionen, $Q_{år}$, och emissionen under den aktuella timmen kan då skrivas på följande sätt

$$Q(h) = Q_{år} * a(h) \quad (1)$$

där $a(h)$ anger aktivitetsfunktionen, vilken normaliseras så att summan av den under ett år är 1. Normaliseringen görs i modellen.

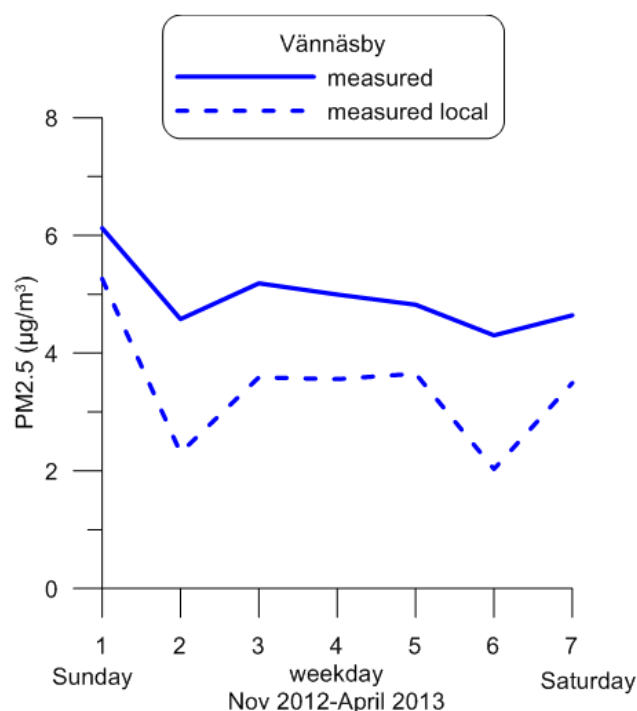
Vedeldningsaktivitet metod 1

I Figur 8 visar samband mellan lokala PM2.5 halter och temperaturen i Vännäsby. Som framgår av figuren är sambandet svagt. Lokala haltbidrag uppkommer i hela temperaturintervallet mellan -23 till +20 grader. Det finns dock ett svagt temperaturberoende som indikeras via den röda linjen.



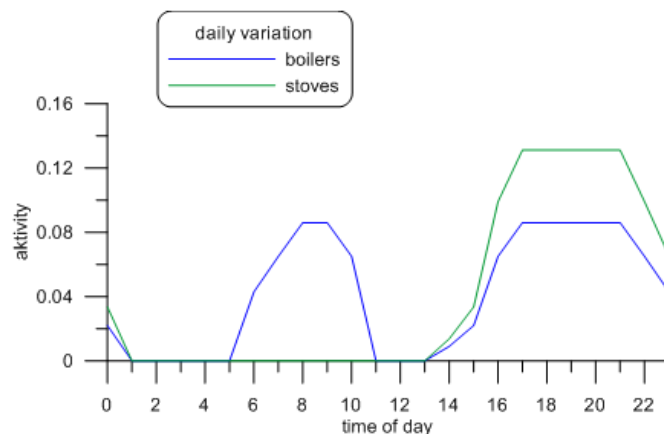
Figur 8. Jämförelse mellan lokala PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) och temperatur (C) i Vännäsby nov 2012-dec 2013. Figuren visar dygnsmedelvärden. Lokala PM2.5 halter har beräknats som skillnaden mellan uppmätta halter i Vännäsby och bakgrundshalter (avsnitt 3). Röd linje anger anpassad funktion.

I Figur 9 visas hur uppmätta PM2.5 halter varierar som funktion av veckodag. Både variationerna för uppmätta och lokalt uppskattade halter visas. Variationen är större för de senare. I genomsnitt eldas det mest på söndag och minst på måndag och fredag.



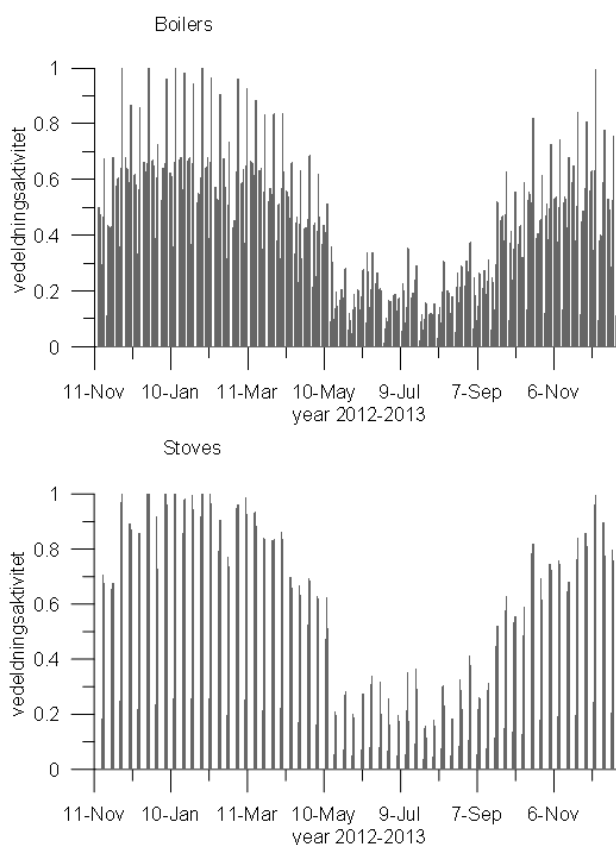
Figur 9. Uppmätta (heldragen linje) samt lokalt uppskattade (streckad linje) veckodagsmedelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Vännäsby perioden november 2012 till april 2013.

I Figur 10 visas de antagna variationerna under dygnet för vedpannor och vedkaminer. Som framgår av figuren antas att vedpannorna i genomsnitt används två gånger per dygn medan vedkaminerna används i genomsnitt en gång per dygn.



Figur 10. Aktivitetsfunktioner för den dygnsliga variationen av vedeldning i vedpannor och vedkaminer.

Vedeldningsaktiviteten anpassas också till antalet vedeldningstillfällen, se Tabell 4. Pannorna beräknas användas i genomsnitt 8 timmar per dygn och endast 5 dagar (onsdag-söndag) i veckan medan kaminer antas användas i genomsnitt 13 timmar per dygn och endast lördagar och söndagar. I Figur 11 visas modellerade vedeldningsaktiviteter för pannor och kaminer med de antaganden som beskrivits ovan.

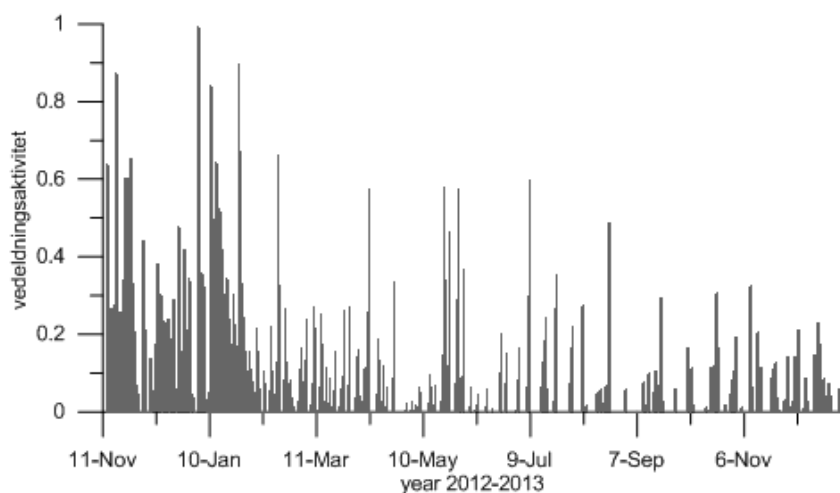


Figur 11. Aktivitetsfunktioner för pannor och kaminer med antagande om temperaturberoende och tidsvariationer under dygn och veckodagar.

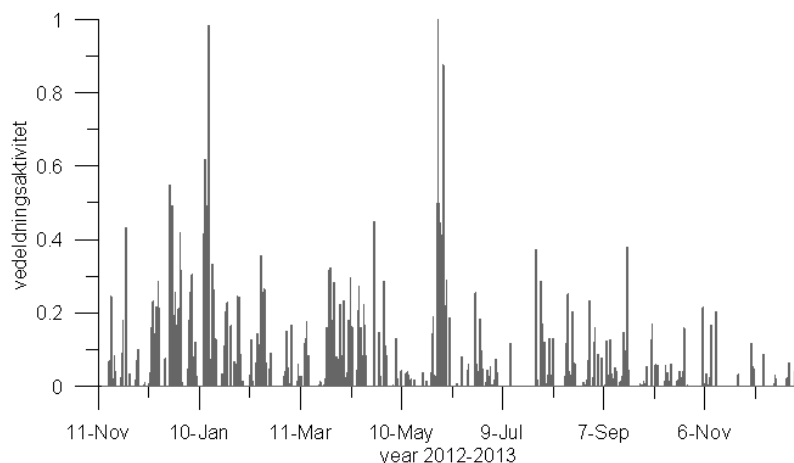
Vedeldningsaktivitet metod 2

Tidsvariationen av de lokala uppmätta halterna ger indikationer på vedeldning. I stället för att modellera detta, som gjorts i metod 1, utnyttjar vi mätningar direkt för att uppskatta

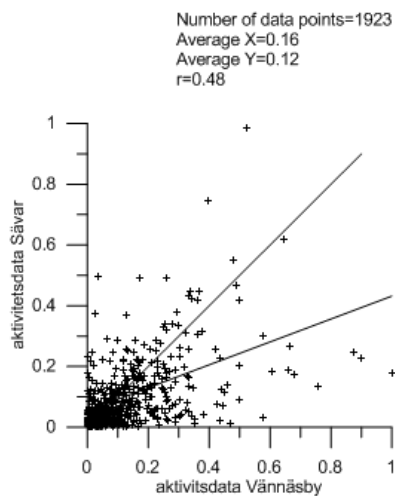
vedeldningsaktiviteten. I Figur 12 visas den uppskattade vedeldningsaktiviteten i Vännäsby och i Figur 13 i Sävar. Aktiviteterna skiljer sig åt men det finns också en viss likhet, som visas i Figur 14.



Figur 12. Aktivitetsfunktion baserat på lokala mätdata av PM2.5 vid Vännäsby.



Figur 13. Aktivitetsfunktion baserat på lokala mätdata av PM2.5 vid Sävar.



Figur 14. Jämförelse mellan aktivitetsfunktioner för Vännäsby och Sävar.

4.2.4 Emissionsfaktorer PM2.5

Emissionsfaktorerna för PM2.5 baseras på Johansson et al., 2004, Todorovic et al, 2007, Nussbaumer et al., 2008 och Linda Bäver, 2009. Klassificeringen av eldstäder görs i SIMAIR-ved enligt SP, Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (Todorovic et al, 2007), se Tabell 5.

Tabell 5. SP:s klassificering av eldstäder för småskalig biobränsleeldning.

SP Typ	Beskrivning	Beteckning
1	Icke BBR-godkänd vedeldad panna som pyrelldas (utan ackumulatortank)	IBGP
2	Icke BBR-godkänd vedeldad panna som braseldas (utan ackumulatortank)	IBGB
3	Icke BBR-godkänd vedeldad panna med ackumulatortank	IBGA
4	BBR-godkänd vedeldad panna utan ackumulatortank	BG
5	BBR-godkänd vedeldad panna med ackumulatortank	BGA
6	Pelletseldning	PE
7	Tung lokaleldstad	TLE
8	Lätt lokaleldstad	LLE
9	Oljeeldning	OE

Emissionsfaktorer för partiklar enligt Todorovic et al, 2007 visas i Tabell 6.

Tabell 6. Emissionsfaktorer för partiklar (mg/MJ) enligt Todorovic et al, 2007.

Typ	SPmin	SPmedian	SPmax
IBGP	350	1300	2200
IBGB	73	120	260
IBGA	87	95	100
BG			
BGA	11	44	450
PE	10	28	66
TL			
LL	22	58	180
OE	6	9	12

Värdena på emissionsfaktorerna är beroende på mätmetod (Nussbaumer et al., 2008). De svenska mätningarna avser främst filtermätningar som fångar den fasta delen av partiklarna. För att fånga både den fasta delen och övriga kondensat fodras andra mätmetoder t.ex. via spädkammare, som diskuteras av Nussbaumer et al., 2008. Skillnaderna mellan filtermätningar och spädkammarmätningar är beroende på förbränningsförhållandena. Ju högre emissioner av oförbränt, vilket indikeras av t.ex. CO eller totala gasformiga kolväten, desto större skillnader. I samråd med Linda Bäver (2009) har nya emissionsfaktorer tagits fram, baserat på de resultat som visas i Tabell 6 men där hänsyn tas till skillnader i filter- och spädkammarmätningar. Principen är följande. För kaminer är utgångspunkten Nussbaumer et al., 2008, som rapporterar att emissionsfaktorerna för fasta partiklar varierar mellan 64 till 87 mg/MJ medan mätningar som också innehåller kondensaten via spädkammare visar betydligt högre värden mellan 340 till 544 mg/MJ. Valt värde i SIMAIR-ved är för kaminer 400 mg/MJ. Pellets har allmänt god förbränning dvs. liten skillnad mellan filter och spädkammarmätningar, som försummas tillsvidare. För moderna vedpannor kan skillnaden vara en faktor 2. För gamla vedpannor kan skillnaden mellan filter och spädkammare vara en faktor 10 eller mer.

I en studie i ett mindre samhälle i Danmark (Slagslunde) uppskattat emissionsfaktorn av PM2.5 som medelvärde för kaminer i Slagslunde till 440 mg/MJ (Olesen et al., 2012). I Tabell 7 visas de emissionsfaktorer som för närvarande används i SIMAIR-ved.

Tabell 7. Emissionsfaktorer för partiklar (mg/MJ) som används i SIMAIR-ved.

Typ	Emissionsfaktor [mg/MJ]
IBGP	2190
IBGB	1148
IBGA	190
BG	120
BGA	88
PE	28
TL	400
LL	400
OE	9

I Västerbottenprojektet görs inte samma klassificering av eldstäderna som ovan. Eldstäderna klassificeras i sex klasser enligt Tabell 2. För kaminer används 400 mg/MJ medan för vedpannor används 600 mg/MJ vilket avser en sammanvägd emissionsfaktor för olika typer av vedpannor, se Tabell 8.

Tabell 8. Genomsnittliga emissionsfaktorer för PM2.5 (mg/MJ) som används i detta projekt. Sotningsfrekvens 1 motsvarar sotning en till 2 gånger per år medan sotningsfrekvens 2 motsvarar sotning tre gånger eller mer per år.

Typ av eldstad	Förklaring	Emissionsfaktor för PM2.5 [mg/MJ]
1	Fritidshus, stuga	400
2	Vedpanna, sotningsfrekvens 1	600
3	Vedpanna, sotningsfrekvens 2	600
4	Pellets	28
5	Olja	9
6	Lokaleldstad, braskamin	400

I EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 (GB2013) görs en uppdatering av metodiken för småskalig biobränsleeldning. I GB2013 poängteras betydelsen av mätmetod och testmetodik för framtagning av emissionsfaktorer för partiklar. I handboken prioriteras mätningar med spädkammarmetodik. I Tabell 9 sammanställs emissionsfaktorer för PM2.5 från GB2013. Värdena för kaminerna är högre och för pannorna något lägre än de som valts i Tabell 8. Värdet för kaminerna i GB2013 är också högre än det som uppskattats i Danmark (Olesen et al., 2012). Uppskattningen för pannor i GB2013 baseras på att de högsta värdena för gamla pannor inte tagits med.

Tabell 9. Emissionsfaktorer för partiklar från småskalig vedeldning (GB2013).

Typ av eldstad	Emissionsfaktor för PM2.5 [mg/MJ]
Konventionell kamin	740
Konventionell panna < 50 kW*	470
Avancerad/ miljömärkt kamin eller panna	93
Pellets kamin eller panna	29

* uppskattningen baseras på antagande att 2/3 av veden förbränns i gamla pannor och 1/3 i nya pannor men då det högsta värdet för gamla pannor inte tagits med.

4.2.5 Emissionsfaktorer B(a)P

I Tabellerna 10 och 11 visas uppskattade emissionsfaktorer av B(a)P från småskalig vedeldning. Tabell 10 visar uppskattningarna som görs i EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 (GB2013) och i Tabell 11 visas uppskattningarna enligt SMED. Som framgår av tabellerna är SMED uppskattningar något lägre, vilka också väljs i detta projekt, se tabell 12

Tabell 10. Emissionsfaktorer för B(a)P från småskalig biobränsleeldning (GB2013).

Typ av eldstad	Emissionsfaktor för B(a)P [mg/GJ]
Konventionell vedpanna	151
Öppen vedspis	68
Konventionell vedkamin	68
Miljömärkt vedkamin	6
Pellets kamin	12

Tabell 11. Emissionsfaktorer för B(a)P(mg/GJ) från småskalig biobränsleeldning (SMED).

Sektor	Typ av eldstad	Fuel type	mg BaP/GJ
Bostäder	Vedpanna	Wood logs	80
		Wood chips	80
		Pellets	1
	Kamin	Wood logs	50
		Wood chips	50
		Pellets	1
	Open fire places	Wood logs	50
		Wood chips	-
		Pellets	-
Other consumption	All technologies	All biomass	80

Tabell 12. Genomsnittliga emissionsfaktorer för B(a)P (mg/MJ) som används i detta projekt.

Typ av eldstad	Förklaring	Emissionsfaktor för B(a)P [mg/MJ]
1	Fritidshus, stuga	0.05
2	Vedpanna, sotningsfrekvens 1	0.08
3	Vedpanna, sotningsfrekvens 2	0.08
4	Pellets	0.001
5	Olja	0.001
6	Lokaleldstad, braskamin	0.08

I Tabell 13 visas en sammanställning av typiska emissionsfaktorer från olika fordon enligt GB2013.

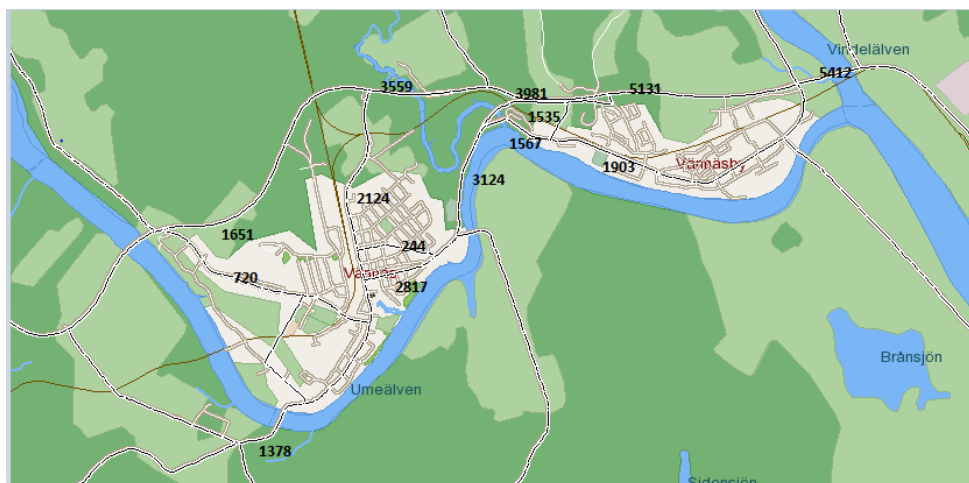
Tabell 13. Emissionsfaktorer av B(a)P från olika fordon (GB2013).

Fordonstyp	Bränsle	Teknologi	Emissionsfaktor [mg/fkm]	B(a)P
personbilar	bensin	Euro1-Euro4	3.20E-04	
personbilar	diesel	Euro1-Euro4	1.74E-03	
lätta transport fordon <3.5 ton	bensin	Euro1-Euro4	3.20E-04	
lätta transport fordon <3.5 ton	diesel	Euro1-Euro4	6.30E-04	
tunga transportfordon och bussar	diesel	Euro1-Euro4	9.00E-04	

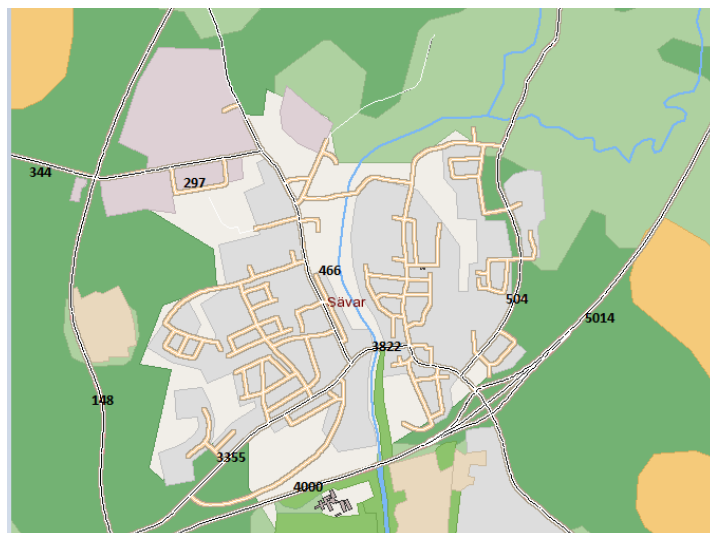
4.3 Vägtrafik

I Figurerna 15 och 16 visar SIMAIRs uppskattade trafikmängder för en del vägar i Vännäs-Vännäsby och Sävar år 2013. Enheten är antal fordon per årsmedeldygn. Uppskattningarna baseras på stickprovsmätningar och beräkningar av Trafikverket. I figurerna visas bara några utvalda vägavsnitt. Trafikinformation finns för alla vägar som anges med ett svart streck i figuren.

För Umeå tätort har i ett tidigare projekt (Omstedt et al., 2011c) en emissionsdatabas för vägtrafiken tagits fram baserat bl.a. på trafikmätningar för åren 2008 och 2009. Denna databas använts även i detta projekt. Spridningsberäkningar för Umeå tätort görs i ett inhomogent beräkningsrutnät med rutor av storleken 25*25 meter nära vägarna. Spridningsberäkningar görs för partiklarnas avgasdel, *PM avgaser*. Därefter beräknas *PM2.5* som summan av *PM avgaser* och *PM2.5 icke avgaser*. Den senare beror dels på andelar dubbdäck dels på meteorologin för det aktuella året. Med hjälp av SIMAIR-väg har vi uppskattat relationer mellan *PM10 icke-avgaser* och *PM avgaser* för Umeå år 2013. För Umeå tätort år 2013 är den genomsnittliga kvoten ca 9.9. Delen av *PM10 icke-avgaser* som utgörs av *PM2.5 icke-avgaser* uppskattas till ca 20 % för Horngatan åren 2002-2004 enligt Ketzal et al, 2007. Denna relation används även här. Det betyder att *PM2.5 icke avgaser* kan beräknas förenklat som 1.98 gånger *PM avgaser*, vilket använts i de beräkningarna som visas i Figur 33.



Figur 15. Uppskattade trafikmängder (antal fordon/ årsmedeldygn) för en del vägar i Vännäs-Vännäsby år 2013.



Figur 16. Uppskattade trafikmängder (antal fordon/ årsmedeldygn) för en del vägar i Sävar år 2013.

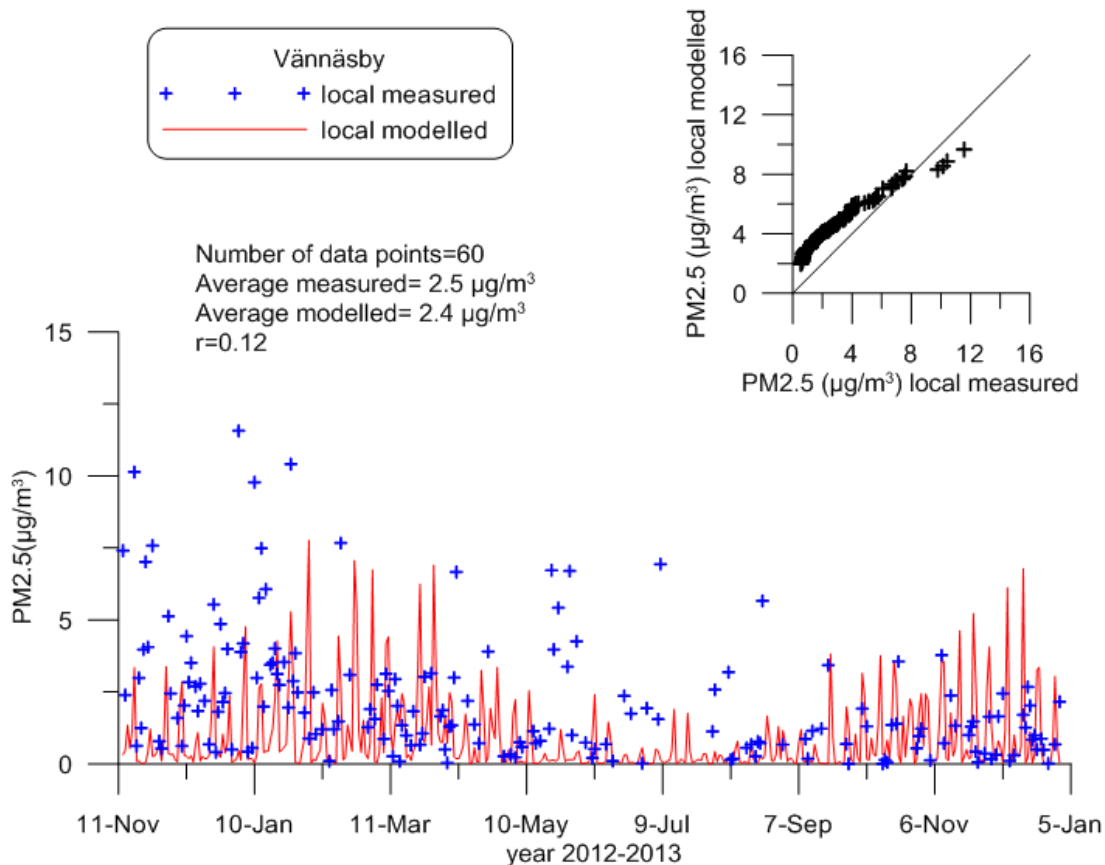
4.4 Meteorologiska data

De meteorologiska data som används i beräkningarna kommer från SMHI:s Mesan system (Häggmark et al., 2000), som baseras på optimal interpellationsteknik. Meteorologiska data genereras i ett beräkningsrutnät som täcker hela landet. Bakgrundsdata är modelldata från en väderprognosmodell (HIRLAM), som tillsammans med alla tillgängliga meteorologiska observationer, radardata och satellitdata analyseras i ett rutnät om 11*11 km.

5 Resultat av haltberäkningarna

5.1 Vännäsby och Vännäs

Vi börjar jämföra de två olika metoderna för att modellera vedeldningsaktiviteten. I Figur 17 visas beräkningsresultaten då vedeldningsaktiviteten modellerats enligt metod 1 och i Figur 18 visas beräkningsresultaten då vedeldningsaktiviteten modellerats enligt metod 2. I bägge fallen är de modellerade långtidsmedelvärdena i god överensstämmelse med uppmätta värden. Det tyder på att uppskattade årliga vedmängder (Tabell 3) är rimliga. I Figur 17 är dock korrelationen mellan mätta och beräknade lokala halter låg. Det är således svårt att med metod 1 kunna beskriva den tidsmässiga variationen. Haltnivåerna är dock relativt rimliga vilket visas i den övre mindre figuren där halterna sorterats i storleksordning.

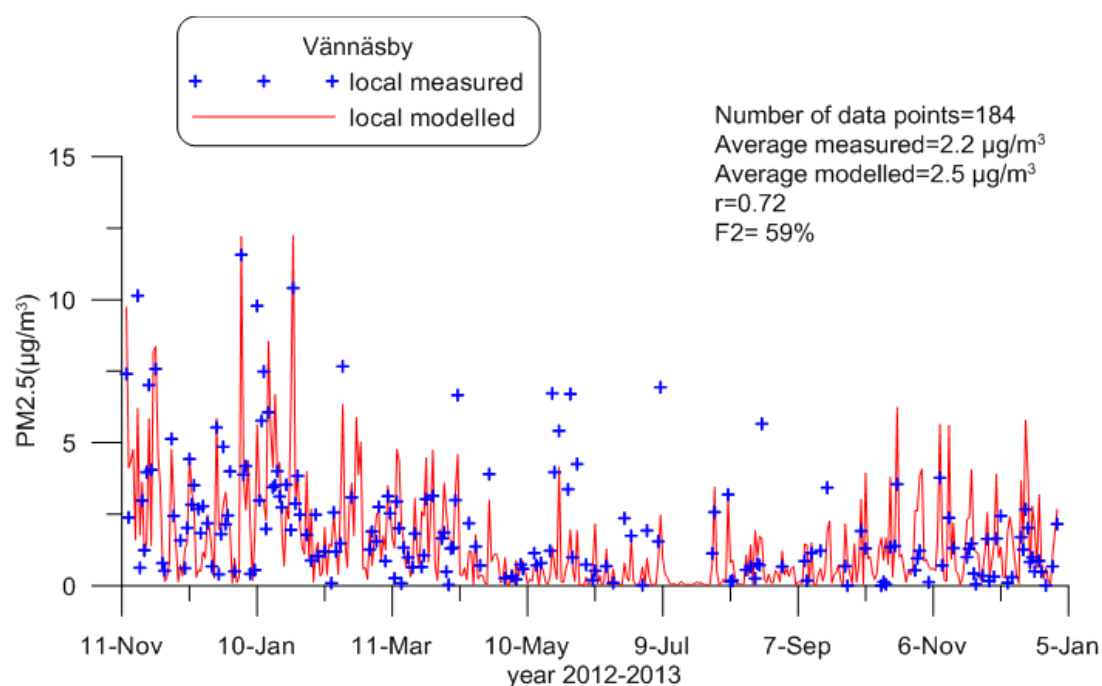


Figur 17. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta lokala dygnsmedelvärden av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Vännäsby. Beräkningarna har gjorts med uppskattad genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och modellerad aktivitetsdata baserat på metod 1 (Figur 11). Enbart halter större än $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ visas i figuren. Övre högra figuren visar samma resultat som visas i den nedre figuren men då haltdata är sorterad i storleksordning.

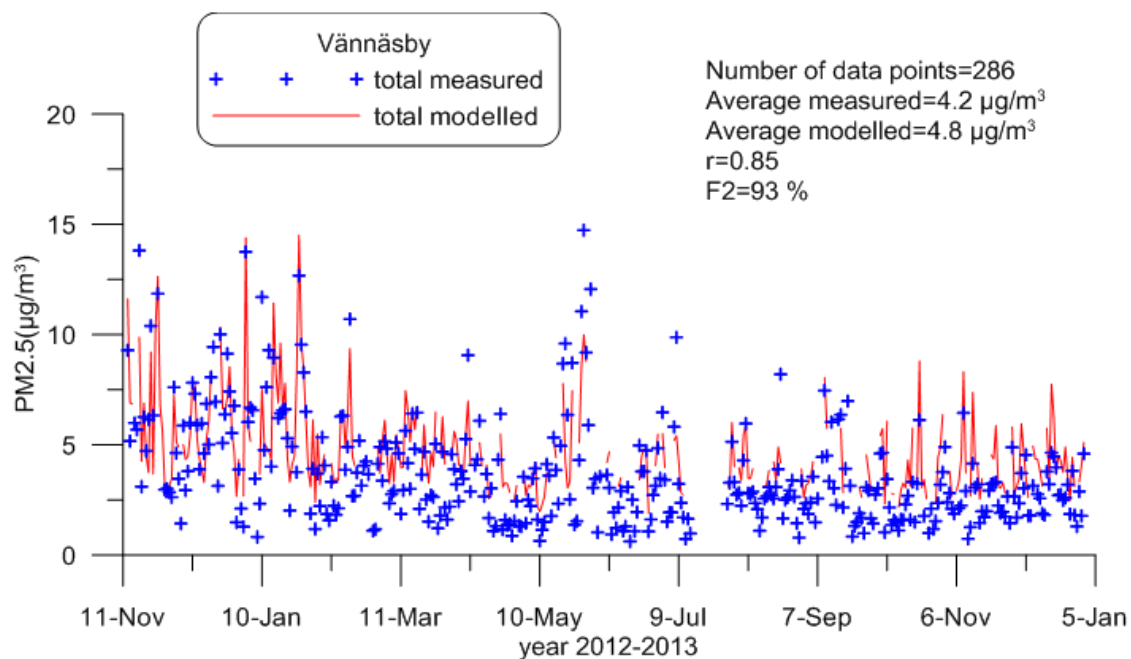
I Figur 18 visas beräkningsresultaten då metod 2 används för att beskriva vedeldningsaktiviteten. Resultatet är här bättre än det som visas i Figur 17. Korrelationen är 0.72 och F2, som anger antal beräkningsfall som är inom faktorn 2 av uppmätta halter, är 59 %. I Figur 19 jämförs beräknade och uppmätta totala halter av PM2.5. Genom att inkludera bakgrundshalterna i beräkningarna ökar korrelationens till 0.85 och F2 ökar till 93 %.

I Figur 20 jämförs beräknade och uppmätta PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Vännäs. Vedeldningsaktiviteten beskrivs här med hjälp av metod 2 (Figur 12). Mätdata avser veckomedelvärden. Korrelationen är 0.5 och F2 92 %.

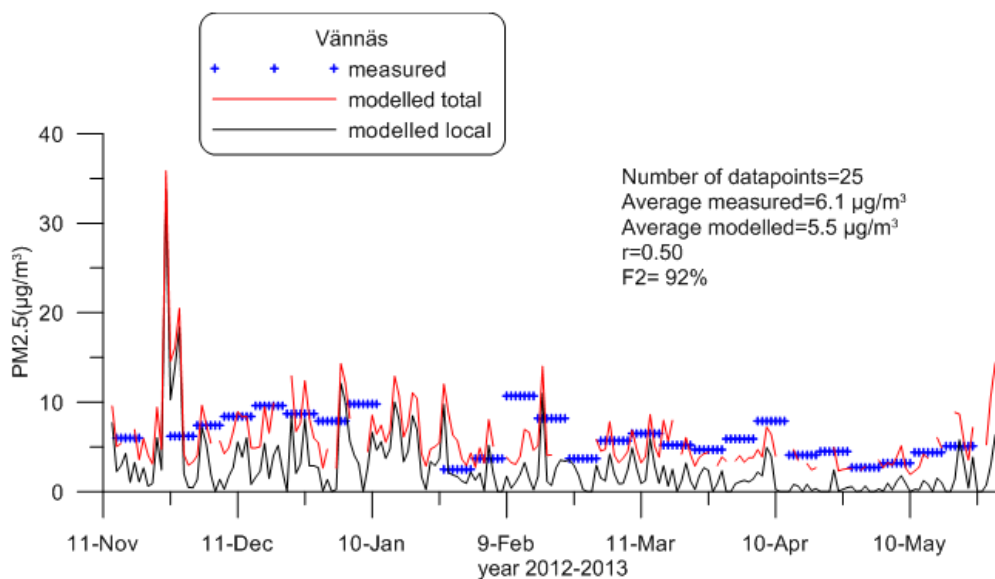
Figurerna 18 - 20 visar således att modellen väl beskriver uppmätta halter av PM2.5 i Vännäsby och Vännäs. Vi kan därför ta nästa steg i modelleringen, nämligen att beräkna yttäckande årsmedelhalter för Vännäsby och Vännäs, som kan användas som underlag i hälsokonsekvensberäkningarna. I Figur 21 visas beräknade lokala årsmedelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från vedeldningen i Vännäs och Vännäsby år 2013. Årsmedelvärdet vid mätplatsen är $1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kartans högsta värde (KHV) är $2.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och det ytintegrerade medelvärdet (YMV) är $0.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I Figur 22 visas beräknade årsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från vägtrafiken i Vännäs och Vännäsby år 2013. Exempel på trafikdata som används i beräkningarna visas i Figur 15. Årsmedelvärdet vid mätplatsen är $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kartans högsta värde (KHV) är $2.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och det ytintegrerade medelvärdet (YMV) är $0.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Som framgår av figuren är bidraget från den lokala trafiken litet i förhållande till bidraget från den lokala vedeldningen.



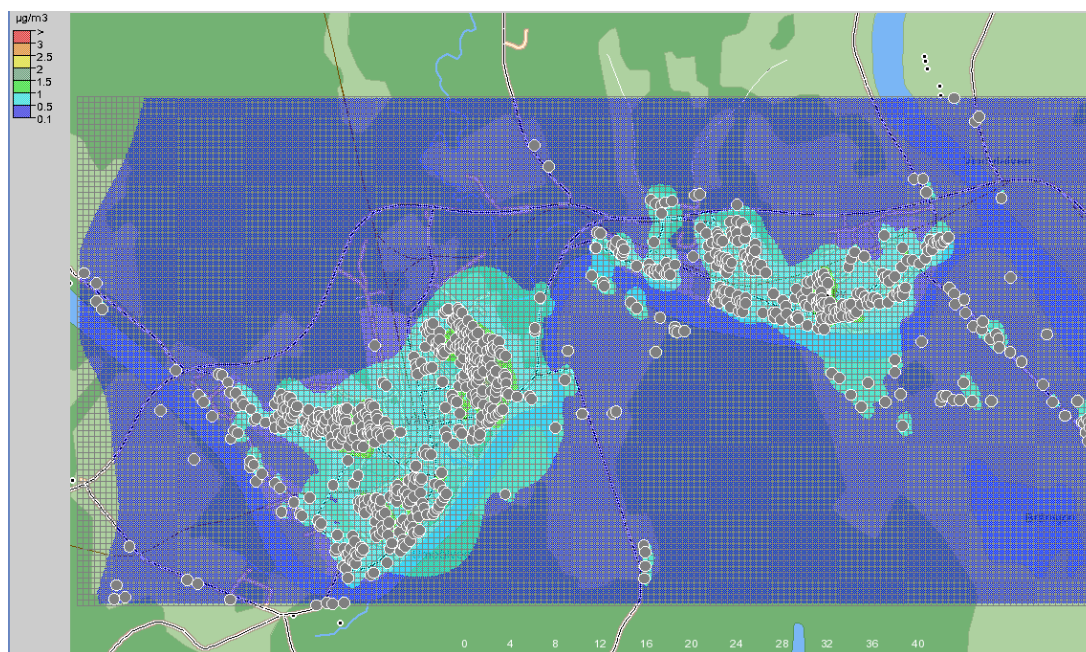
Figur 18. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta lokala dygnsmedelvärden av PM2.5 (µg/m³) i Vännäsby. Beräkningarna har gjorts med uppskattad genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och aktivitetsdata baserat på metod 2 (Figur 12). Den lokala trafikens bidrag är inkluderat. *r* anger korrelationskoefficient och F2 anger antal beräkningsfall som är inom faktorn 2 av uppmätta halter.



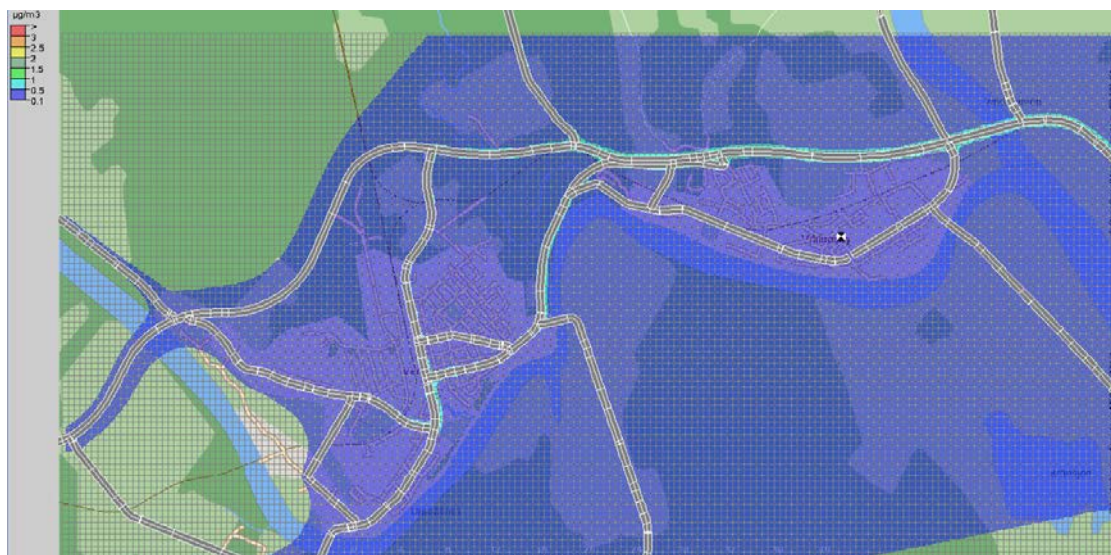
Figur 19. Som Figur 18 men för totala PM2.5 (µg/m³).



Figur 20. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Vännäs. Mätdata avser veckomedelvärden. Beräkningarna har gjorts med uppskattad genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och aktivitetsdata baserat på metod 2 (Figur 12). r anger korrelationskoefficient och $F2$ anger antal beräkningsfall som är inom faktorn 2 av uppmätta halter.

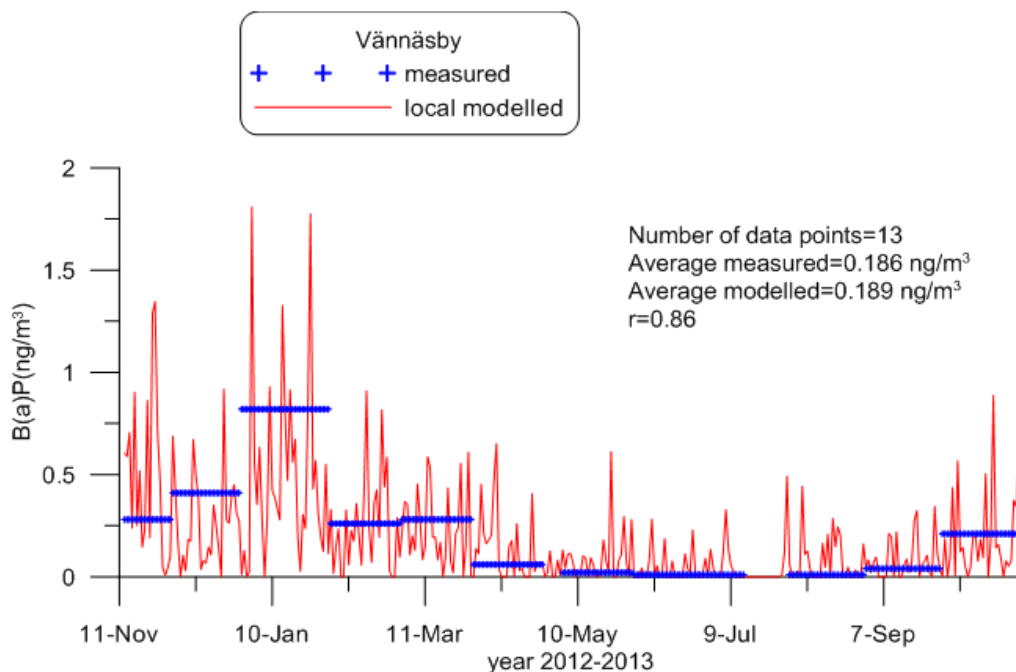


Figur 21. Beräknade lokala årsmedelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från vedeldningen i Vännäs och Vännäsby år 2013. Årsmedelvärdet vid mätplatsen är $1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kartans högsta värde (KHV) är $2.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och det ytintegrerade medelvärdet (YMV) är $0.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Grå punkter anger de källor som ingår i beräkningarna. Beräkningsrutornas storlek är 50×50 meter.



Figur 22. Beräknade årsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från vägtrafiken i Vännäs och Vännäsby år 2013. Årsmedelvärdet vid mätplatsen är $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kartans högsta värde (KHV) är $2.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och det ytintegrerade medelvärdet (YMV) är $0.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Svart/vita punkten anger mätplatsen. Gråa linjer anger de vägar som ingår i beräkningarna. Beräkningsrutornas storlek är 50×50 meter.

Mätningar av PAH:er och B(a)P har gjorts vid Vännäsby och Sävar. Mätdata för B(a)P avser månadsmedelvärden. Beräkningar av B(a)P görs för alla källor i Vännäs-Vännäsby och Sävar. I Figur 23 jämförs beräknade dygnsmedelhalter med uppmätta månadsmedelhalter av B(a)P från vedeldningen i Vännäs och Vännäsby. För att jämförelsen skall bli fullständig behövs bakgrundshalten och vägtrafikens bidrag adderas. Dessa är små, det regionala bidraget är ca $0.05 \text{ ng}/\text{m}^3$ och vägtrafikens bidrag är ca $0.005 \text{ ng}/\text{m}^3$. Beräkningarna för Vännäsby, som visas i Figur 23, överskattar därför något uppmätta halter, med ca 30 % då dessa bidrag tagits med. Korrelationen, som är 0.86, är god.



Figur 23. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta lokala halter av B(a)P (ng/m^3) i Vännäsby. Beräkningarna har gjorts med uppskattad genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och modellerad vedeldningsaktivitet baserat på metod 2 (Figur 12). r anger korrelationskoefficienten.

I Figur 24 visas beräknade årsmedelhalter av B(a)P från vedeldningen i Vännäs och Vännäsby år 2013. Halterna varierar inom beräkningsområdet. Kartans högsta värde (KHV) är 0.4 ng/m^3 . Bidraget från den lokala vägtrafiken är litet, mindre eller lika med 0.01 ng/m^3 .

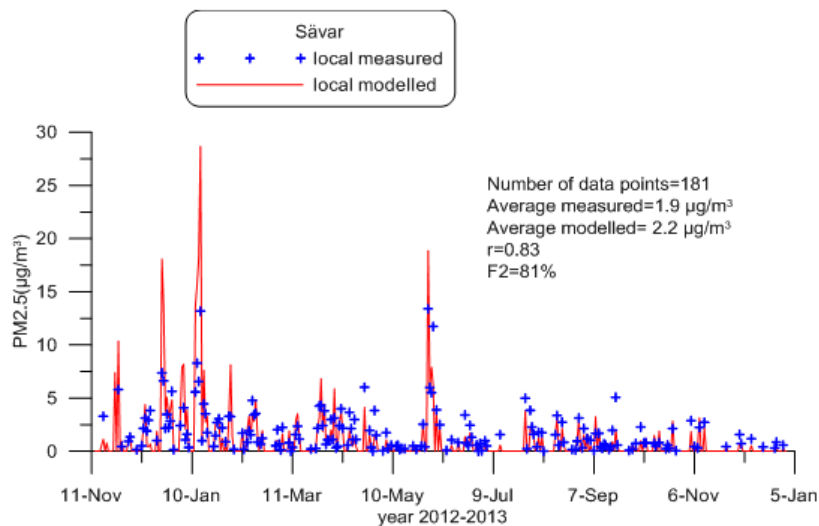


Figur 24. Beräknade årsmedelhalter av B(a)P (ng/m^3) från vedeldning i Vännäs och Vännäsby år 2013. Årsmedelvärde vid mätplatsen är 0.2 ng/m^3 . Kartans högsta värde (KHV) är 0.4 ng/m^3 . Bidraget från den lokala vägtrafiken är litet, mindre eller lika med 0.01 ng/m^3 .

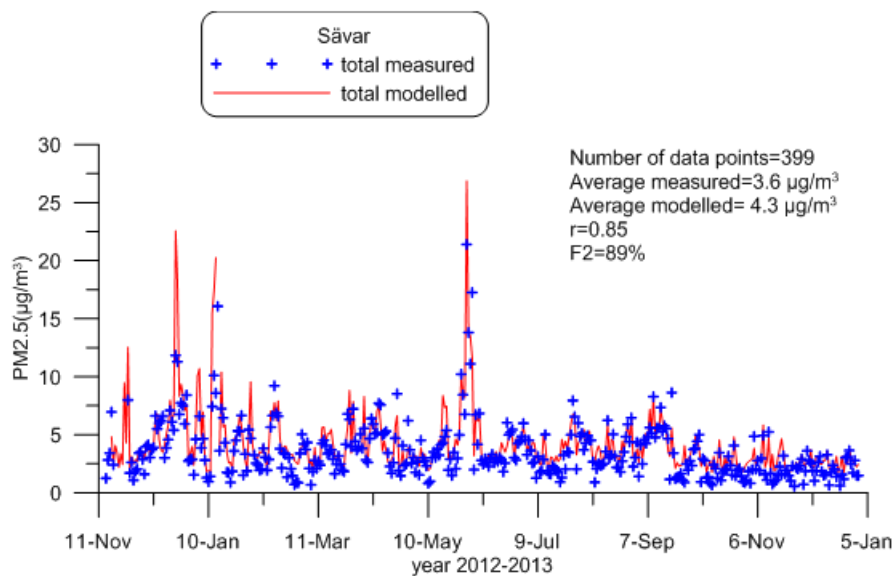
Bidraget från den lokala vägtrafiken kan uppskattas genom att utgå från beräknade PM10 halter från trafiken (Figur 22) och skala om beräkningarna med emissionsfaktorer för B(a)P (Tabell 13). Enligt Figur 22 beräknas KHV (Kartans Högsta Värde) för PM10 till $2.5 \mu\text{g/m}^3$, emissionsfaktorn för PM10 beräknas till 250 mg/fkm och emissionsfaktorn för B(a)P till 0.001 mg/fkm varför det högsta värdet från fordonstrafiken för B(a)P beräknas till 0.01 ng/m^3 .

5.2 Sävar

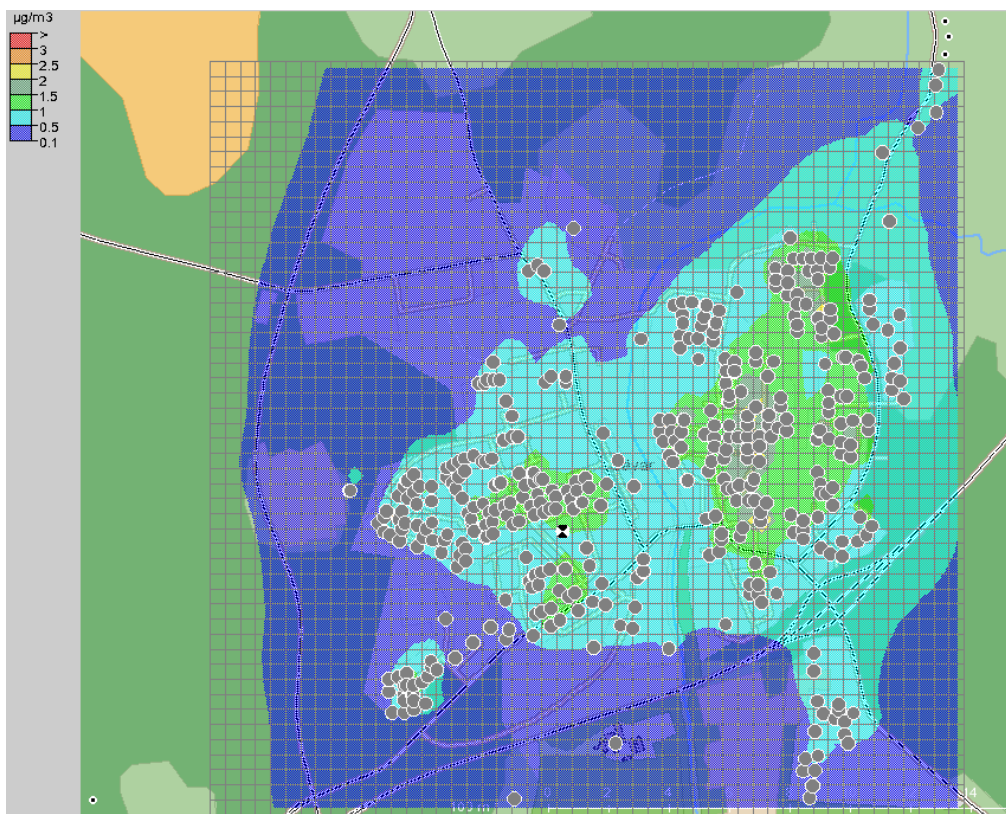
I Figur 25 jämförs beräknade och uppmätta lokala halter av PM2.5 ($\mu\text{g/m}^3$) i Sävar. Beräkningarna har gjorts med uppskattade genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och modellerad vedeldningsaktivitet baserat på metod 2 (Figur 13). Den lokala trafikens bidrag är inkluderat. Som framgår av figuren är överensstämmelsen mellan beräknade och uppmätta halter god, korrelationen är 0.83 och F2 är 81 %. I Figur 26 jämförs på motsvarande sätt totala halter. Korrelationen ökar till 0.85 och F2 ökar till 89 %. Figurerna 25 och 26 visar således att modellen väl beskriver uppmätta halter av PM2.5 i Sävar. Vi kan därför ta nästa steg i modelleringen, nämligen att beräkna yttäckande årsmedelhalter för Sävar, som kan användas som underlag i hälsokonsekvensberäkningarna. I Figur 27 visas resultatet för vedeldningen och i Figur 28 för vägtrafiken för år 2013. Exempel på trafikdata som används i beräkningarna visas i Figur 16.



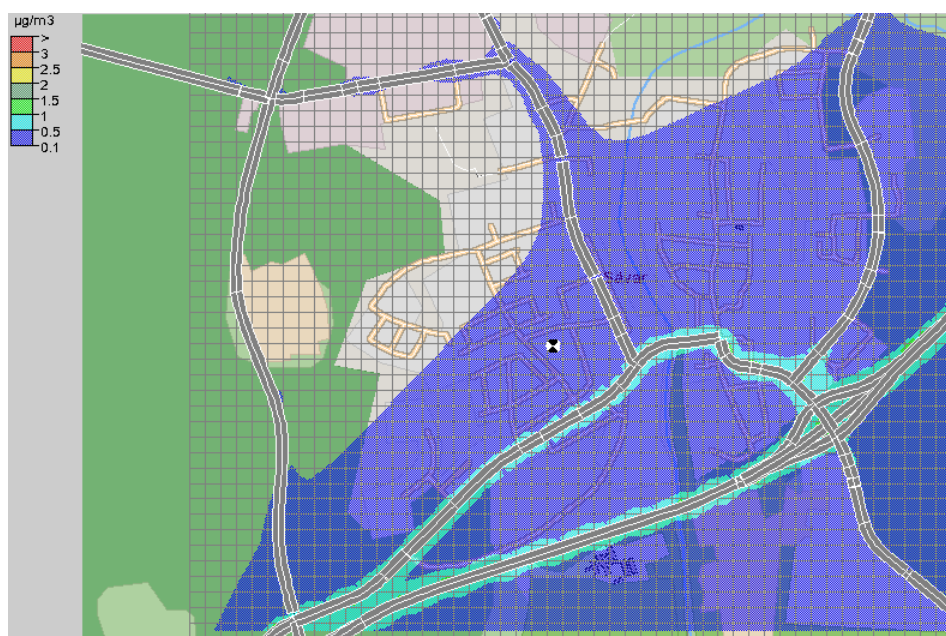
Figur 25. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta lokala halter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Sävar. Beräkningarna har gjorts med uppskattad genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och modellerad vedeldningsaktivitet baserat på metod 2 (Figur 13). Den lokala trafikens bidrag är inkluderat. r anger korrelationskoefficient och $F2$ anger antal beräkningsfall som är inom faktorn 2 av uppmätta halter.



Figur 26. Som Figur 25 men för totala halter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

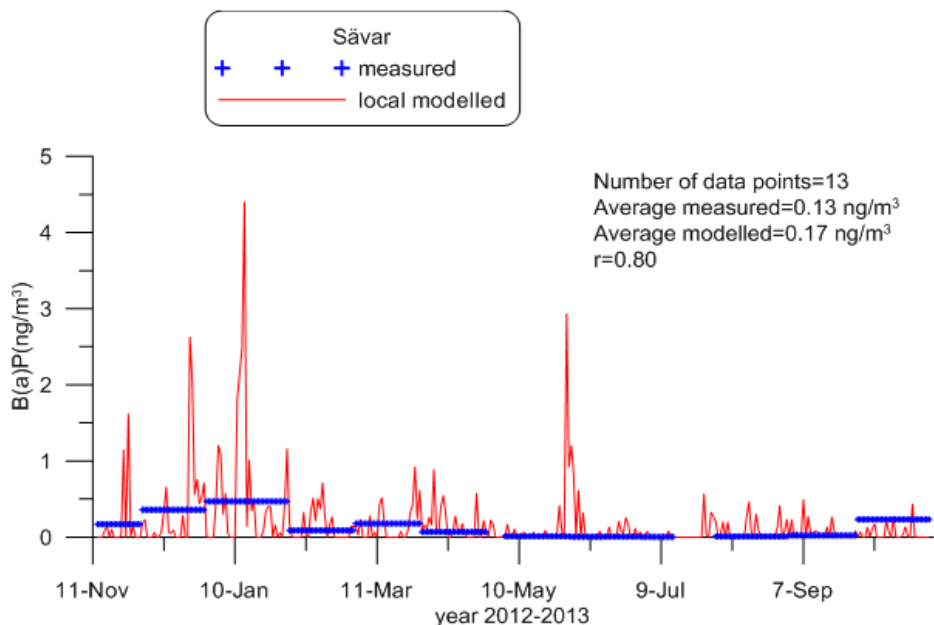


Figur 27. Beräknade årsmedelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från vedeldningen i Sävar år 2013. Årsmedelvärde vid mätplatsen är $1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kartans högsta värde (KHV) är $3.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och det ytintegrerade medelvärde (YMV) är $0.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Svart/vita punkt anger mätplatsen. Gråa punkter anger de vedeldningskällor som ingår i beräkningarna. Beräkningsrutornas storlek är 50×50 meter.



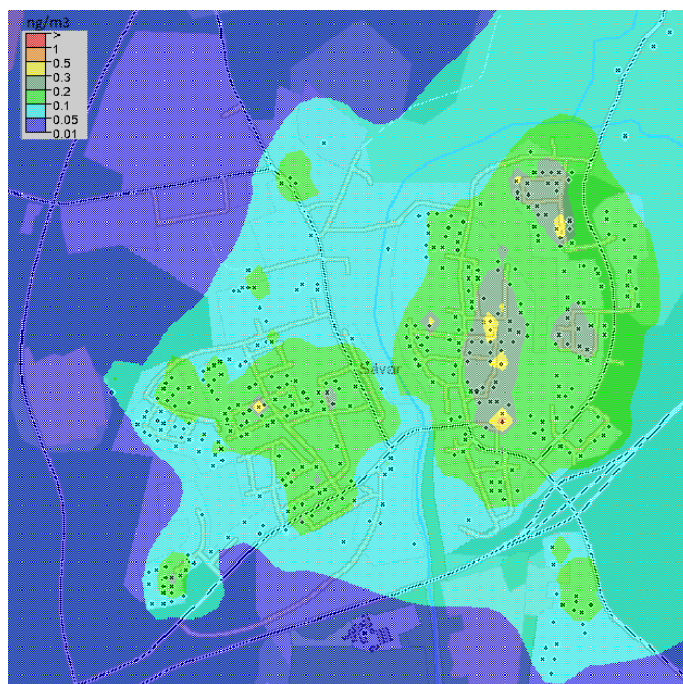
Figur 28. Beräknade årsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från vägtrafiken i Sävar år 2013. Årsmedelvärde vid mätplatsen är $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kartans högsta värde (KHV) är $2.44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och det ytintegrerade medelvärde (YMV) är $0.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Svart/vita punkten anger mätplatsen. Gråa linjer anger de vägar som ingår i beräkningarna. Beräkningsrutornas storlek är 50×50 meter.

Mätningar av PAH:er och B(a)P har också gjorts i Sävar. Mätdata för B(a)P avser månadsmedelvärden. I Figur 29 jämförs beräknade och uppmätta lokala B(a)P (ng/m^3) i Sävar. Beräkningarna har gjorts med uppskattade genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och modellerad vedeldningsaktivitet baserat på metod 2 (Figur 13). Tendensen är här samma som för Vännäsby nämligen att modellen överskattar något uppmätta halter.



Figur 29. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta lokala B(a)P (ng/m^3) i Sävar. Beräkningarna har gjorts med uppskattad genomsnittliga vedmängder enligt Tabell 3 och modellerad vedeldningsaktivitet baserat på metod 2 (Figur 13). r anger korrelationskoefficienten.

I Figur 30 visas beräknade årsmedelhalter av B(a)P från vedeldningen i Sävar år 2013. Årsmedelvärdet vid mätplatsen är 0.14 ng/m^3 . Kartans högsta värde (KHV) är 0.63 ng/m^3 .



Figur 30. Beräknade årsmedelhalter av B(a)P (ng/m^3) från vedeldning i Sävar år 2013. Årsmedelvärdet vid mätplatsen är 0.14 ng/m^3 . Kartans högsta värde (KHV) är 0.63 ng/m^3 .

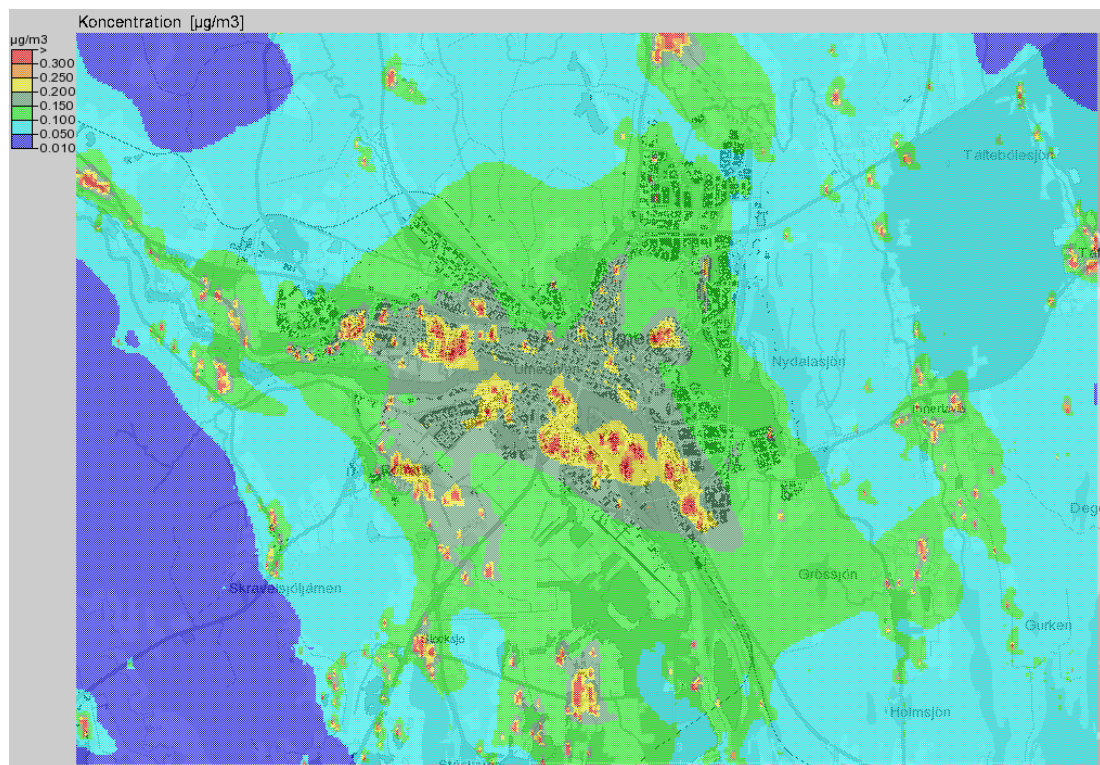
5.3 Umeå

De områden vi hittills studerat är relativt begränsade både geografiskt och befolkningsmässigt. För att utvidga beräkningarna till större befolkningsgrupper görs också beräkningar för Umeå tätort, kartområdet visas i Figur 31. I detta område är fjärrvärmen väl utbyggd, vilket innebär att vedförbrukningen är lägre än i Vännäs, Vännäsby och Sävar. Antalet eldstäder i beräkningsdatabasen för Umeås beräkningsområde är 6030 varav 89 % utgörs av lokaleldstäder, 8 % vedpannor och 3 % pelletspannor. Undersökningen av eldningsvanor (avsnitt 4.2.1) tyder på en relativt låg förbrukning av ved i kaminer, i genomsnitt $2.83 \text{ m}^3/\text{år}$ (vid fjärrvärme och lokaleldstad $2.09 \text{ m}^3/\text{år}$ och vid elvärme och lokaleldstad $3.42 \text{ m}^3/\text{år}$). Den genomsnittliga vedförbrukningen i pannor är större, ca $15 \text{ m}^3/\text{år}$. I de beräkningar som redovisas nedan antar vi att vedförbrukningen i pannor i Umeå tätort är betydligt lägre, ca en tredje del av vedförbrukningen i pannor i Vännäs, Vännäsby och Sävar. För kaminerna antar vi att vedförbrukningen är $2.8 \text{ m}^3/\text{år}$, se tabell 14.

Tabell 14. Vedförbrukning som används i beräkningarna för Umeå tätort.

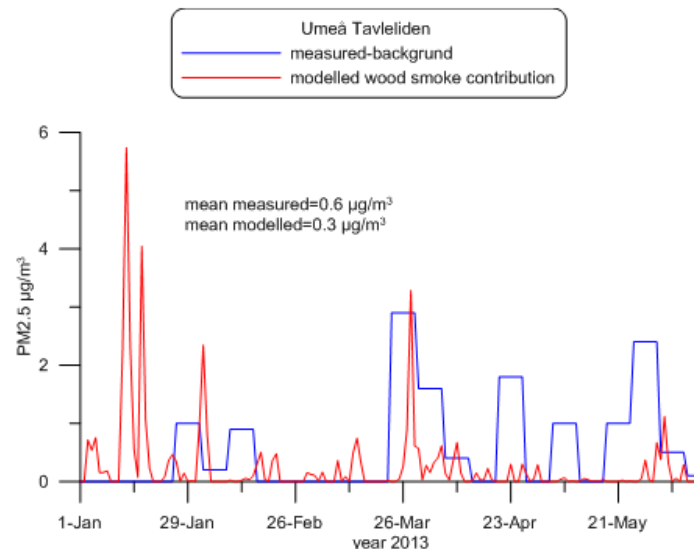
Typ av eldstad	Uppskattad vedförbrukning
Fritidshus, stuga	2 m^3 per år
Vedpanna, sotningsfrekvens 1	5 m^3 per år
Vedpanna, sotningsfrekvens 2	5 m^3 per år
Pellets	5.3 ton per år
Lokaleldstad, braskamin	2.8 m^3 per år

I Figur 31 visas beräknade årsmedelhalter av PM_{2.5} från vedeldning för Umeå tätort. Figuren visar låga halter men med stora lokal skillnader. Kartans högsta värde är $2.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$, medan det ytintegrerade medelvärdet är endast $0.086 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 31. Beräknade årsmedelhalter av PM_{2.5} $\mu\text{g}/\text{m}^3$ från vedeldning i Umeå. Kartans högsta värde är $2.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ytintegrerat medelvärde är $0.086 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beräkningsår 2013.

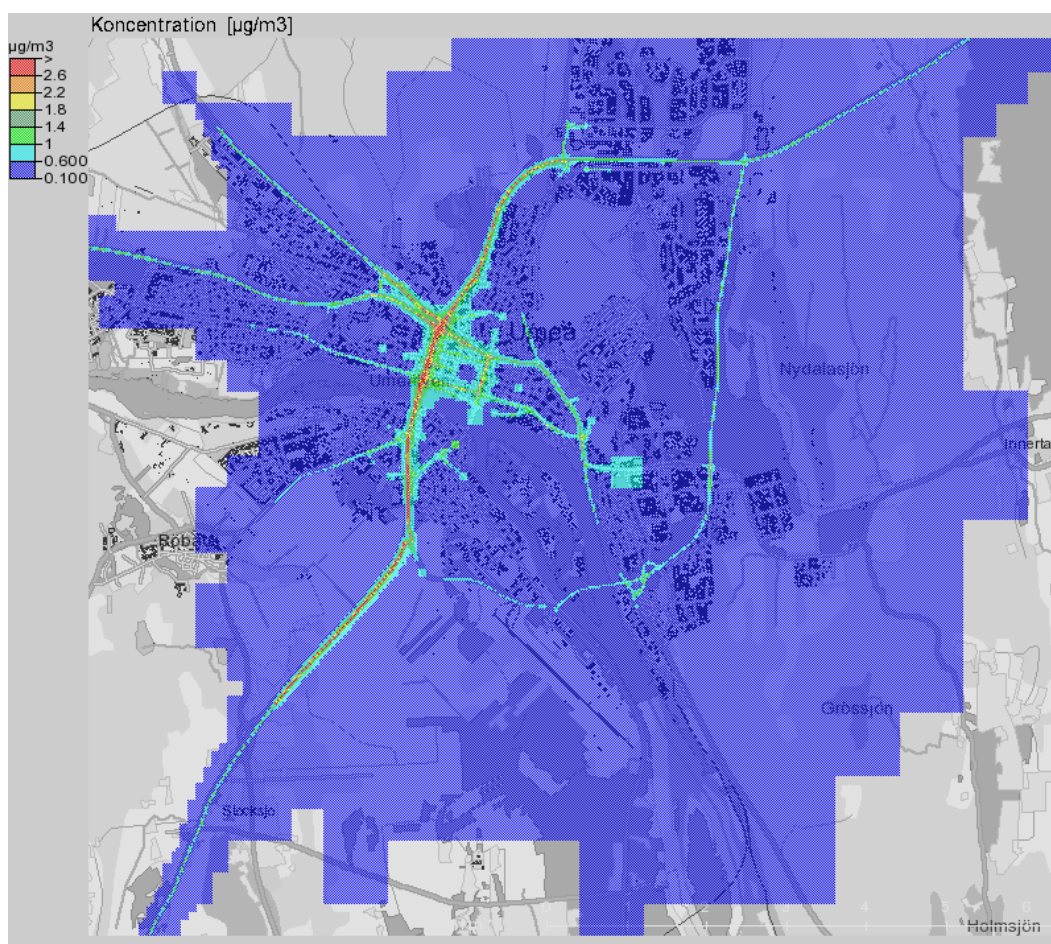
I Figur 32 visas beräkningsresultaten i mer detalj för Tavleliden. Jämförelse görs mellan de beräknade PM2.5 halter från vedeldningen som visas i Figur 31 med uppmätta lokala halter av PM2.5 vid mätplatsen i Tavleliden. Med uppmätta lokala halter menas att bakgrundshalterna (avsnitt 3) har subtraherats från uppmätta halter. Som framgår av figuren är vedeldningsbidraget i Tavleliden litet. För hela mätperioden beräknas vedeldningsbidraget av PM2.5 till $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket kan jämföras med den uppmätta lokala halten av PM2.5 som är $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skillnaden kan förklaras med osäkerheter i uppskattning av bakgrundshalterna. Den lokal vägtrafiken kan också bidra. Jämförelsen visar dock att modellen beräknar rimliga haltnivåer i Tavleliden.



Figur 32. Jämförelse mellan lokalt uppmätta halter och beräknade haltbidrag från vedeldning av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Tavleliden.

Mätningar av PM2.5 görs också, inom den nationella miljöövervakningen, vid Mårdens förskola i Umeå. Årsmedelhalten av PM2.5 var där $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vedeldningsbidraget beräknas där vara $0.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dvs. utgöra ca 5 % av uppmätta halter.

I Figur 33 visas beräknade årsmedelhalter av PM2.5 från vägtrafiken för Umeå tätort med meteorologiska data för år 2013. Skillnaderna mellan vedeldningens påverkan på luftkvaliten (Figur 31) och vägtrafikens (Figur 33) är påfallande.



Figur 33. Beräknade årsmedelhalter av PM2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ från vägtrafiken i Umeå tätort, beräkningsår 2013.

Mätdata av PM2.5 för år 2013 finns bara vid Mårdens förskola. Uppskattat bidrag från vägtrafiken vid Mårdens förskola enligt de beräkningar som visas i Figur 33 är $0.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som kan jämföras med vedeldningsbidraget på $0.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och bakgrundsbidraget på $3.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Resterande bidrag hänförs till övriga källor. I Tabell 15 sammanställs dessa data.

Tabell 15. Mätta och beräknade halter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Mårdens förskola i Umeå år 2013.

Mårdens förskola $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Lokalt trafik bidraget $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (%)	Lokalt vedeldningsbidraget $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (%)	Övriga lokala källor (%)	Bakgrundshalt* $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (%)
4.3	0.42 (9.8)	0.21(4.9)	0.49 (11)	3.18 (74)

*bakgrundshalten uppskattas med hjälp av mätdata från Bredkälén, som år 2013 var $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, och ett tillägg på $1.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ enligt avsnitt 3.

6 Hälsokonsekvensberäkningar

6.1 Hälsoeffekter av vedrök

Det finns en omfattande litteratur om hälsoeffekter av vedrök som avser effekterna av exponering för höga koncentrationer av vedrök i bostäder och samhällen i mindre utvecklade länder med primitiva spisar och eldningsutrustningar. Dessa studier har avsett främst olika effekter i andningsorganen, inklusive nedre luftvägsinfektioner hos barn och kronisk obstruktiv

lungsjukdom hos vuxna. Många studier avser kvinnor och barn som vistas mest i närheten av spisar och eldstäder inomhus. Exponeringsdata och miljöerna i dessa studier gör att de inte lämpar sig för hälsokonsekvensberäkningar gällande omgivningshalterna från vedeldning i svenska samhällen.

Inom projektet *Global burden of disease* har däremot gjorts grova uppskattningar av de stora konsekvenser som luftföroreningar inklusive partikelexponering från småskalig eldning med biobränslen medför i olika delar av världen (Brauer et al, 2012; Lim et al, 2012).

Underlaget för hälsokonsekvensberäkningar avseende de exponeringsförhållanden som kan gälla i svenska samhällen bör naturligtvis helst komma från liknande miljöer och använda sig av liknande mätmetoder och haltmått. Ett ytterligare önskemål är att studierna ska beskriva effekter av partiklar (PM_{2.5}) som härrör från vedeldning, eller där vedeldning är en dominerande källa. Ett problem blir då att viktiga hälsoeffekter, främst partikelhaltens samband med dödlighet, oftast inte kan studeras i miljöer där vedrök snarare än trafiken, kraftverk och industrier är huvudsakliga källor. Det beror på att de vedröksdominerade miljöerna ofta har för små befolkningar för att studera exempelvis samband med dödlighet.

6.2 Samband med halter i omgivningsluft i epidemiologiska studier

De översiktsartiklar och rapporter som diskuterar skillnader i effekter av partikelhalten (oftast som PM_{2.5}) mellan platser där vedrök varit en dominerande källa och studier från andra miljöer, har kommit till slutsatsen att det inte går att belägga att effekterna av vedrökspartiklarna är annorlunda än vad som är typiskt i urbana miljöer (Boman et al, 2003; WHO, 2005; Naeher et al, 2007; WHO, 2013).

Den småskaliga vedeldningen leder till utsläpp av många olika typer av föroreningar där partiklarna brukar stå i fokus tillsammans med polyaromatiska kolväten (PAH) och vissa flyktiga kolväten som bensen och butadien. Underlaget för att göra hälsokonsekvensberäkningar är bättre för partiklarna, trots begränsat med att specifika vedröksstudier särskilt av långtidsexponering.

I hälsokonsekvensberäkningar är långtidsexponeringens konsekvenser för dödlighet och livslängdsförlust normalt den viktigaste konsekvensen. Vad gäller de epidemiologiska studierna av vedrökens hälsoeffekter, så är studierna huvudsakligen av karaktären att det är fluktuationer i halter och deras korttidseffekter som undersökts (Boman et al, 2003; Naeher et al, 2007). Anledningen är att i de aktuella miljöerna är det lättare att genomföra sådana studier.

Från sådana miljöer finns ett betydande antal studier vilka belyser effekter i andningsorganen som luftvägssymtom hos barn (Browning et al, 1990), förvärrade luftvägsbesvär (Yu et al, 2000), ökad medicinering (Slaugther et al, 2003), ökning av inflammationsmarkören NO i utandningsluft (Mar et al, 2005), akuta effekter på lungfunktionen hos barn med astma (Koenig et al, 1993; Allen et al, 2008), sänkt lungfunktion hos barn (Trenga et al, 2006) och hos vuxna med kronisk obstruktiv lungsjukdom (Jansen et al, 2005), ökning av akutbesök för astma (Schwartz et al, 1993) och fler inläggningar på sjukhus för andningsproblem (Sheppard et al, 1999).

Från staden Christchurch på nya Nya Zeeland kommer flera studier vars styrka är att käll-receptoranalyser visat att 90 procent av partikelhalten under vintern härrör från vedförbränning. I den miljön har konstaterats samband mellan PM₁₀ och sjukhusinläggningar för såväl andningsorganen som hjärtkärlsjukdom (McGowan, 2002). I staden Temuco i Chile rapporteras att 87% av PM₁₀ vintertid kommer från vedeldning, och här har samband med dödligheten både i hjärtkärlssjukdomar och andningsorganens sjukdomar konstaterats, liksom samband med antal inläggningar och akutbesök för luftvägsinfektioner (Sanhueza et al, 2009).

En studie från Spokane, USA, som använde käll-receptoranalys fann en ökning av akutbesök för andningsorganen relaterad till partiklar från eldning av biomassa, men såg ingen effekt på inläggningar för hjärtproblem (Schreuder et al, 2006). En studie i Atlanta visade omvänt på ett samband med akutbesök för hjärtsjukdom, men inte för andningsorganen. En liknande studie från Köpenhamnsområdet fann ett samband mellan partiklar från vedeldning och sjukhusinläggningar för andningsorganen liksom för hjärtsjukdom (Andersen et al, 2007).

Kalium, som brukar ses som en markör på partiklar från vedeldning, hade vintertid samband med hjärtsjukdom i Seattle men inte i Detroit (Zhou et al, 2011).

Sammanfattningsvis finns inte epidemiologiskt underlag för att anta andra effekter av partikelmassa från vedrök uttryckt som PM_{2.5} och PM₁₀ än de typiska för dessa fraktioner i urban luft (Boman et al, 2003; WHO, 2005; Naeher et al, 2007). Denna slutsats har också konfirmerats av WHO:s senaste genomgång av kunskapsläget, REVIHAAP, (WHO, 2013), vilket talar för att hälsokonsekvensberäkningar ska baseras på etablerade exponerings-responsfunktioner som används i andra sammanhang. Eftersom det handlar om förbränningspartiklar kan alternativ till att använda resultat för PM_{2.5} och PM₁₀ vara att använda resultat för sot (black smoke) eller black carbon (BC) som är mindre påverkade av sekundärt bildade partiklar av typen sulfat och nitrat.

6.3 Valda antaganden

För hälsokonsekvensberäkningar behövs utöver relevanta exponeringsdata och samband (relativa risker) att tillämpa, även information om utfallets grundförekomst i befolkningen. Sambanden beskriver normalt den relativa förändringen i dessa som exponeringen leder till. Därför inkluderas oftast bara hälsoutfall där det finns goda data om grundförekomsten. Effekter på symtom, lungfunktion och olika markörer för påverkan är svåra att inkludera i konsekvensberäkningar, då grunddata om värden i befolkningen saknas. För mortalitet och sjukhusinläggningar finns officiell statistik att tillgå.

Mortalitet

Eftersom upprepade analyser har kommit till slutsatsen att det inte går att belägga att effekterna av vedrökspartiklarna är annorlunda än vad som är typiskt i urbana miljöer (Boman et al, 2003; WHO, 2005; Naeher et al, 2007; WHO, 2013), kommer vi inte att använda exponerings-responssamband som kommer från en specifik vedrökspåverkad plats. Däremot antar vi att partiklar som kommer från förbränning har stor betydelse, särskilt för sambanden med dödlighet (WHO, 2013; Janssen et al, 2011). För PM_{2.5} generellt har en meta-analys nyligen funnit att långtidseffekten av PM_{2.5} på mortaliteten motsvarar en relativ risk på 1.062 (95% CI 1.040-1.083) per 10 µg/m³ (Hoek et al, 2013). I översikten om sot gjordes en metaanalys där sambandet för EC (elemental carbon) beskrevs som RR=1.061 per 1 µg/m³ EC (95% CI 1.049-1.073), dvs per masskoncentration nära 10-faldigt större effekt än för PM_{2.5}.

I en analys från Los Angeles County användes de lokala gradienterna i PM_{2.5} för att studera effekten på dödligheten (30+) bland medlemmar i den mycket undersökta ACS-kohorten (Jerrett et al, 2005). I den nationella ACS-baserade studien som jämför risken mellan större områden och påverkas mycket av sekundärt bildade partiklar har relativa risken oftast beräknats till ca 6 % per 10 µg/m³, medan resultatet med finare upplösning som mer speglar förbränningsrelaterade partiklar inom Los Angeles blev 1.17 (95% CI = 1.05–1.30) per 10 µg/m³. Storleksordningen på denna koefficient stämmer med vad man skulle förvänta utifrån meta-analysen för EC (Janssen et al, 2011). Vi har därför valt att anta att långtidsexponering för vedrök uttryckt som PM_{2.5} från vedeldning påverkar totaldödligheten med en relativ risk på 1.17 (95% CI = 1.05–1.30) per 10 µg/m³. Denna koefficient avser egentligen vuxna (30+), men givet den mycket låga andelen av dödsfall i yngre åldrar och avsaknaden av en relevant

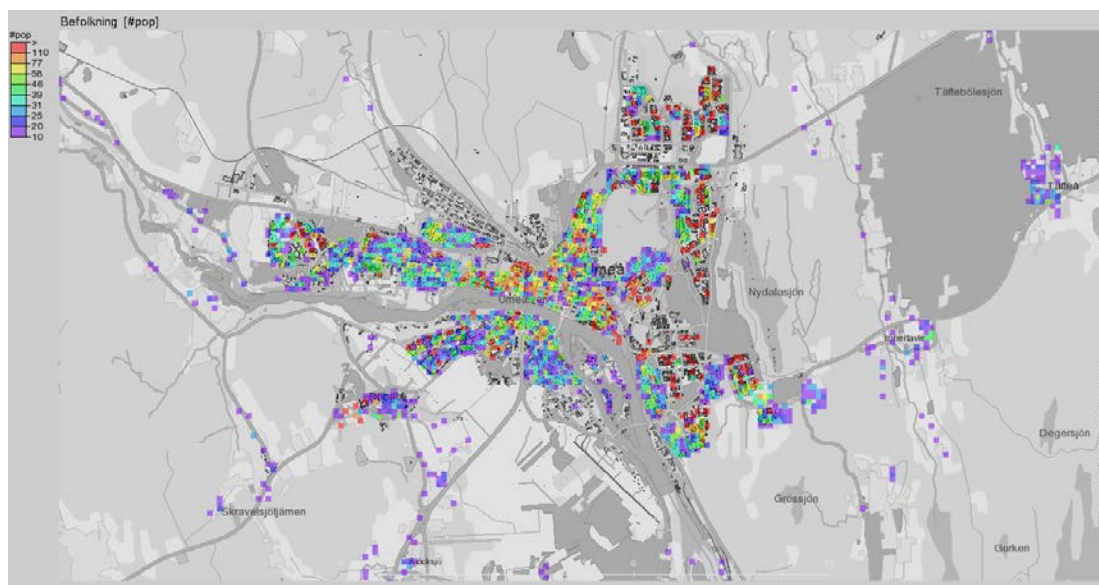
riskkoefficient för påverkan på spädbarnsdödlighet och dödligheten hos personer yngre än 30 år, kan det vara rimligt att använda den för hela befolkningen.

Sjukhusinläggningar

Meta-analyser för korttidshalten av partiklar och sjukhusinläggningar har presenterats av de europeiska konsekvensanalysprojekten APHEIS and APHEKOM, och har använts i flera andra beräkningar (Pascal et al, 2013). De relativa risker som används från dessa sammanvägningar är 1.0062 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 (95% CI 1.0114-1.0167) för andningsorganens sjukdomar (totalt) och för inläggningar för hjärt-kärlsjukdom (totalt) används 1.003 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI 1.006-1.009). Eftersom långtidseffekten på sjukhusinläggningar för närvarande inte kan uppskattas, blir det en haltande jämförelse med långtidseffekten på mortalitet om man bara ser till korttidseffekten på inläggningar. Vi presenterar därför inga siffror.

6.4 Haltfält och befolkningsdata

Hälsokonsekvensberäkningarna baseras på beräknade årsmedelhalter av PM2.5 från vedeldning i tre områden nämligen Vännäs-Vännäsby (Figur 21), Sävar (Figur 27) och Umeå tätort (Figur 31). Befolkningsdata från SCB används för år 2012 i rutor om 100*100 m. Grundförekomst för mortalitet för Västerbottens län år 2012 är 0.989 % enligt Socialstyrelsen statistikdatabas för dödsorsaker (Socialstyrelsen, 2014). Dödsorsaker relaterade till alkohol, droger och yttre orsaker (skador och förgiftning) är då ej medräknade. Beräkningar av exponering och hälsoutfall görs med SIMAIR-scenario (Omstedt et al., 2011b). I Figur 34 och Figur 35 visas exempel på befolkningsdata och exponeringsresultat från SIMAIR-scenario.



Figur 34. Exempel på befolkningsdata som används i SIMAIR-scenario. Enhet: totalt antal personer i rutor om 100*100 meter.



Figur 35. Beräknad exponering i SIMAIR-scenario. Enhet: halt av PM2.5*antal personer i rutor om 100*100 meter.

7 Resultat av hälsokonsekvensberäkningarna

Resultaten av hälsokonsekvensberäkningarna för vedrök redovisas i Tabell 16. De högsta halterna, av PM2.5 orsakad av vedeldning, beräknas till 2.4–3.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De inträffar lokalt runt enskilda hus. Ytmedelhalterna är därför betydligt lägre och varierar mellan 0.086–0.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De befolkningsviktade medelhalterna orsakade av vedeldning varierar mellan 0.165–0.913 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ där Vännäs-Vännäsby och Sävar har befolkningsviktade medelhalter som är mer än en faktor 5 högre än det för Umeå tätort. Den uppskattade dödligheten på grund av PM2.5 är för de tre områdena med en total befolkning på ca 100 000 personer ca 4 personer per år. Det motsvarar ca 0.4 % av det totala antalet människor som dör per år i dessa områden.

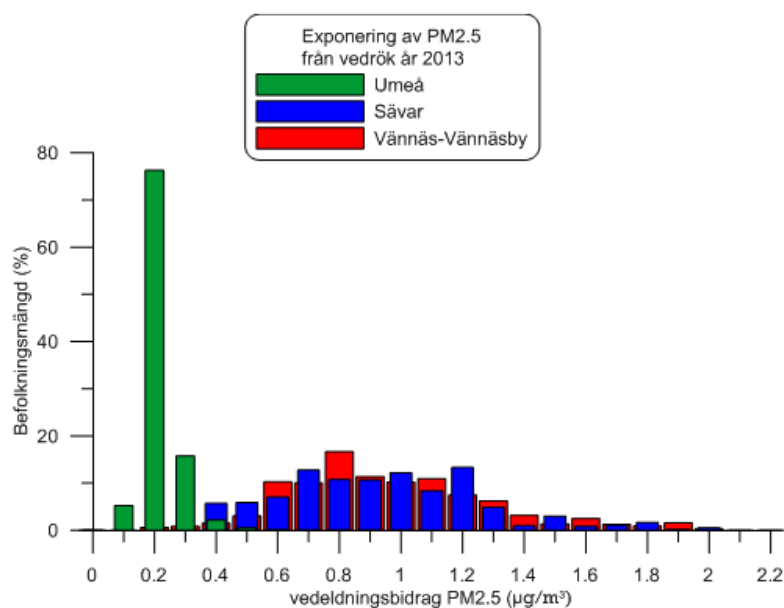
Tabell 16. Sammanställning av resultat från hälsokonsekvensberäkningar för vedrök.

Område	Halter PM2.5($\mu\text{g}/\text{m}^3$) årsmedel			Hälsokonsekvens	
	kartans högsta värde	yt- medel	befolkningsviktad medelhalt	befolkningsmängd	Mortalitet (personer/år)
Umeå tätort	2.38	0.086	0.165	90230	2.5
Vännäs-Vännäsby	2.47	0.38	0.913	6062	0.93
Sävar	3.85	0.47	0.887	2976	0.44

I Tabell 17 visas hur exponeringen varierar i de tre olika orterna, som också visas i Figur 36. Som framgår av tabell och figur beräknas skillnaderna i exponering vara betydande. Orsaken är den utbyggda fjärrvärmens i Umeå tätort.

Tabell 17. Beräknad exponering av PM2.5 från vedeldning uppdelat i befolkningsantal.

	Vännäs-Vännäsby	Sävar	Umeå
PM2.5 (µg/m ³)	antal personer	antal personer	antal personer
0-0.1	0	0	4721
0.1-0.2	35	0	68813
0.2-0.3	50	5	14190
0.3-0.4	90	170	1969
0.4-0.5	185	175	457
0.5-0.6	621	210	45
0.6-0.7	607	379	15
0.7-0.8	1008	321	20
0.8-0.9	689	317	0
0.9-1.0	616	363	0
1.0-1.1	663	249	
1.1-1.2	451	396	
1.2-1.3	378	145	
1.3-1.4	190	30	
1.4-1.5	82	90	
1.5-1.6	152	25	
1.6-1.7	75	31	
1.7-1.8	55	50	
1.8-1.9	95	5	
1.9-2.0	20	15	
2.0-2.1	0	0	
2.1-2.2	0	0	



Figur 36. Beräknade antal personer (%) som exponeras av PM2.5 i olika haltintervall från vedrök år 2013. Den befolkningsviktade medelhalten är för Umeå 0.17, för Sävar 0.89 och för Vännäs-Vännäsby 0.91. Befolkningsmängden är viktad med ortens antal, dvs. 90230 personer för Umeå tätort, 6062 för Vännäs-Vännäsby och 2976 för Sävar.

Resultaten av hälsokonsekvensberäkningarna för vägtrafikens och för bakgrundshalternas bidrag till PM2.5 i Umeå tätort visas i Tabell 18. För vägtrafiken baseras beräkningarna på modellerade PM2.5 halter enligt Figur 33 och med relativ risk för förtidig död enligt Jerrett (2005) på 1.17 per 10 µg/m³. För bakgrundshalterna baseras beräkningarna på uppskattad

bakgrundshalt av PM2.5 för år 2013 på 3.18 µg/m³ enligt Tabell 15 och Hoek et al., 2013 meta-analys av dödlighet orsakat av PM2.5 med en relativ risk på 1.062 per 10 m³. Den relativa risken för bakgrundshalterna är lägre än för vedeldningsbidrag och för vägtrafikbidrag, då de senare avser lokal gradienter i tätorter innehållande förbränningsrelaterade partiklar till skillnad från bakgrundshalterna som också innehåller sekundärt bildade partiklar. Befolkningens mängden i Tabell 18 skiljer sig obetydligt (ca 1 %) från den som använts i Tabell 16 för vedrök. Orsaken till skillnaden är att beräkningsområdena inte är identiska. Den uppskattade dödligheten på grund av PM2.5 från vägtrafiken i Umeå tätort är 4.4 personer per år, vilket kan jämföras med motsvarande uppskattningar för vedrök på 2.5 personer per år (Tabell 16) och för bakgrundshalterna på 17.4 personer per år.

Tabell 18. Hälsokonsekvensberäkningar för den lokala vägtrafikens och bakgrundsluftens bidrag till PM2.5 i Umeå tätort år 2013.

	PM2.5 (µg/m ³) årsmedel		Hälsokonsekvens	
Källa	Kartans högsta värde	Befolkningsviktad medelhalt	befolkningens mängd	Mortalitet (personer/år)
lokal vägtrafik	6.2	0.295	89328	4.4
bakgrundhalter	3.18	3.18	89328	17.4

8 Diskussion

Vi har undersökt fyra olika områden i Västerbotten med syfte att förbättra kunskapsläget vad gäller småskalig vedeldning. Så vad har vi lärt oss?

I Vännäs-Vännäsby och Sävar är vedeldningen i framförallt vedpannor relativt omfattande. I genomsnitt används per år ca 15 m³ i pannor och 2-3 m³ i kaminer. Vedeldningen i dessa orter påverkar tydligt luftkvaliteten. Lokal vedeldning är den enskilt mest betydelsefulla källan för halterna av PM2.5 och B(a)P i dessa byar. Vedeldningen sker dock oregelbundet, under enskilda dygn kan halterna bli höga medan under andra dygn är påverkan liten eller försumbar. Det medför att långtidsmedelvärdena blir relativt låga.

I Tabell 19 sammanställs mätresultaten. Högsta PM2.5 halterna inträffade i Vännäs. Periodmedelvärdet var här 6.1 µg/m³. Denna haltnivå är jämförbar med de halter av PM2.5 som uppmättes i Forsdala/ Lycksele januari-mars 2002 inom BHM-projektet (Johansson et al., 2004). För Vännäsby, Sävar och Tavleliden var medelvärdena lägre. Orsakerna bero på såväl skillnader i eldstäder som skillnader i vedförbrukning. En annan skillnad är att halterna från den lokala vedeldningen i Lycksele år 2002 var starkt beroende av utomhustemperaturen, vilket inte var förhållandet i Vännäs-Vännäsby och Sävar år 2012/2013. Det kan tyda på att bättre eldstäder/ vedeldning används i Vännäsby och Sävar jämfört med Lycksele där utsläppen dominerades av många gamla pannor. De relativt låga haltnivåerna i Tavleliden beror på utbyggd fjärrvärme där merparten av vedeldningen sker i kaminer som trivseleldar.

Som framgår av Tabell 19 är haltnivåerna låga. För PM2.5 understiger halterna såväl miljö kvalitetsnormen (25 µg/m³) som miljö kvalitetsmålets precisering (10 µg/m³). För B(a)P understiger halterna väl miljö kvalitetsnormen (1 ng/m³) men överskrider miljö kvalitetsmålets precisering (0.1 ng/m³).

Tabell 19. Sammanställning av PM2.5 och B(a)P halter uppmätta i projektet.

		Vännäs	Vännäsby	Sävar	Tavleliden	Bakgrund
PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periodmedelvärde	6.1 ¹	3.7 ²	3.6 ²	3.8 ¹	3.2 ³
	Högsta dygnsmedelvärde		14.7 ²	21.4 ²		
B(a)P ng/m^3	Periodmedelvärde		0.20 ⁴	0.14 ⁴		0.05

¹ veckoprover under tidsperioden 14/11 2012 till 8/6 2013

² dygnprover under tidsperioden 13/11 2012 till 31/12 2013

³ Bredkålen+1.28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se avsnitt 3, tidsperioden 1/11 2012 till 31/12 2013

⁴ månadsprover under tidsperioden 14/11 2012 till 31/10 2013

En viktig slutsats från projektet är därför att vedeldningen i dessa orter har gjorts på ett acceptabelt sätt under den tidsperiod som studerats och med utgångspunkt från luftkvalitetsnormer och miljökvalitetsmål. Problemet är dock att även vid dessa låga halter finns det risker för hälsoproblem.

Den uppskattade dödligheten på grund av PM2.5 från vedrök för Vännäs-Vännäsby, Sävar och Umeå med en total befolkning på ca 100 000 personer är ca 4 personer per år. Det motsvarar ca 0.4 % av det totala antalet människor som dör (bortsett från skador) per år i dessa orter.

Generaliserat till Sverige, med en befolkning på 9.6 miljoner, innebär det att ca 374 personer per år dör för tidigt på grund av lokal vedeldning. Uppskattningen kan jämföras med de som gjorts tidigare för Sverige och Danmark. För Sverige uppskattar Forsberg et al., 2005 antalet till 100-340 personer per år. För Danmark uppskattar Brant et al., 2013 motsvarande antal till 216-282 per år*. Om vi räknar om till Sveriges befolkning, genom att multiplicera med kvoten mellan Sveriges och Danmarks befolkningsantal dvs. 9.6/5.6, blir antalet 370-483 personer per år. Uppskattningen i denna rapport, att ca 374 per år dör för tidigt på grund av lokal vedeldning, är därför överraskande samstämmig med tidigare uppskattningar, något högre än Forsbergs et al., 2004 och i det lägre intervallet av Brant et al., 2013 uppskattningar.

Beräkningarna är baserade på internationellt accepterade exponerings-responsfunktioner. I ett pågående projekt, SCAC (www.scac.se), kommer sådana relationer undersökas baserat på svenska data och för andra hälsoeffekter. Det kommer att ge förbättrade och mer lokalt förankrade hälsouppskattningar i framtiden.

* 90 % av emissionerna i SNAP 2 är orsakat av vedeldning enligt Jörgen Brant

9 Slutsatser

Nedan listas slutsatser från projektet indelat efter dess olika delar.

Mätningar

Mätresultaten från denna studie indikerar att vedeldning har en betydande inverkan på luftföroreningshalterna i de studerade orterna under vinterhalvåret. Årsmedelvärdet av PM2.5 under 2013 var såväl i Sävar som i Vännäsby 3.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Halterna låg därmed långt under såväl miljökvalitetsnormen för PM2.5, 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, som miljökvalitetsmålets precisering, 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, som årsmedelvärde.

Periodmedelvärde (november 2012 – oktober 2013) av B(a)P låg långt under miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärde (1 ng/m^3) både i Vännäsby (0.20 ng/m^3) och i Sävar (0.14 ng/m^3), men över miljö kvalitetsmålets precisering (0.1 ng/m^3). Utifrån jämförelsen av resultaten av PM_{2.5} vid de fyra mätplatserna, uppvisade Vännäs det högsta periodmedelvärdet följt av Vännäsby, Sävar och sedan Tavleliden. De uppmätta halterna under vinterhalvåret följer därmed väl årsförbrukningen av ved vid de olika platserna. Halterna av BC följde mönstret för PM_{2.5}-halterna, dvs. halterna av BC var betydligt högre i Vännäs än i Tavleliden.

Eldningsvaneundersökning

Totalt intervjuades 176 hushåll, endast ett fåtal ytterligare var tillfrågade och avböjde. Ser man till alla med en lokaleldstad (braskamin etc.) var vedförbrukningen i genomsnitt $2.83 \text{ m}^3/\text{år}$, vid fjärrvärme och lokaleldstad $2.09 \text{ m}^3/\text{år}$ och vid elvärme och lokaleldstad $3.42 \text{ m}^3/\text{år}$. Den genomsnittliga vedförbrukningen för vedpannor var enligt intervjuerna $14.9 \text{ m}^3/\text{år}$. För pannor fanns inget samband mellan hög sotningsfrekvens enligt sotarregistren och hög vedförbrukning enligt intervjuerna.

Haltberäkningar

Uppskattade årliga vedförbrukningar från eldningsvaneundersökningen ger modellerade halter som är i god överensstämmelse med uppmätta halter. Fördelningen av vedförbrukningen i tiden modelleras på två olika sätt, dels som funktion av temperatur samt tidseriefunktioner, dels genom att använda uppmätta lokala halter som indikator på vedeldningsaktivitet. Den senare metoden ger bäst resultat, och används i hälsoriskberäkningarna. Överensstämmelsen mellan mätta och modellerade halter av PM_{2.5} och B(a)P är god. För periodmedelhalterna är skillnaderna för PM_{2.5} mindre eller lika med $\pm 0.7 \mu\text{g/m}^3$ och för B(a)P mindre än lika med 0.04 ng/m^3 .

Halterna varierar inom orterna. Detaljerade yttäckande beräkningar för år 2013 har gjorts för Vännäs-Vännäsby, Sävar och Umeå. Den maximala årsmedelhalten av PM_{2.5} från vedeldning uppskattas till $2.5 \mu\text{g/m}^3$ (Vännäs-Vännäsby), $3.9 \mu\text{g/m}^3$ (Sävar) och $2.4 \mu\text{g/m}^3$ (Umeå). De befolkningsviktade medelhalterna är betydligt lägre ca 0.91 , $0.89 \mu\text{g/m}^3$ respektive $0.17 \mu\text{g/m}^3$.

Hälsoeffekt av vedrök

I hälsokonsekvensberäkningar är långtidsexponeringens konsekvenser för dödlighet och livslängdsförlust normalt den viktigaste konsekvensen. Det går inte att belägga att effekterna av vedrökspartiklarna är annorlunda än vad som är typiskt i urbana miljöer. Det talar för att hälsokonsekvensberäkningar kan baseras på etablerade exponerings-responsfunktioner, som används i andra sammanhang och att det är partiklar från förbränning som har störst betydelse.

Hälsokonsekvensberäkningarna

Den uppskattade dödligheten på grund av PM_{2.5} från vedrök är för Vännäs-Vännäsby, Sävar och Umeå tätort, med en total befolkning på ca 100 000 personer, ca 4 personer per år. Det motsvarar ca 0.4 % av antalet människor som dör (totalt bortsett från skador) per år i dessa orter.

Den uppskattade dödligheten på grund av PM_{2.5} från vägtrafik i Umeå tätort är 4.4 personer per år, vilket kan jämföras med motsvarande uppskattningar för vedrök för Umeå tätort som är 2.5 personer per år, och för bakgrundshalterna som är 17.4 personer per år.

Referenser

- Allen RW, Mar T, Koenig J, Liu LJ, Gould T, Simpson C, Larson T. Changes in lung function and airway inflammation among asthmatic children residing in a woodsmoke-impacted urban area. *Inhal Toxicol*. 2008;20(4):423-33.
- Andersen ZJ, Wahlin P, Raaschou-Nielsen O, Scheike T, Loft S. Ambient particle source apportionment and daily hospital admissions among children and elderly in Copenhagen. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2007;17(7):625-36..
- Boman BC, Forsberg AB, Järholm BG. Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society. *Scand J Work Environ Health*. 2003;29(4):251-60.
- Brant, J., Silver, J.D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bonlokke, J.H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E., Frohn, L.M., 2013: Contribution from ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7725-7746.
- Brauer M, Amann M, Burnett RT, Cohen A, Dentener F, Ezzati M, Henderson SB, Krzyzanowski M, Martin RV, Van Dingenen R, van Donkelaar A, Thurston GD. Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution. *Environ Sci Technol*. 2012;46(2):652-60.
- Browning KG, Koenig JQ, Checkoway H, Larson TV, Pierson WE. A questionnaire study of respiratory health in areas of high and low ambient wood smoke pollution. *Pediatr. Asthma Allergy Immunol*. 1990; 4(3):183–191.
- Bäver, L. (2009), private communication
- Forsberg, B., Hansson, H.C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K. and Järholm, B., 2005: Comparative health assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio*, Vol. 34, pp.11–19.
- Forsberg, B. et al., 2014. Frågeundersökning angående eldningsvanor i Västerbotten, Umeå universitet.
- GB2013: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013.
<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> 1. A.4 Small combustion Appendix D 20+13 update of methodologies for Small combustion(1A4).
- Gidhagen, L., Johansson, H. and Omstedt, G., 2009: SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits
- Gidhagen, L., Omstedt, G., Pershagen, G., Willers, S., Bellander, T. (2013). High resolution modeling of residential outdoor particulate levels in Sweden. *J Expos. Sci. & Environ. Epidemiol.*, 1-9, doi:10.1038/jes.2012.122
- Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, Kaufman JD. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environmental Health* 2013;12:43.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. and Olofsson, P.O. (2000) 'Mesan, an operational mesoscale analysis system', *Tellus A*, Vol. 52, pp.1–20.
- Jansen KL, Larson TV, Koenig JQ, Mar TF, Fields C, Stewart J, Lippmann M. Associations between health effects and particulate matter and black carbon in subjects with respiratory disease. *Environ Health Perspect*. 2005;113(12):1741-6.
- Janssen NA, Hoek G, Simic-Lawson M, Fischer P, van Bree L, ten Brink H, Keuken M, Atkinson RW, Anderson HR, Brunekreef B, Cassee FR. Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM10 and PM2.5. *Environ Health Perspect*. 2011 Dec;119(12):1691-9. doi: 10.1289/ehp.1003369.
- Jerrett M, Burnett RT, Ma R, Pope CA 3rd, Krewski D, Newbold KB, Thurston G, Shi Y, Finkelstein N, Calle EE, Thun MJ. (2005). Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology*. 2005; 16(6): 727-36.
- Johansson, C., et al.(2004). Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del 1. Lycksele. ITM-rapport 124
- Johansson, L.S., Leckner, B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin, C. and Potter, A. (2004). Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets, *Atmospheric Environment*, Vol. 38, pp.4183–4195.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., During, I., Pohjola, M., Dieterman, O., Gidhagen, L., Wählin, P., Lohmeyer, A., Haakana, M. and Berkowicz, R., 2007. Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhausted and non-exhausted emission factors for practical street pollution modelling. *Atmospheric Environment* 41, 9370-9385.
- Koenig JQ, Larson TV, Hanley QS, Rebolledo V, Dumler K, Checkoway H, Wang SZ, Lin D, Pierson WE. Pulmonary function changes in children associated with fine particulate matter. *Environ Res*. 1993;63(1):26-38.

- Lim SS, Vos T, Flaxman AD, Danaei G, et al. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet*. 2012;380(9859):2224-60.
- Mar TF, Jansen K, Shepherd K, Lumley T, Larson TV, Koenig JQ. Exhaled nitric oxide in children with asthma and short-term PM_{2.5} exposure in Seattle. *Environ Health Perspect*. 2005;113(12):1791-4.
- McGowan JA, Hider RN, Chacko E, Town GI. Particulate air pollution and hospital admissions in Christchurch, New Zealand. *Aust N Z J Public Health*. 2002;26(1):23-9.
- MSB, 2014 <https://www.msb.se/sv/Forebyggande/Tillsyn--tillsynsvagledning/Skydd-mot-olyckor/Tillsynsvagledning/Arsuppfoljning-LSO/>
- Naeher LP, Brauer M, Lipsett M, Zelikoff JT, Simpson CD, Koenig JQ, Smith KR. Woodsmoke health effects: a review. *Inhal Toxicol*. 2007;19(1):67-106.
- Nussbaumer, T., Czasch, C., Klippel, N., Johansson, L. and Tullin, C. (2008) Particulate Emissions from Biomass Combustion in IEA Countries. International Energy Agency (IEA) Bioenergy Task 32. ISBN 3-908705-18-5; www.ieabcc.nl.
- Olesen, H., R., Wählin, P., Illerup, J., Bossi, R., Jensen, S.S, 2012. Characteristics of residential wood combustion-results from Danish case study. Presented at the 8th International Conference on Air Quality Science and Application.
- Omstedt, G., 2007. VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning. SMHI Meteorologi nr 123
- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. and Robertson, L., 2011a. New model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: description, validation and evaluation of local air quality improvement due to reduction of studded tyre use on Swedish roads. *Int. J. Environment and Pollution*, Vol 47, No. 1/2/3/4, pp. 79-96.
- Omstedt, G., Forsberg, B., Nerhagen, L., Gidhagen, L., Andersson, S., 2011b. SIMAIRscenario – ett modellverktyg för bedömning av luftföroreningars hälsoeffekter och kostnader. SMHI Meteorologi Nr. 146.
- Omstedt, G., Gidhagen, L., Kindell, S., Laurin, A., 2011c. Kartläggning av NO₂ och PM₁₀ halter i Umeå kommun. SMHI rapport nr 2011-73.
- Pascal M, Corso M, Chanel O, Declercq C, Badaloni C, Cesaroni G, Henschel S, Meister K, Haluza D, Martin-Olmedo P, Medina S; Aphekom group. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: results of the Aphekom project. *Sci Total Environ*. 2013 Apr 1;449:390-400. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.077.
- Sanhueza PA, Torreblanca MA, Diaz-Robles LA, Schiappacasse LN, Silva MP, Astete TD. Particulate air pollution and health effects for cardiovascular and respiratory causes in Temuco, Chile: a wood-smoke-polluted urban area. *J Air Waste Manag Assoc*. 2009;59(12):1481-8.
- Schreuder AB1, Larson TV, Sheppard L, Claiborn CS. *Int J Occup Environ Health*. Ambient woodsmoke and associated respiratory emergency department visits in Spokane, Washington. 2006;12(2):147-53.
- Schwartz J, Slater D, Larson TV, Pierson WE, Koenig JQ. Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *Am Rev Respir Dis*. 1993;147(4):826-31.
- Sheppard L, Levy D, Norris G, Larson TV, Koenig JQ. Effects of ambient air pollution on nonelderly asthma hospital admissions in Seattle, Washington, 1987-1994. *Epidemiology*. 1999;10(1):23-30.
- Slaughter JC, Lumley T, Sheppard L, Koenig JQ, Shapiro GG. Effects of ambient air pollution on symptom severity and medication use in children with asthma. *Ann Allergy Asthma Immunol*. 2003;91(4):346-53.
- SMED Svenska Miljöemissionsdata <http://www.smed.se/>
- Socialstyrelsen, 2014: <http://www.socialstyrelsen.se/statistik/statistikdatabas/dodsorsaker>
- Trenga CA, Sullivan JH, Schildcrout JS, Shepherd KP, Shapiro GG, Liu LJ, Kaufman JD, Koenig JQ. Effect of particulate air pollution on lung function in adult and pediatric subjects in a Seattle panel study. *Chest*. 2006;129(6):1614-22.
- Todorovic, J., Broden, H., Pader, N., Lange, S., Gustavsson, L., Johansson, L., Paulrud, S., Löfgren, B. (2007). Syntes och analys av emissionsfaktorer för småskalig biobränsleförbränning. Slutrapport för avtal 503 0506 och 503 0507 Naturvårdsverket.
- WHO Air Quality Guidelines, Global Update 2005. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf
- WHO (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project Technical Report. Copenhagen, 2013.

- Yu O, Sheppard L, Lumley T, Koenig JQ, Shapiro GG. Effects of ambient air pollution on symptoms of asthma in Seattle-area children enrolled in the CAMP study. *Environ Health Perspect.* 2000;108(12):1209-14.
- Zhou J, Ito K, Lall R, Lippmann M, Thurston G. Time-series analysis of mortality effects of fine particulate matter components in Detroit and Seattle. *Environ Health Perspect.* 2011 119(4):461-6.

BILAGA 1

Mätning av vedeldningsrelaterade luftföroreningar i Umeå 2012/13

Karin Persson, IVL, Svenska Miljöinstitutet

Sammanfattning

Med syfte att förbättra kunskapsläget avseende förekomst av luftföroreningar samt påverkan på hälsa från småskalig biobränsleeldning påbörjades ett forskningsprojekt hösten 2012, finansierat av Naturvårdsverket, i samarbete mellan Umeå Universitet, SMHI och IVL Svenska Miljöinstitutet. Studien har utförts i Umeå kommun, Västerbottens län. I denna rapport presenteras resultaten från mätningarna av vedeldningsrelaterade luftföroreningar, jämförelse mellan platser med olika eldningsbehov och vanor samt mellan olika vedeldningsrelaterade luftföroreningar.

Mätningar har, i varierande omfattning, utförts vid fyra platser avseende partiklar ($PM_{2.5}$ och sot), polyaromatiska kolväten (PAH), organiskt och elementärt kol (OC/EC) samt "black carbon" (BC).

Årsmedelvärdet av $PM_{2.5}$ under 2013 var såväl i Sävar som i Vännäsby $3.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan jämföras med $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid bakgrundsstationen i Bredkålen. Halterna låg därmed långt under miljö kvalitetsnormen (MKN) för $PM_{2.5}$ som årsmedelvärde, $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, och under miljö kvalitetsmålets precisering, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Även periodmedelvärdena (november 2012– maj 2013) i Vännäs och Tavleliden låg under MKN och preciseringen.

Periodmedelvärdet (november 2012 – maj 2013) av sot var $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Sävar och 1.3 i Tavleliden, vilket kan jämföras med $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid bakgrundsstationen i Bredkålen för motsvarande period.

Även periodmedelvärdet (november 2012 – oktober 2013) av B(a)P låg långt under miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärde ($1 \text{ ng}/\text{m}^3$) både i Vännäsby ($0.20 \text{ ng}/\text{m}^3$) och i Sävar ($0.14 \text{ ng}/\text{m}^3$), men över miljö kvalitetsmålets precisering ($0.1 \text{ ng}/\text{m}^3$).

Halterna av samtliga vedrelaterade luftföroreningar som mättes var som högst under vintern fram till april.

Utifrån jämförelser av resultaten från mätningar av dessa vedeldningsrelaterade luftföroreningar kan man anta att Vännäs har den största och Tavleliden den lägsta hälsopåverkan från vedeldning.

1. Inledning

Med syfte att förbättra kunskapsläget avseende förekomst av luftföroreningar samt påverkan på hälsa från småskalig vedeldning påbörjades ett forskningsprojekt hösten 2012, finansierat av Naturvårdsverket, i samarbete mellan Umeå Universitet, SMHI och IVL Svenska Miljöinstitutet.

Projektet var uppdelat i 4 delar:

- mätningar av vedeldningsrelaterade luftföroreningar;
- eldningsvanestudie;
- beräkningar av luftföroreningshalter;
- hälsokonsekvensberäkningar

Studien har utförts i Umeå kommun, Västerbottens län. Resultaten från studien presenteras i 4 delrapporter, och i denna rapport presenteras resultaten från mätningarna av olika vedeldningsrelaterade luftföroreningar, jämförelse mellan platser med olika eldningsbehov och vanor samt relationen mellan de olika vedeldningsrelaterade luftföroreningarna.

Mätningarna användes även till att validera de, med modellen SIMAIR (www.smhi.se), beräknade halterna av PM_{2.5} och benzo(a)pyren.

2. Mätupplägg

I detta kapitel beskrivs omfattningen av mätningarna av luftföroreningar, de olika mätplatserna samt mätmetoder, vilket även sammanfattas i Tabell 1.

I projektet valdes att ha två platser med kontinuerliga mätningar i vedeldningsområden, dels i Umeå (Sävar), dels i Vännäsby. Vid dessa mätplatser utfördes mätningar av partiklar (PM_{2.5} och sot) på dygnsbas. Mätningarna av PM_{2.5} (definieras som partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 2.5 µm, med en avskiljningsgrad på 50%) pågick under 14 månader (november 2012 – december 2013) på båda platserna och mätning av sot utfördes under 8 månader (november 2012 – juni 2013) i Sävar.

Vidare utfördes analys av PAH på PM_{2.5}-fraktionen som månadsmedelvärden under 12 månader (november 2012 – oktober 2013) för dessa stationer.

De två kontinuerliga mätstationerna kompletterades med ytterligare två mätplatser, dels i Vännäs under 6 månader (november 2012 – april 2013) med veckovisa mätningar av PM_{2.5}, dels i Tavleliden, där mätningar av PM_{2.5} som veckomedelvärden samt dygnsvis provtagning av sot utfördes under 8 månader (november 2012 – juni 2013).

För Vännäs och Tavleliden analyserades PM_{2.5}-filtren med avseende på "black carbon" (BC) och i Tavleliden även med avseende på OC/EC (organic and elementary carbon).

2.1. Mätmetoder

Samtliga mätmetoder beskrivs kortfattat nedan samt utförligare i Bilaga 1.

PM_{2.5}-mätningarna, som dygns- respektive veckomedelvärden, utfördes med en av IVL framtagen aktiv metod och sot mättes som dygnsmedelvärde.

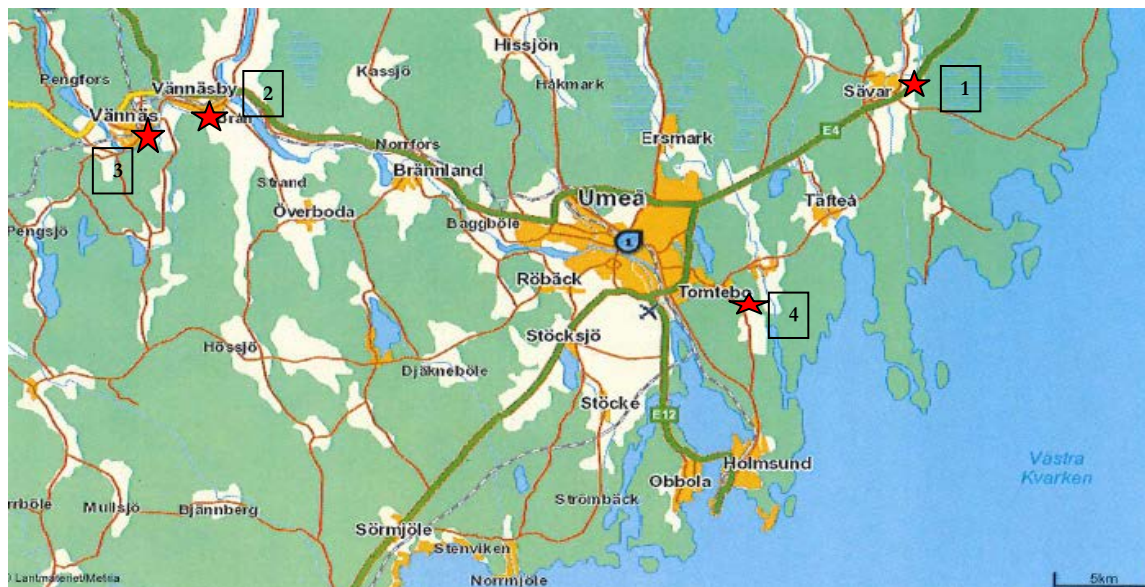
Analys av 15 st PAH:er (inkl. benzo(a)pyren), med vätskekromatografi (HPLC), utfördes genom månadsvisa samlingsprover av de dygnsvisa PM_{2.5}-filter.

För dygnsvisa mätningar av sot tillämpades provtagning följt av analys av reflektans i IVL:s laboratorium. Sot består till största delen av elementärt kol (EC), men också av en del organiskt kol (OC). OC och EC mäts termiskt genom förbränning av kolet. OC/EC analyserades med Thermo-optical Transmission metod (TOT) av ITM (Institutet för tillämpad miljövetenskap) på PM_{2.5}-fraktionen, provtaget med IVL:s PM-metod.

Black carbon (BC) är också ett begrepp för sot, men mäts optiskt genom mätning av ljusabsorption. Analys av BC utfördes på veckovisa PM_{2.5}-filter med hjälp ett optiskt instrument av typen Magee scientific soot scan TM (model OT212). Instrumentet som användes tillhör Institutionen för arbets- och miljömedicin (AMM) i Göteborg.

2.2. Mätplatsbeskrivning

I Figur 1 har de studerade orternas placering markerats på en karta över Umeå och i Figur 2 visas foton från de olika mätplatserna.



Figur 1 Karta över Umeå med omnejd samt markeringar av de olika mätplatserna; 1) Sävar, 2) Vännäsby, 3) Vännäs och 4) Tavleliden.



Figur 2 Mätplatserna i Sävar, Vännäsby, Vännäs och Tavleliden

För att få en möjlighet att kunna studera områden med varierande omfattning av vedeldning styrdes valet av mätplatser av olika typer av bebyggelse; äldre och modernare villaområden samt olika typer av uppvärmning; fjärrvärme, vedpannor och lokala eldstäder, se Tabell 1. Antalet uppvärmningstyper samt årsförbrukning av ved och pellets på respektive plats är hämtade ur sotarregistret, som uppdaterats genom eldningsvaneundersökningen utförd inom projektet av Umeå universitet (Forsberg, B. 2014). Samtliga platser har ungefär samma påverkan från vägtrafik enligt årsmedelvärden avseende kväveoxider beräknade med en Land-use-regression-modell (Modig, L. m.fl., 2012).

I närheten av mätplatsen i Tavleliden finns inga vedpannor och man har det minsta antalet lokala eldstäder och braskaminer av de platser som ingick i denna studie. Vedförbrukningen är också den lägsta med $14 \text{ m}^3/\text{år}$ på ett avstånd av 150 meter från mätplatsen. Avseende närheten till närmaste bilväg och årsmedelvärde av kväveoxider (NO_x) så är förhållandena ungefär de samma som i Vännäs.

Den största vedförbrukningen förekommer vid mätplatsen i Vännäs, $95 \text{ m}^3/\text{år}$, 150 m från mätplatsen, fördelat på ungefär lika många vedpannor och lokala eldstäder som i Vännäsby, där man har en årsförbrukning av ved på $72 \text{ m}^3/\text{år}$.

I Sävar är årsförbrukningen av ved något högre än i Vännäsby, 80 m^3 , fördelat på 2 vedpannor och 16 lokala eldstäder och braskaminer inom ett avstånd av 150 m från mätplatsen. Sävars mätstation ligger längst från närmaste bilväg jämfört med övriga stationer.

Tabell 1 Mätplatsinformation

Mätplats	Sävar	Vännäsby	Vännäs	Tavleliden
Adress	Blomstervägen (Gungan)	Snickargatan	Tjärngatan 20	Kometgatan
Koordinater (X,Y)	635480, 203247	635450, 194931	635440, 194532	634810, 202223
Beskrivning	På dagisbyggnad i villaområde.	På dagisbyggnad, i villaområde	Vid flerbostadhus i äldre villaområde	I modernt villaområde.
Avstånd till närmaste väg	50 m	10 m	15 m	10-15 m
Årsmedelvärde NO _x	9.6 µg/m ³	7.1 µg/m ³	9.0 µg/m ³	9.1 µg/m ³
Uppvärmningskälla 75 respektive 150 m från mätplats	75 m: 1 vedpanna 150 m: 2 vedpannor, 16 lokala eldstäder.	75 m: 2 lokala eldstäder 150 m: 2 vedpannor, 4 pellets samt 12 lokala eldstäder	75 m: 3 pelletspannor, samt 2 lokala eldstäder 150 m: 6 pelletspannor, 4 vedpannor samt 9 lokala eldstäder	75 m: Fjärrvärme samt 2 lokala eldstäder. 150 m: Fjärrvärme samt 7 lokala eldstäder
Årsförbrukning ved, pellets vid 75 respektive 150 m från mätplats	75 m: 15 m ³ 150 m: 80 m ³	75 m: 8 m ³ 150 m: 72 m ³	75 m: 9 m ³ 150 m: 95 m ³	75 m: 3 m ³ 150 m: 14 m ³
Mätparametrar och mätperiod	PM2.5-dygn, PAH – månad: 201211 – 201312 Sot-dygn: 201211 - 201306	PM2.5-dygn: 201211– 201312 PAH – månad: 201211-201310	PM2.5 /BC–vecka: 201211 – 201305	Sot-dygn, PM2.5/BC/OC/E C-vecka: 201211 – 201306
Mätningarnas höjd ovan mark	3 m	3.5 m	4 m	3.5 m
Mätplats	Sävar	Vännäsby	Vännäs	Tavleliden

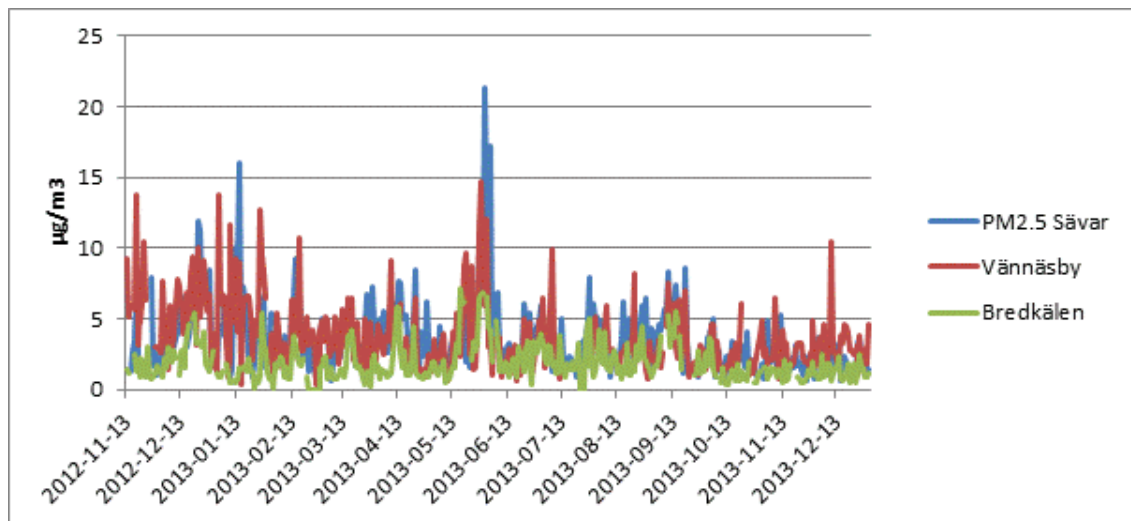
3. Resultat

I detta kapitel presenteras resultaten från mätningarna av $PM_{2.5}$ och sot samt analyser av PAH (i form av B(a)P), BC, OC och EC) i aggregerad form. I Bilaga 2 presenteras samtliga mätdata.

Jämförelse görs av mätresultaten mellan de olika platserna samt med, i förekommande fall, miljö kvalitetsnormer och miljö kvalitetsmålen preciseringar. Halterna av $PM_{2.5}$ och sot jämförs även med resultat från de nationella mätstationerna i regional och urban bakgrund¹, i Bredkålen (Jämtland) respektive Umeå (Förskolan Mården).

3.1. Partiklar ($PM_{2.5}$)

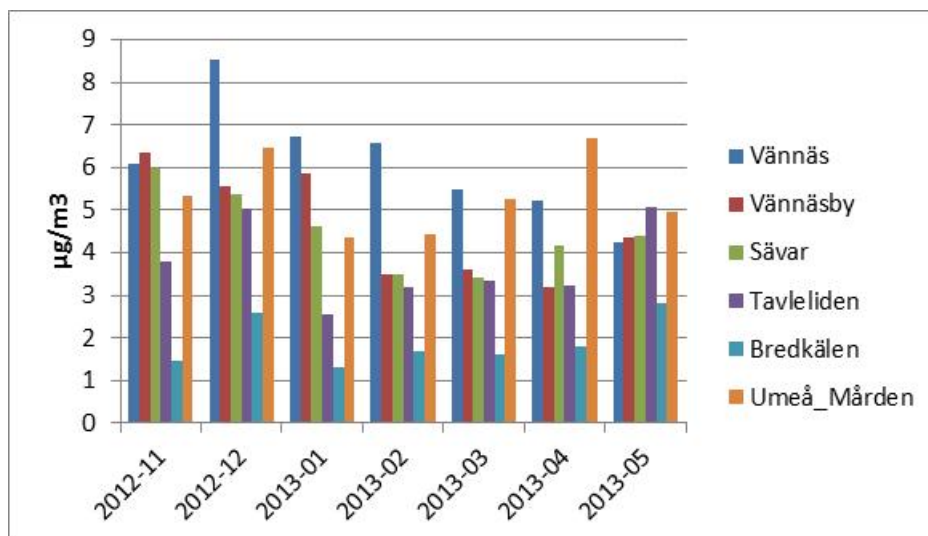
I Figur 3 visas dygnsmedelvärdena av $PM_{2.5}$ vid de två kontinuerliga mätstationerna i Sävar och Vännäsby jämfört med vid den närmast belägna nationella bakgrundsstationen i Bredkålen.



Figur 3 Dygnsmedelvärdena av $PM_{2.5}$ i Sävar och Vännäsby under mätperioden november 2012 – december 2013 jämfört med bakgrundsstationen i Bredkålen.

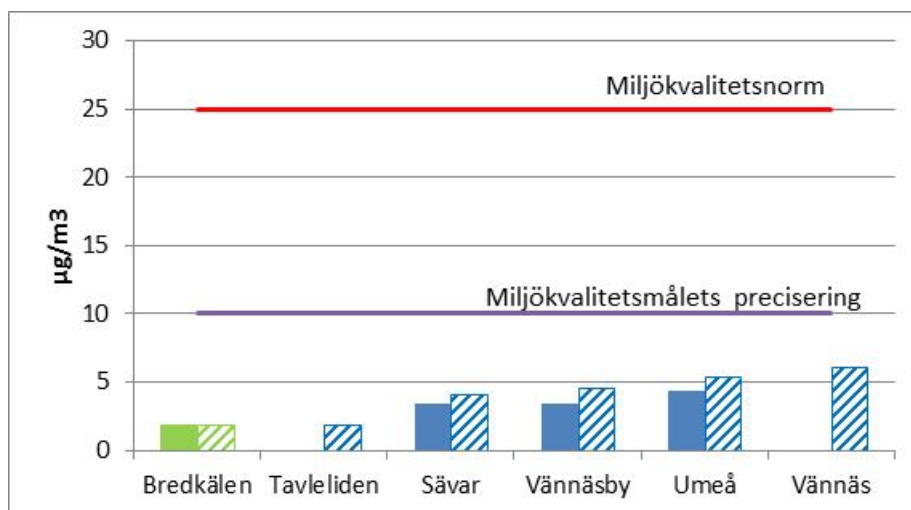
Under sex respektive åtta månader mättes även $PM_{2.5}$ veckovis vid stationerna Vännäs respektive Tavleliden. I Figur 4 presenteras månadsmedelvärden från samtliga fyra stationer i projektet jämfört med resultaten vid de nationella mätstationerna Bredkålen och Förskolan Mården i Umeå i regional respektive urban bakgrund. Av de fyra stationerna uppvisade Vännäs generellt de högsta månadsmedelvärdena, undantaget november då Vännäsby, och maj då Tavleliden, uppvisade de högsta halterna av $PM_{2.5}$. Den urbana bakgrundsstationen i Umeå uppvisade lägre halter än Vännäs under vintermånaderna och högre halter under april och maj.

¹ Dessa mätningar utförs av IVL på uppdrag av Naturvårdsverket, Enheten för luft och Klimat, inom ramen för den nationella miljöövervakningen.



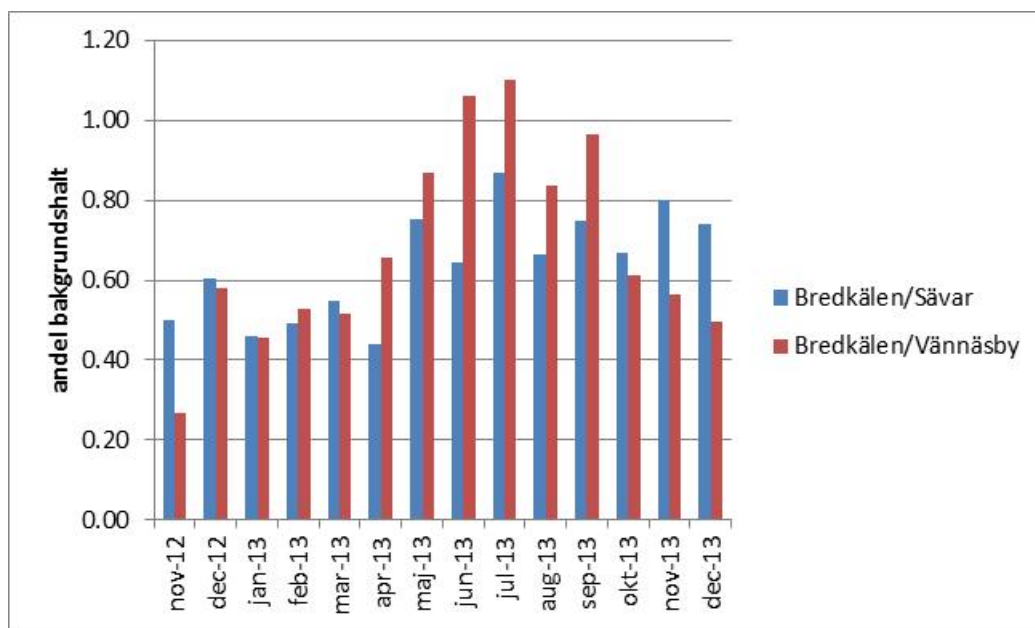
Figur 4 Månadsmedelvärden av PM_{2.5} i Vännäs, Vännäsby, Sävar och Tavleliden jämfört med de nationella mätstationerna i Bredkälén (regional bakgrund) respektive Umeå (urban bakgrund).

Årsmedelvärdet för PM_{2.5} under 2013 var såväl i Sävar som i Vännäsby 3.4 µg/m³ jämfört med 1.9 µg/m³ i Bredkälén. Halterna låg därmed långt under miljö kvalitetsnormen (MKN) för PM_{2.5} som årsmedelvärde, 25 µg/m³, och miljö kvalitetsmålets precisering, 10 µg/m³. Även periodmedelvärdena (november 2012 – maj 2013) i Vännäs och Tavleliden låg under MKN och preciseringen, och medelvärdet i Tavleliden låg i nivå med årsmedelvärdet i regional bakgrundsluft i Bredkälén, se Figur 5.



Figur 5 Års- (fyllda staplar) och periodmedelvärden (november 2012 – maj 2013) (randiga staplar) av PM_{2.5} i Vännäsby, Sävar respektive Tavleliden och Vännäs jämfört med bakgrundsstationen i Bredkälén (grön stapel) och i urban bakgrund i Umeå samt miljö kvalitetsnormen och miljö kvalitetsmålets precisering för PM_{2.5} som årsmedelvärde.

Halterna vid regionala bakgrundsstationer (landsbygd) ger en grov uppskattning av hur stor påverkan utifrån (långdistanstransport) är. I Figur 6 redovisas månadsvis den dygnsvisa andelen regionalt bidrag (Bredkålen) till halten av $PM_{2.5}$ i Sävar respektive Vännäsby. Bakgrundsbidraget för kalenderåret var i genomsnitt 65 % i både Sävar och Vännäsby. Under vintermånaderna var bakgrundsbidraget cirka 10 % högre i Sävar jämfört med i Vännäsby, d.v.s. det lokala bidraget, från främst vägtrafik och uppvärmning, var något högre i Vännäsby jämfört med i Sävar. Det motsatta förhållandet rådde under sommarmånaderna, där det lokala bidraget i Vännäsby endast var 10 % jämfört med 30 % i Sävar.

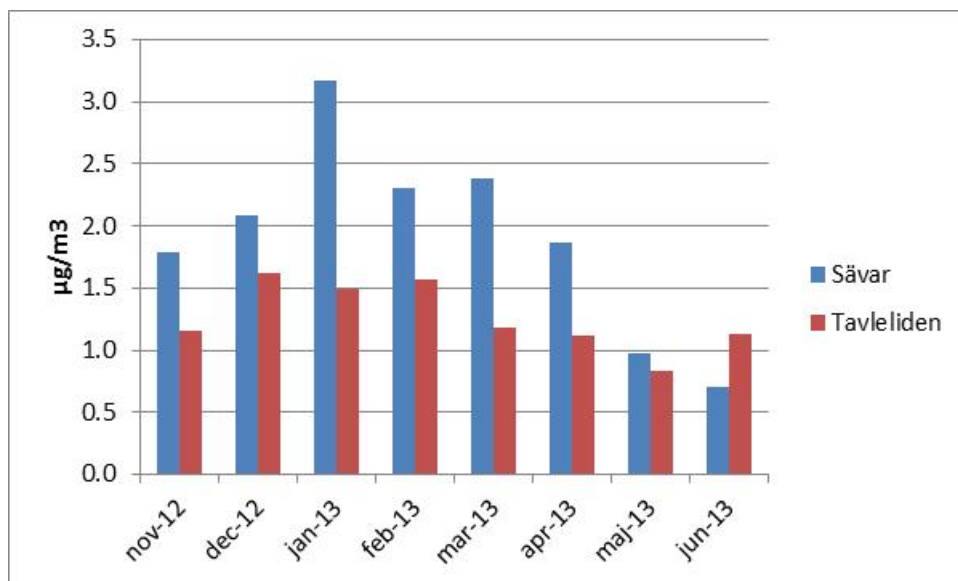


Figur 6 Månadsvis presentation av andelen av uppmätta dygnsmedelvärden i Sävar och Vännäsby som kan antas härröra från bakgrundsluft (Bredkålen).

3.2. Sot

Sot mättes parallellt med $PM_{2.5}$ i Sävar och Tavleliden under perioden november 2012 – maj 2013. Dygnsmedelvärdena av sot var högre i Sävar än i Tavleliden under samtliga månader. Haltskillnaden mellan de båda stationerna var som störst under vintermånaderna. Högst halter uppmättes i Sävar under januari månad, se Figur 7.

Periodmedelvärdet (november – maj) var $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Sävar och $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Tavleliden, jämfört med $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid bakgrundsstationen i Bredkålen för motsvarande period.



Figur 7 Månadsmedelvärden av sot i Sävar och Tavleliden för perioden november 2012 till och med juni 2013.

3.3. PAH

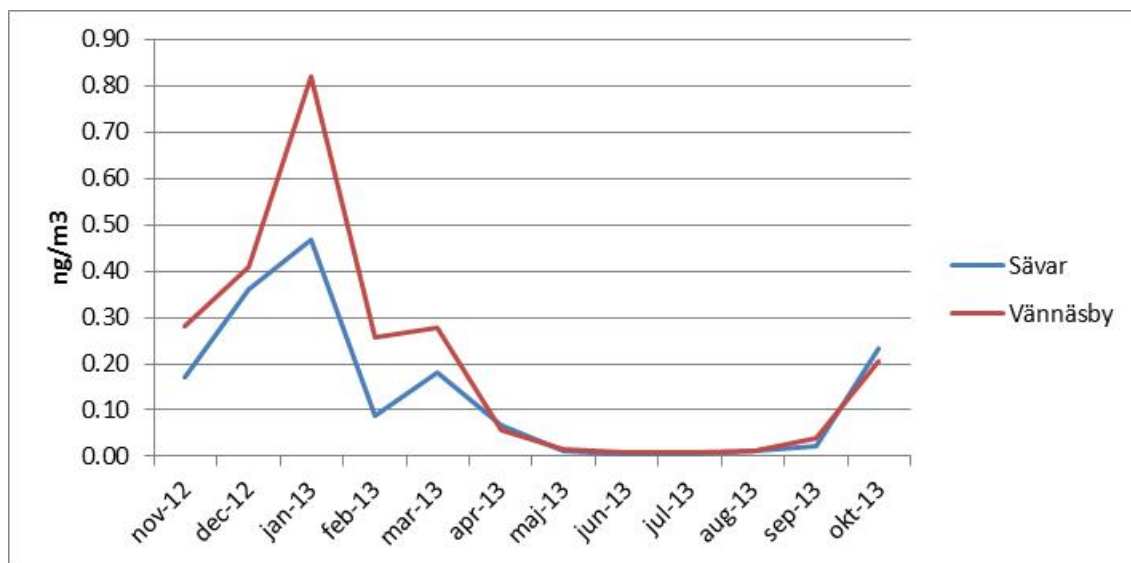
Den PAH-komponent som är av störst intresse ur hälsosynpunkt är benso(a)pyren (B(a)P) då den är fastställd som cancerogen. För B(a)P finns en miljö kvalitetsnorm samt en precisering till ett miljö kvalitetsmål för B(a)P på partikelfraktionen PM_{10} . Analys av PAH har i detta projekt gjorts på $PM_{2.5}$ -fraktionen. Då B(a)P emellertid är en förbränningskomponent återfinns merparten av B(a)P på mindre fraktioner, såsom $PM_{2.5}$.

I detta kapitel presenteras endast data för B(a)P på $PM_{2.5}$ -fraktionen. Resultat avseende övriga PAH-komponenter återfinns i Bilaga 2.

12-månadersmedelvärdet (november 2012 – oktober 2013) av B(a)P var i Vännäsby 0.20 ng/m^3 och i Sävar 0.14 ng/m^3 , vilket i båda fallen är långt under miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärde (1 ng/m^3), men över miljö kvalitetsmålets precisering (0.1 ng/m^3). Noteras bör att mätningarna inte är utförda under ett helt kalenderår, men att skillnaden torde vara marginell.

Halterna av benso(a)pyren (B(a)P) var mer än 10 gånger så höga under vinter- jämfört med sommarmånaderna. Högsta månadsmedelvärdena uppvisades, såväl i Sävar som i Vännäsby, under januari, se Figur 8.

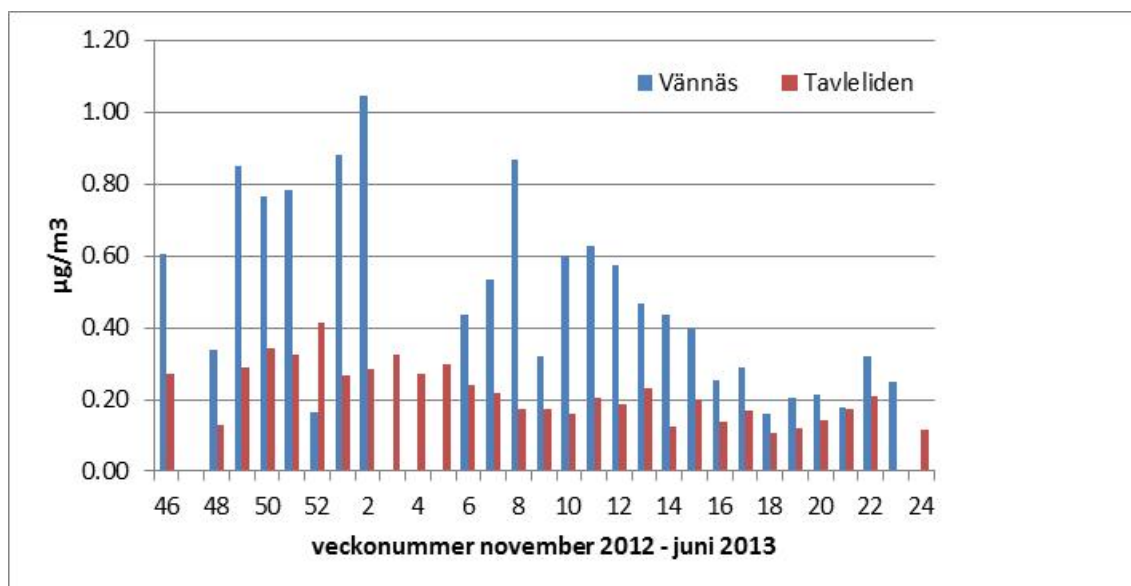
Under vintermånaderna var halterna av B(a)P generellt högre i Vännäsby än i Sävar på samma sätt som för halten av $PM_{2.5}$, vilket beror på att B(a)P är en förbränningskomponent. Drygt 75 % av utsläppen av B(a)P i Sverige härrör från utsläpp från vedpannor, braskaminer och annan förbränning av trä (<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/PAH-till-luft/>).



Figur 8 Månadsmedelvärden av bens(a)pyren i Sävar och Vännäsby under perioden november 2012 och oktober 2013.

3.4. BC och OC/EC

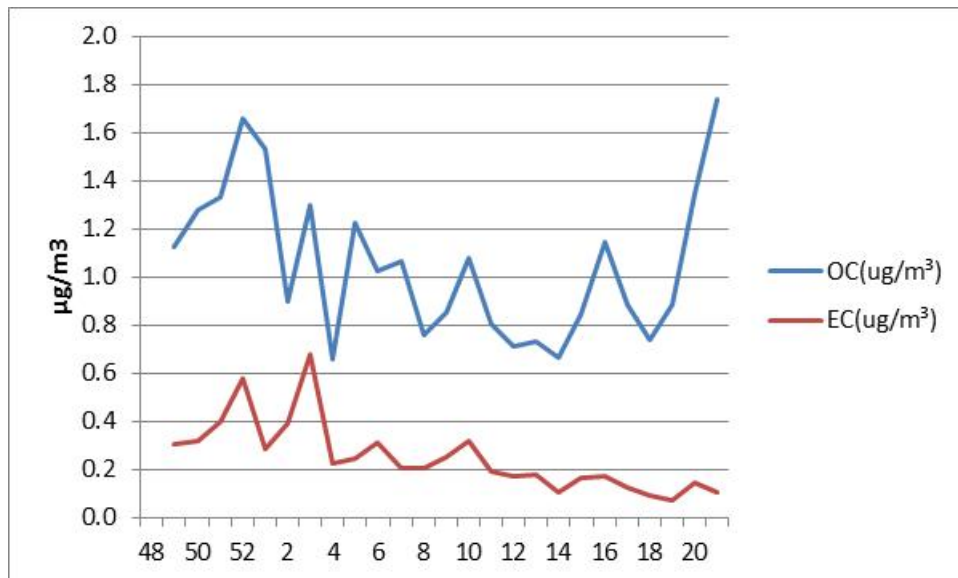
Halterna av black carbon (BC) var i genomsnitt dubbelt så höga i Vännäs som i Tavleliden. På samma sätt som för övriga föroreningar som mätts i projektet var halterna som högst under vintern fram till april, se Figur 9.



Figur 9 Veckomedelvärden av black carbon i Vännäs och Tavleliden under november 2012 till och med juni 2013.

För Tavleliden analyserades PM_{2.5}-filter även för OC och EC, se Figur 10. För EC, som främst härrör från förbränning av fossila bränslen och ved, gäller generellt att halterna var högst under

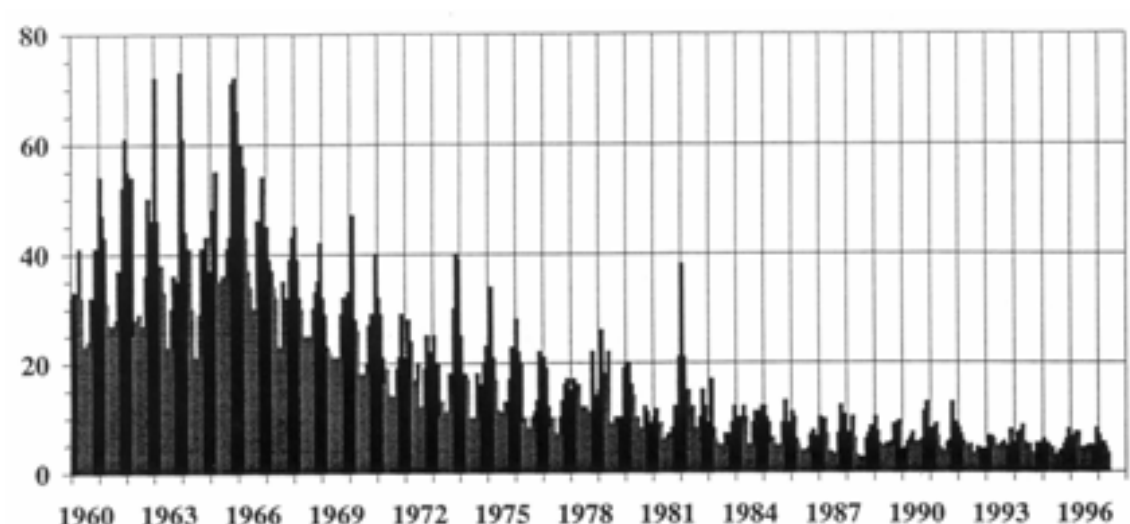
vintern, medan halterna av OC, som förutom från vedeldning har sitt ursprung från bland annat vägslitage och naturliga källor såsom erosion, ökade halterna på nytt under våren.



Figur 10 Veckomedelvärden av OC och EC Tavleliden under november 2012 till och med maj 2013.

4. Jämförelse mellan olika vedrelaterade luftföroreningar

Halten av partiklar kan mätas på olika sätt och den äldsta metoden i Sverige är att mäta sot genom ljusreflektion. Det finns långa mätserier av sot sedan 1960-talet, främst för Stockholm och Göteborg. Halterna av sot har minskat kraftigt sedan 1960-talet, se exempel från Göteborg i Figur 11.



Figur 11 Halter av sot i Göteborg mellan 1960 och 1996.

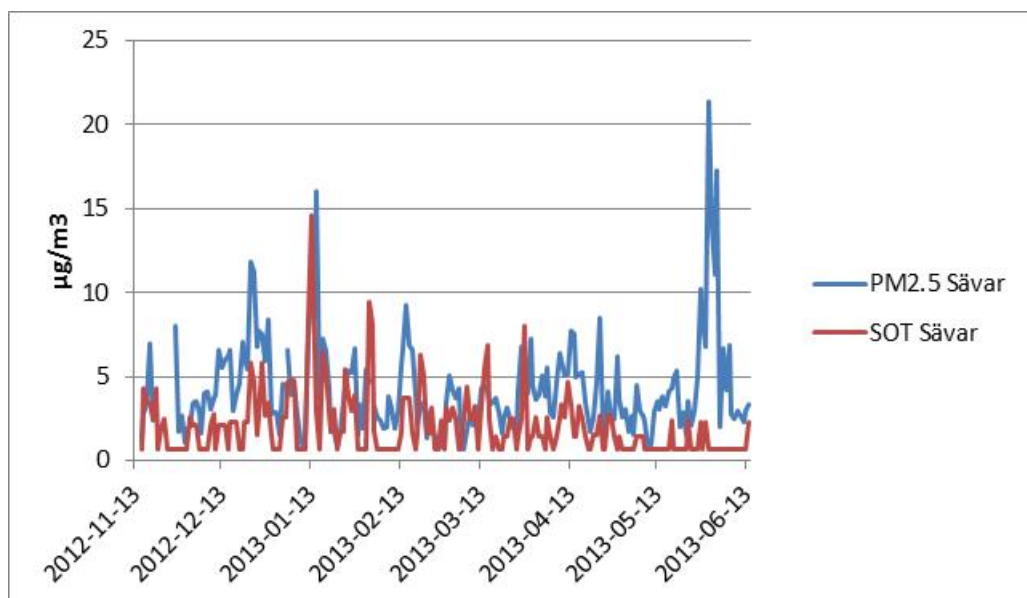
Sot har mätts sedan 1986 i Urbanmätnätet (Persson, K., 2013). Från början mättes under vinterhalvår i ett fyrtiotal kommuner spridda över landet, men i takt med att det blev krav på mätningar av partikelmått PM_{10} och $PM_{2.5}$ har mätningarna av sot minskat. Sot är dock ett mått som har visats vara starkt korrelerat med hälsostudier och en bra indikator på vedeldning. PM_{10} och $PM_{2.5}$ härrör inte bara förbränningsrelaterade partiklar. En av de större källorna till halten av $PM_{2.5}$, så väl som till PM_{10} , är slitagepartiklar, som står för en stor andel av partikelhalten på våren, via resuspension (uppvirvling) av damm från vägbanor (Johansson, C. m.fl. 2007). I likhet med sot kan andelen långdistanstransporterade partiklar vara stor, i synnerhet i södra Sverige (Forsberg, B. m.fl. 2005).

I detta kapitel kommer de olika vedeldningsrelaterade luftföroreningarna som ingått i denna studie att jämföras med varandra i syfte att studera samband.

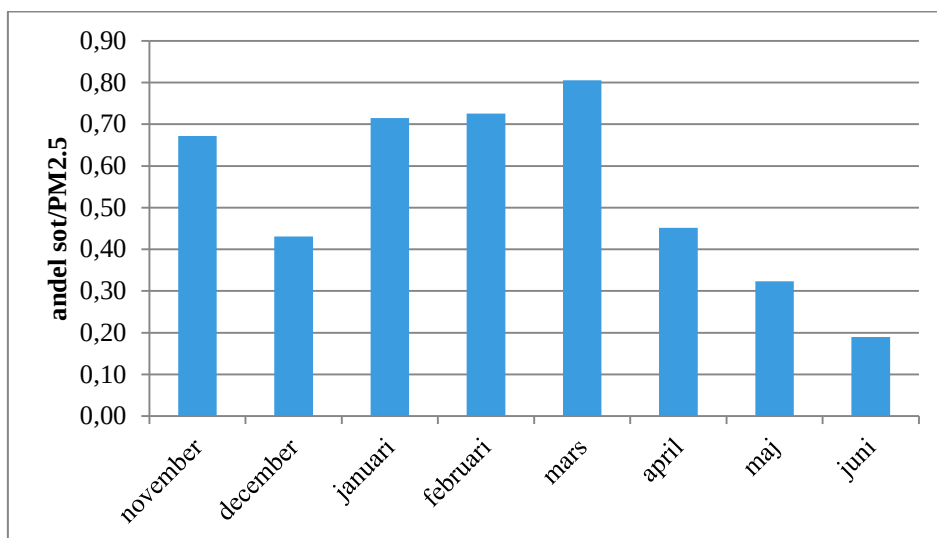
4.1. Jämförelse av olika partikelmått ($PM_{2.5}$, sot, BC, OC/EC)

I Figur 12 visas dygnsmedelvärden av $PM_{2.5}$ och sot uppmätta vid mätstationen i Sävar. Under vintermånaderna kan man se en bra korrelation mellan sot och $PM_{2.5}$, men under våren var halterna av $PM_{2.5}$ som högst och halterna av sot låga. ”Andelen” sot av $PM_{2.5}$, med antagandet att all sot finns med som $PM_{2.5}$, i Sävar var 40 – 80 % under vintermånaderna och mellan 20 – 40 % under april – maj, se Figur 13.

Förklaringen till detta är att under vintern härrör sot- och $PM_{2.5}$ -halterna från samma källor, främst uppvärmning och trafik, medan det under våren kommer en stor andel av $PM_{2.5}$ -halten från mekaniskt genererade partiklar (slitage av vägbanor, däck och bromsar).

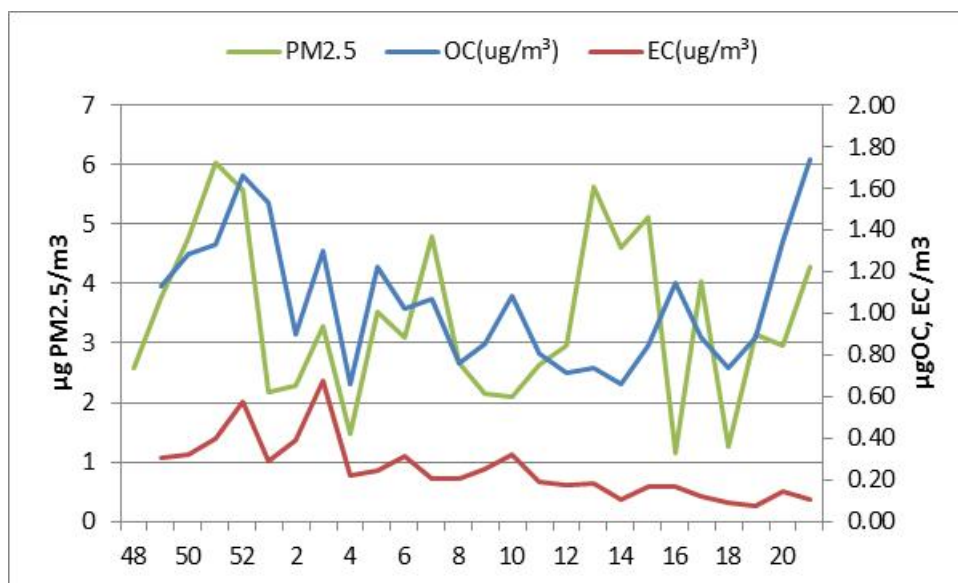


Figur 12 Dygnsmedelvärden av sot och $PM_{2.5}$ i Sävar under perioden november 2012 – juni 2013.



Figur 13 "Andelen" sot av PM_{2.5} i Sävar under perioden november 2012 – maj 2013.

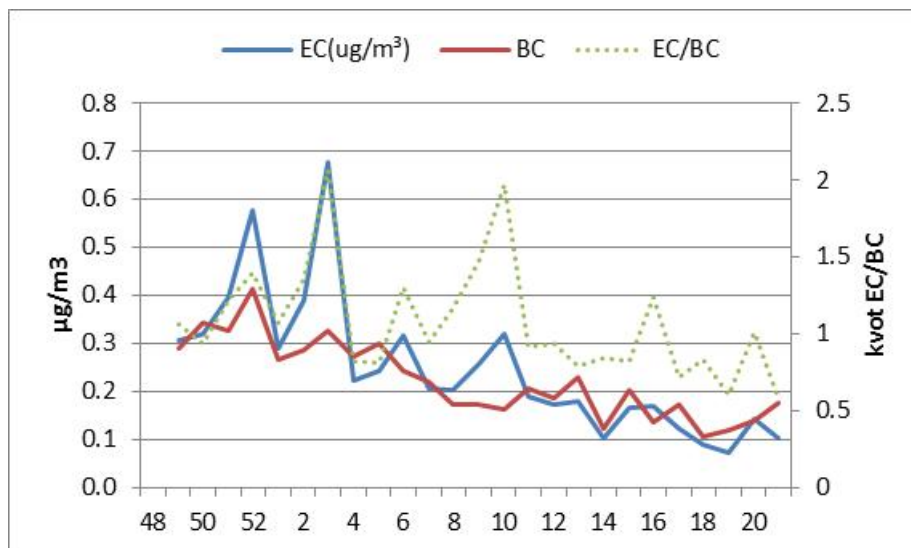
I Figur 14 illustreras förhållandena mellan PM_{2.5}, OC och EC i Tavleliden under perioden november 2012 – juni 2013. Säsongsvariationen i halter var densamma för OC och PM_{2.5}, med förhöjda halter såväl under vinter som under vår, medan halterna av EC, som endast är förbränningsrelaterade, minskade under våren.



Figur 14 Jämförelse av veckomedelvärden för PM_{2.5}, OC och EC i Tavleliden under vintern 2012 och vår/sommar 2013.

Kvoten mellan EC och BC vid Tavleliden var i genomsnitt 1 för perioden november 2012 – maj 2013. Kvoten mellan veckomedelvärden varierade dock mellan 0.6 till 2 och var drygt 1 i genomsnitt under vintern och något mindre än 1 under april och maj, se Figur 15.

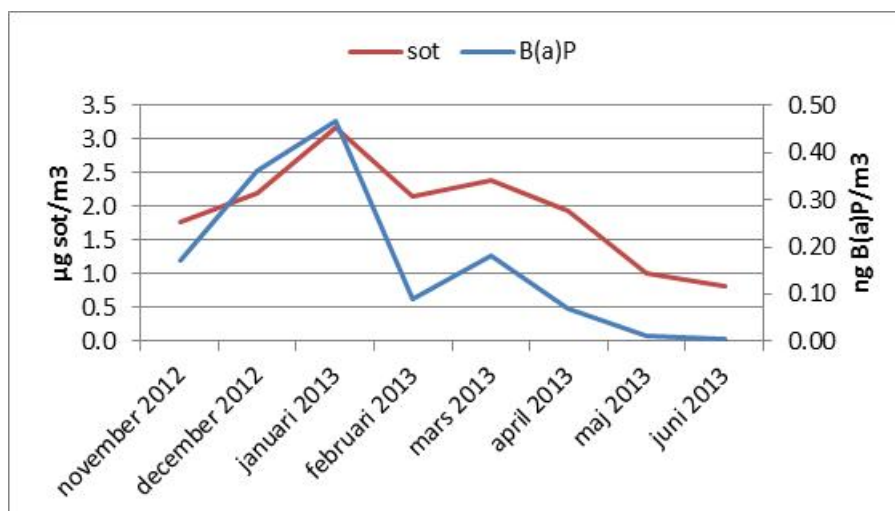
Största källorna till BC och EC i Sverige är ved- och bibränsleeldning (ca 40%) samt vägtrafik, arbetsmaskiner och industri (vardera ca 20%) (Hansson, H-C., m.fl., 2011).



Figur 15 Jämförelse av veckomedelvärden för black carbon (BC) och elemental carbon (EC) i Tavleliden under perioden november 2012 – maj 2013. Kvoten redovisas på y-axeln till höger i figuren.

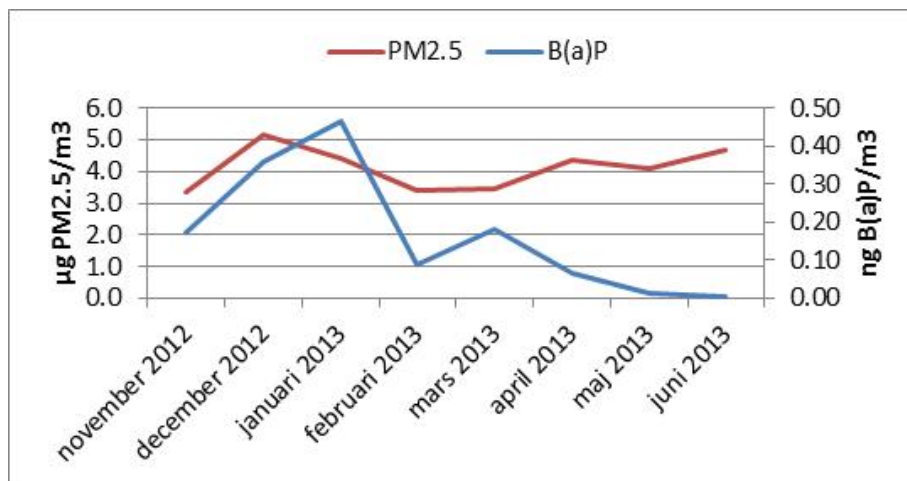
4.2. Relation mellan B(a)P och andra vedrelaterade luftföroreningar

Största källorna till halter av benso(a)pyren är, på samma sätt som för sot, EC och BC, vedeldning och trafikavgaser. Halterna av B(a)P följde därmed sothalternas säsongsvariation, med höga halter under vintern och lägre under vår och sommar, se Figur 16.



Figur 16 Jämförelse mellan månadsmedelvärden av sot och B(a)P i Sävar november 2012 – juni 2013.

Halterna av PM_{2.5} och B(a)P följdes åt relativt väl under vintermånaderna, medan halten av PM_{2.5}, till följd av resuspension steg från mars- april, och halterna för B(a)P minskade till följd av minskad uppvärmning, se Figur 17.



Figur 17 Jämförelse mellan månadsmedelvärden av PM_{2.5} och B(a)P i Sävar november 2012 – juni 2013.

5. Sammanfattande haltjämförelse mellan de olika mätplatserna

Utifrån jämförelsen av resultaten av PM_{2.5} vid de fyra mätplatserna, under november 2012 – maj 2013, uppvisade Vännäs det högsta periodmedelvärdet (6.1 µg/m³) följt av Vännäsby (4.5 µg/m³) och Sävar (4.4 µg/m³) och sedan Tavleliden (3.7 µg/m³). De uppmätta halterna under vinterhalvåret följer därmed väl årsförbrukningen av ved vid de olika platserna.

Den urbana bakgrundsstationen i Umeå (Mården) uppvisade lägre halter av PM_{2.5} än i Vännäs under vintermånaderna och högre halter under april och maj. Det speglar väl de olika källorna vid de båda stationerna. I centrum (Mården) är trafikbelastningen större än i Vännäs, vilken har störst påverkan på partikelhalterna på våren, medan Vännäs har större påverkan från vedeldning, som påverkar partikelhalterna under vintern.

Halterna av BC följde mönstret för PM_{2.5}-halterna, dvs. halterna av BC var betydligt högre i Vännäs än i Tavleliden.

Jämförelsen av sothalter i Sävar och Tavleliden visar att Sävar hade 35 % högre halter under perioden november – maj, medan Tavleliden hade 60 % högre halter i juni. I juni är inte påverkan från vedeldning stor, utan skillnaden beror förmodligen snarare på att Tavlelidens mätstation är belägen närmre en bilväg (10-15 meter) än vad som är fallet i Sävar (50 meter).

Vännäsby och Sävar uppvisade i stort sett samma årsmedelvärde av PM_{2.5}, men i Vännäsby var det högst halter under vintern och i Sävar högst halter under sommarmånaderna. Vännäsby hade även högst halter av B(a)P under vintermånaderna, 30 % högre halter av B(a)P jämfört med i Sävar. Dessa båda stationer är ganska likartade med ungefär samma årsförbrukning av ved, antal pannor och lokala eldstäder, men det är tydligt att mätstationen i Vännäsby är mer påverkad av luftföroreningar från vedeldning än i Sävar. Modellberäkningar av NO_x gav högre halter i Sävar (9.6 µg/m³) jämfört med i Vännäsby (7.1 µg/m³), vilket även tyder på större påverkan från vägtrafik i Sävar än i Vännäsby, trots att Vännäsby ligger närmre en bilväg.

Mätresultaten från denna studie indikerar att vedeldning har en betydande inverkan på halten av luftföroreningar under vinterhalvåret i de studerade orterna.

6. Referenser

- Forsberg, B. (2014) Eldningsvaneundersökning i Umeå 2014, pågående.
- Forsberg, B., Hansson, H-C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K., Järvholm, B. Comparative Impact Assessment of Local and Regional Particulate Air Pollutants in Scandinavia. *Ambio* vol. XXXIV, No 1, February 2005.
- Hansson, H-C., Johansson, C., Nyqvist, G., Kindbom, K., Åström, S., Moldanova, J. (2011). Black carbon – possibilities to reduce emissions and potential effects. ITM-report 202.
- Johansson, C., Sjövall, B., Ferm, M., Karlsson, H., Vecely, V., Krecl, P., Ström, J. 2007. Relationerna mellan halterna av PM₁₀, PM₁ och sot i Sverige. ITM-rapport 153.
- Persson, K. (2013). Luftkvaliteten i Sverige 2012 och vintern 2012/13. Resultat från mätningar inom Urbanmätnätet. IVL-rapport B2126
- Modig, L., Hagenbjörk-Gustafsson, A., Jonsson, L., Olsson, D., Strömgren, M., Forsberg, B. (2012). Modell för beräkning av bensen- och 1,3-butadienhalter i omgivningsluft utifrån geografisk information om bland annat biobränsleeldning och trafik.

BILAGA 1

Mät- och Analysmetoder

Provtagning av partiklar i utomhusluft på filter

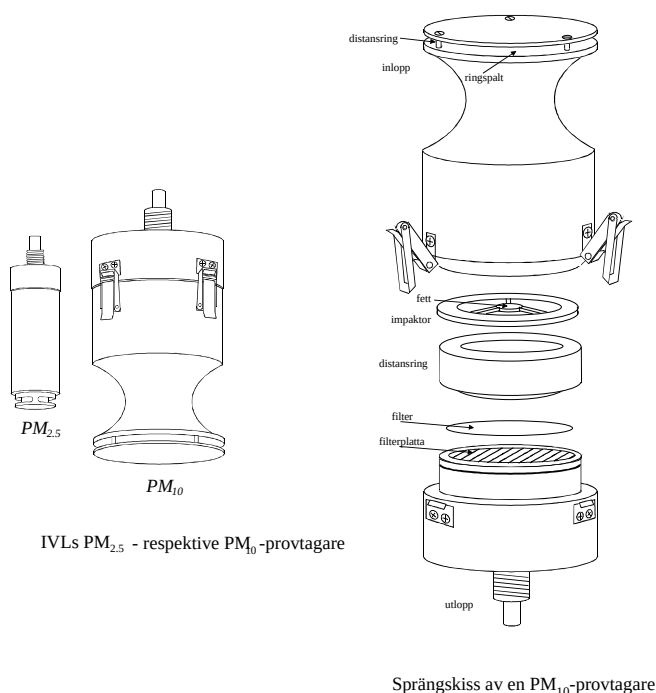
Tillämpningsområde

Provtagningsmetoden används för bestämning av partikelhalt (PM_{10} och $PM_{2.5}$) i luft. Syftet med provtagningen är att ge en god uppfattning om koncentrationen av partiklar i luft. Provtagarna har genomgått tester i enlighet med de krav som ställs inom EUs standardiseringskommitté. Jämförande mätningar har gjorts mellan IVLs PM_{10} – och $PM_{2.5}$ – provtagare och den EU-godkända lågvolymprovtagaren, KleinfILTERgerät, med god överensstämmelse.

Princip

Provtagning av partiklar sker genom att luft sugas med konstant flöde igenom ett provtagningshuvud utomhus där ett filter är monterat, se Figur B 1.1. Filtret samlar upp partiklarna. Huvudets inlopp, luftflödet samt en impaktor, monterad före filtret, ger den bestämda partikelfraktion, PM_{10} eller $PM_{2.5}$. Vid dygnsvis provtagning kopplas flödet automatiskt till ett (av åtta) filter per dygn.

Analys av proverna sker genom vägning av filter före och efter provtagning, dvs. gravimetriskt i likhet med referensmetoden, under standardiserade förhållande avseende temperatur och luftfuktighet enligt krav i SS-EN 13284-1. Partikelhalter bestäms genom att relatera uppvägd massa till luftvolymen som protokollförs vid avläsning på gasmätare.



Figur B1.1 Provtagare för $PM_{2.5}$ och PM_{10} .

IVL är ackrediterad för dygnsvis provtagning och analys av PM_{10} och $PM_{2.5}$, enligt SWEDAC 17025. Längre provtagningsperioder än dygnsvis, t.ex. en vecka eller en månad, tillämpas i vissa fall, med intermittent provtagning.

Nedre och övre detektionsgräns för $PM_{2.5}$ är $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Månadsvisa analyser av PAH på $PM_{2.5}$ -fraktionen

Filter från $PM_{2.5}$ -provtagning "poolas" till månadsprover och PAH extraheras ur partikelfasen från $PM_{2.5}/PM_{10}$ -filter och analyseras med vätskekromatografi (HPLC) med fluorescensdetektor (FLD) eller med gaskromatografi med masspektroskopi (GC/MS).

Följande PAH:er ingår i analysen: phenantrene, antracene, fluoranthrene, pyrene, benzo(a)antracene, chrysene, benzo(b)fluoranthrene, benzo(k)fluoranthrene, benzo(a)pyrene, dibenzo(a,h)antracene, benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyrene.

IVL är ackrediterade för analys av PAH enligt SWEDAC 17025.

Nedre och övre detektionsgräns för benzo(a)pyren är $0.019 \text{ ng}/\text{m}^3$ respektive $11 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Analys av black carbon (BC) med SootScan™ Model OT21 Transmissometer

Instrumentet innehåller en ljuskälla med två våglängder; 880 nm för kvantitativ analys av BC på partiklar, och 370 nm för kvalitativ analys av vissa aromatiska ämnen.

Instrumentet är designat för 25, 37 och 47 mm diameters filter av Teflon, kvartsfiber, glasfiber eller Teflon-belagd glassfiberfilter.

Analys av OC/EC

Organiskt och elementärt kol analyserades på PM_{2.5}-fraktionen, provtaget med IVL:s PM-metod med kvartsfiberfilter. Innan partikelprovtagningen bränns filtren av vid 800 °C i 10 timmar för att driva av alla organiska föroreningar.

Efter partikelprovtagningen analyseras OC/EC med Thermo-optical Transmission method (TOT) utvecklad av Birch and Cary (1). Instrumentet är av typen the Sunset Laboratory Lab OC-EC Aerosol Analyzer, och analyserna utfördes av ITM (Institutet för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet).

TOT-metoden tillämpar stegvis uppvärmning av filterprovet, först via icke-oxiderande helium (bärgas) där kol förångas eller sönderdelas. En optisk korrektion för pyrolytiskt kol (PC), som formas under analysen, görs kontinuerligt genom mätningar av transmittansen genom provet med en laserstråle (670 nm). Den ursprungliga transmittansen minskar när PC skapas i provet då provet mörknar under uppvärmningen. Helium byts sedan ut mot ett oxiderande bärgas, vilket får provet att förbrännas och vid något skede är nivån för transmittansen tillbaka på startnivå. Detta moment kallas "OCEC-split point" och allt kol uppmätt före denna punkt tilldelas organiskt kol (OC) och allt kol uppmätt efter är elementärt kol (EC).

- (1) Birch, M.E.. and R.A. Cary. *Elemental carbon-based method for monitoring of occupational exposures to particulate diesel exhaust*. Aerosol Science and Technology, 1996. 25(3):pp 221 – 241

Mätningar av sot (dygnsvis)

För dygnsvisa mätningar av sot tillämpas provtagning på mätplatsen följt av analys vid IVL:s laboratorium. IVL är ackrediterade för såväl provtagnings- som analysmetod. Enligt EU-direktivet 2008/50/EG är metoden indikativ.

Provtagningen sker med hjälp av en automat (med åtta kanaler) som leder provluft till filter för sot. En automatisk växling av prover sker dygnsvis.

Analysmetoden för sot är reflektansmätning baserad på SS-ISO 9835. Halterna av sot bestäms genom att relatera analysresultaten till luftvolymen som läses av på gasmätare vid provtagningen.

Nedre och övre detektionsgräns för sot är 1.5 µg/m³ respektive 100 µg/m³.

BILAGA 2:1 Dygnsmedelvärden av PM_{2.5} (µg/m³) i Sävar och Vännäsby

Datum	Sävar	Vännäsby	Datum	Sävar	Vännäsby	Datum	Sävar	Vännäsby
2012-11-13		9.3	2012-12-23	11.8	10.0	2013-02-01	5.4	3.9
2012-11-14		5.2	2012-12-24	11.3	5.1	2013-02-02	4.7	1.2
2012-11-15	1.2		2012-12-25	6.7	6.4	2013-02-03		3.7
2012-11-16	2.8	6.0	2012-12-26	7.7	9.1	2013-02-04	3.2	2.2
2012-11-17	3.4	5.7	2012-12-27	7.5	7.4	2013-02-05	2.5	5.3
2012-11-18	7.0	13.8	2012-12-28	5.9	5.5	2013-02-06	2.4	4.1
2012-11-19	2.4	3.1	2012-12-29	8.4	6.8	2013-02-07	1.9	1.9
2012-11-20		6.3	2012-12-30	2.7	1.5	2013-02-08	2.0	1.6
2012-11-21		4.7	2012-12-31	2.9	3.9	2013-02-09	3.8	3.3
2012-11-22		6.1	2013-01-01	2.9	2.1	2013-02-10	3.0	2.2
2012-11-23		10.4	2013-01-02	1.5	1.3	2013-02-11	1.9	1.8
2012-11-24		6.3	2013-01-03	4.6	13.7	2013-02-12	2.9	2.1
2012-11-25			2013-01-04		6.0	2013-02-13	5.6	6.3
2012-11-26		11.9	2013-01-05	6.6	6.7	2013-02-14	6.6	6.3
2012-11-27	8.0		2013-01-06	3.9	6.6	2013-02-15	9.2	3.9
2012-11-28	1.7		2013-01-07	4.7	3.5	2013-02-16	6.8	4.9
2012-11-29	2.6	3.0	2013-01-08	2.8	0.8	2013-02-17	6.6	10.7
2012-11-30	1.1	3.0	2013-01-09	1.3	2.3	2013-02-18	3.8	2.7
2012-12-01	1.8	2.9	2013-01-10	0.9	11.7	2013-02-19	2.1	2.7
2012-12-02	2.0	2.6	2013-01-11	1.4	4.8	2013-02-20	3.4	3.7
2012-12-03	3.4	7.6	2013-01-12	7.4	7.6	2013-02-21	3.3	5.2
2012-12-04	3.5	4.6	2013-01-13	10.1	9.3	2013-02-22	1.3	3.1
2012-12-05	2.9	3.5	2013-01-14	8.6	4.0	2013-02-23	3.0	4.1
2012-12-06	1.6	1.4	2013-01-15	16.1	8.9	2013-02-24	2.1	4.2
2012-12-07	4.0	5.9	2013-01-16	3.6	0.3	2013-02-25	1.5	3.7
2012-12-08	4.1	2.9	2013-01-17	7.2	6.2	2013-02-26	0.7	0.3
2012-12-09	3.0	3.8	2013-01-18	6.4	6.4	2013-02-27	0.9	1.1
2012-12-10	3.7	6.0	2013-01-19	4.3	6.6	2013-02-28	0.9	1.2
2012-12-11	3.9	7.8	2013-01-20	1.8	6.6	2013-03-01	3.4	4.1
2012-12-12	6.6	7.3	2013-01-21	1.7	5.3	2013-03-02	5.0	4.9
2012-12-13	5.5	5.9	2013-01-22	0.9	2.0	2013-03-03	4.2	3.4
2012-12-14	6.0	3.9	2013-01-23	1.8	4.9	2013-03-04	3.7	5.2
2012-12-15	6.2	6.0	2013-01-24	3.6		2013-03-05	4.3	4.8
2012-12-16	6.6	4.6	2013-01-25	4.5	3.8	2013-03-06	2.1	2.3
2012-12-17	3.0	6.9	2013-01-26	5.3	12.7	2013-03-07	0.7	2.8
2012-12-18	3.9	5.0	2013-01-27	5.3	9.5	2013-03-08	1.8	2.9
2012-12-19	4.6	8.1	2013-01-28	6.7	8.3	2013-03-09	2.8	5.1
2012-12-20	7.1	9.4	2013-01-29	1.5	6.5	2013-03-10	2.1	4.6
2012-12-21	6.1	7.0	2013-01-30	3.3		2013-03-11	2.7	1.9
2012-12-22	5.4	3.1	2013-01-31	1.9	1.9	2013-03-12	2.4	2.9

Datum	Sävar	Vännäsby	Datum	Sävar	Vännäsby	Datum	Sävar	Vännäsby
2013-03-13	4.2	5.6	2013-04-23	8.5	6.4	2013-06-03	17.3	3.5
2013-03-14	4.5	4.2	2013-04-24	1.9	1.2	2013-06-04	2.0	1.0
2013-03-15	4.1	3.0	2013-04-25	1.5	1.6	2013-06-05	6.7	3.6
2013-03-16	3.4	6.4	2013-04-26	4.1	1.3	2013-06-06	4.2	
2013-03-17	3.5	4.8	2013-04-27	2.3	1.4	2013-06-07	6.8	
2013-03-18	3.7	6.5	2013-04-28	2.5	0.9	2013-06-08	2.8	3.6
2013-03-19	2.9	2.1	2013-04-29	6.2	1.5	2013-06-09	2.5	3.0
2013-03-20	1.6	3.6	2013-04-30	3.7	2.4	2013-06-10	2.9	0.9
2013-03-21	2.4	4.7	2013-05-01	2.5	1.3	2013-06-11	2.7	1.9
2013-03-22	3.2	2.5	2013-05-02	3.0	1.3	2013-06-12	2.3	1.2
2013-03-23	2.5	1.5	2013-05-03	1.8	3.5	2013-06-13	3.0	2.2
2013-03-24	1.9	2.7	2013-05-04	2.7	1.4	2013-06-14	3.3	2.9
2013-03-25	1.8	2.6	2013-05-05	1.5	2.5	2013-06-15	2.6	1.1
2013-03-26	4.2	5.0	2013-05-06	4.5	2.2	2013-06-16	2.9	1.3
2013-03-27	6.8	1.2	2013-05-07	3.0	3.5	2013-06-17	2.7	3.1
2013-03-28	6.3	1.8	2013-05-08	2.7	3.9	2013-06-18	3.0	0.6
2013-03-29	4.0	4.7	2013-05-09	2.3	1.6	2013-06-19	2.8	2.5
2013-03-30	7.2	2.2	2013-05-10	0.8	0.6	2013-06-20	1.8	1.1
2013-03-31	4.4	1.6	2013-05-11	1.0	1.1	2013-06-21	2.5	1.9
2013-04-01	3.7	2.2	2013-05-12	3.0	1.5	2013-06-22	6.0	5.0
2013-04-02	3.9	4.6	2013-05-13	3.5	4.1	2013-06-23	5.0	3.8
2013-04-03	5.0	3.9	2013-05-14	3.1	3.6	2013-06-24	5.2	3.8
2013-04-04	3.8	3.2	2013-05-15	3.8	1.8	2013-06-25	5.4	4.7
2013-04-05	5.5	2.4	2013-05-16	3.2	5.3	2013-06-26	3.0	1.1
2013-04-06	2.8	3.8	2013-05-17	4.1	3.9	2013-06-27	2.8	1.6
2013-04-07	2.6	3.5	2013-05-18	4.3	2.3	2013-06-28	4.2	2.7
2013-04-08	4.7	5.3	2013-05-19	4.8	4.9	2013-06-29	4.5	3.1
2013-04-09	6.4	9.1	2013-05-20	5.4	8.7	2013-06-30	4.8	4.9
2013-04-10	5.9	2.9	2013-05-21	2.0	9.6	2013-07-01	6.0	3.5
2013-04-11	5.1		2013-05-22	2.9	6.4	2013-07-02	4.6	6.5
2013-04-12	5.2	4.1	2013-05-23	1.5	2.5	2013-07-03	3.3	3.4
2013-04-13	7.7	4.3	2013-05-24	3.5	8.7	2013-07-04	4.5	1.5
2013-04-14	7.6	6.1	2013-05-25	2.1	1.4	2013-07-05	3.6	1.9
2013-04-15	5.0		2013-05-26	3.0	1.5	2013-07-06	2.5	1.9
2013-04-16	5.1	2.7	2013-05-27	5.0	4.3	2013-07-07	2.6	5.8
2013-04-17	5.3	3.7	2013-05-28	10.2	11.1	2013-07-08	1.3	9.9
2013-04-18	3.4	1.7	2013-05-29	8.4	14.7	2013-07-09	3.1	3.2
2013-04-19	2.3	3.0	2013-05-30	6.8	9.2	2013-07-10	1.7	2.4
2013-04-20	1.7	1.1	2013-05-31	21.4	5.9	2013-07-11	1.9	1.7
2013-04-21	2.6	1.3	2013-06-01	13.8	12.1	2013-07-12	2.8	0.7
2013-04-22	4.7	4.3	2013-06-02	11.1	3.0	2013-07-13	5.0	1.6

Datum	Sävar	Vännäsby	Datum	Sävar	Vännäsby	Datum	Sävar	Vännäsby
2013-07-14	1.9	1.0	2013-08-24	2.7	2.5	2013-10-04	4.4	4.6
2013-07-15	1.6		2013-08-25	3.5	2.6	2013-10-05	5.0	4.6
2013-07-16	1.6		2013-08-26	4.8	2.9	2013-10-06	0.9	1.0
2013-07-17	2.3		2013-08-27	5.9	3.4	2013-10-07	2.9	3.4
2013-07-18	2.1		2013-08-28	4.4	2.6	2013-10-08	2.7	2.2
2013-07-19	1.9		2013-08-29	6.4	1.4	2013-10-09	1.3	1.4
2013-07-20	1.7		2013-08-30	2.2	0.8	2013-10-10	1.4	1.6
2013-07-21	0.9		2013-08-31	3.0	3.4	2013-10-11	0.9	1.5
2013-07-22	1.3		2013-09-01	4.3	2.1	2013-10-12	0.7	1.1
2013-07-23	3.2		2013-09-02	1.4	2.3	2013-10-13	2.4	1.6
2013-07-24	2.0		2013-09-03	4.1	1.9	2013-10-14	2.1	1.6
2013-07-25	3.5		2013-09-04	2.5	2.4	2013-10-15	1.2	2.3
2013-07-26	3.5		2013-09-05	4.6	3.6	2013-10-16	3.5	2.7
2013-07-27	5.0		2013-09-06	4.3	1.5	2013-10-17	1.1	1.6
2013-07-28	7.9		2013-09-07	4.8	2.6	2013-10-18	1.7	3.3
2013-07-29	6.6		2013-09-08	5.6		2013-10-19	1.9	1.5
2013-07-30	2.0	2.3	2013-09-09	5.1	4.4	2013-10-20	2.1	3.2
2013-07-31	6.0	3.3	2013-09-10	8.3	7.5	2013-10-21	3.1	6.1
2013-08-01	4.8	5.1	2013-09-11	4.8	4.5	2013-10-22	2.4	
2013-08-02	5.1	3.3	2013-09-12	5.6	3.3	2013-10-23	1.5	1.8
2013-08-03	3.7	2.7	2013-09-13	5.6	6.0	2013-10-24	4.1	
2013-08-04	4.3	2.8	2013-09-14	7.4	3.0	2013-10-25	1.4	1.0
2013-08-05	4.9	2.2	2013-09-15	5.3	2.3	2013-10-26	1.9	2.1
2013-08-06	4.6	4.3	2013-09-16	5.8	6.2	2013-10-27	2.1	1.2
2013-08-07	4.5	6.0	2013-09-17	5.5	6.4	2013-10-28	1.4	1.5
2013-08-08	2.7	2.8	2013-09-18	4.6	2.2	2013-10-29	1.0	2.4
2013-08-09	0.9	2.8	2013-09-19	1.1	3.9	2013-10-30	0.9	3.2
2013-08-10	2.1	2.9	2013-09-20	8.6	7.0	2013-10-31	1.1	3.8
2013-08-11	2.5	2.4	2013-09-21	3.4	3.1	2013-11-01	1.8	4.9
2013-08-12	2.4	2.1	2013-09-22	1.2	0.8	2013-11-02	0.8	2.4
2013-08-13	2.4	1.1	2013-09-23	1.3	1.3	2013-11-03	2.0	2.8
2013-08-14	2.5	1.7	2013-09-24	1.4	1.5	2013-11-04	4.8	2.1
2013-08-15	3.5	2.6	2013-09-25	1.6	1.9	2013-11-05	2.0	1.9
2013-08-16	6.2	2.7	2013-09-26	1.1	1.7	2013-11-06	2.8	
2013-08-17	3.0	3.1	2013-09-27	0.9	1.0	2013-11-07	1.9	2.1
2013-08-18	3.3	2.7	2013-09-28	2.5	3.1	2013-11-08	2.9	2.2
2013-08-19	5.0	2.6	2013-09-29	2.0	2.9	2013-11-09	4.9	6.4
2013-08-20	3.2	3.1	2013-09-30	2.7	1.7	2013-11-10	1.6	2.9
2013-08-21	2.2	3.9	2013-10-01	2.3	1.4	2013-11-11	1.1	0.7
2013-08-22	2.2	8.2	2013-10-02	3.7	2.7	2013-11-12	5.2	1.3
2013-08-23	1.8	1.7	2013-10-03	3.8	3.0	2013-11-13	1.7	4.1

Datum	Sävar	Vännäsby	Datum	Sävar	Vännäsby
2013-11-14	0.7	3.1	2013-12-26	3.6	3.8
2013-11-15	0.9	3.2	2013-12-27	2.5	1.8
2013-11-16	1.1	1.5	2013-12-28	1.7	1.3
2013-11-17	1.5	2.0	2013-12-29	2.8	2.9
2013-11-18	2.3	1.7	2013-12-30	1.5	1.8
2013-11-19	1.6	2.0	2013-12-31	1.5	4.6
2013-11-20	3.2	2.9			
2013-11-21	1.6	3.2			
2013-11-22	2.0	3.3			
2013-11-23	1.5	3.3			
2013-11-24	1.0	2.2			
2013-11-25	2.3	1.9			
2013-11-26	0.6	2.0			
2013-11-27	2.2	1.7			
2013-11-28	2.0	2.7			
2013-11-29	2.3	1.4			
2013-11-30	2.9	4.9			
2013-12-01	0.7	2.7			
2013-12-02	1.8	1.7			
2013-12-03	3.6	2.3			
2013-12-04	2.8	3.7			
2013-12-05	2.5	3.0			
2013-12-06	1.9	4.5			
2013-12-07	1.0	1.8			
2013-12-08	1.9	1.8			
2013-12-09	2.6	3.1			
2013-12-10	3.1	10.5			
2013-12-11	1.8	2.8			
2013-12-12	1.5	2.6			
2013-12-13	1.6	1.9			
2013-12-14	3.3	1.8			
2013-12-15	0.6	3.8			
2013-12-16	1.7	3.2			
2013-12-17	2.4	4.6			
2013-12-18	2.0	4.5			
2013-12-19	1.4	4.0			
2013-12-20		2.7			
2013-12-21	0.6	2.8			
2013-12-22	1.6	2.5			
2013-12-23	1.2	2.6			
2013-12-24	3.0	3.2			
2013-12-25	3.1	1.9			

BILAGA 2:2 Dygnsmedelvärden av sot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Sävar och Tavleliden

Datum	Sävar	Tavleliden	Datum	Sävar	Tavleliden	Datum	Sävar	Tavleliden
2012-11-15	< 0.7	< 0.7	2012-12-24	4.7	4.5	2013-02-01	< 0.7	3.8
2012-11-16	4.3	2.0	2012-12-25	1.5	2.5	2013-02-02	9.5	< 0.7
2012-11-17	3.5	< 0.7	2012-12-26	2.6	1.4	2013-02-03	8.1	3.9
2012-11-18	3.5	2.7	2012-12-27	5.8	4.5	2013-02-04	1.7	3.0
2012-11-19	2.5	2.0	2012-12-28	2.6	2.5	2013-02-05	< 0.7	1.7
2012-11-20	4.3	< 0.7	2012-12-29	3.4	< 0.7	2013-02-06	< 0.7	< 0.7
2012-11-21	< 0.7	< 0.7	2012-12-30	1.5	< 0.7	2013-02-07	< 0.7	< 0.7
2012-11-22	1.9	2.1	2012-12-31	< 0.7	1.4	2013-02-08	< 0.7	< 0.7
2012-11-23	2.5	2.1	2013-01-01	< 0.7		2013-02-09	< 0.7	< 0.7
2012-11-24	< 0.7	< 0.7	2013-01-02	< 0.7		2013-02-10	< 0.7	< 0.7
2012-11-25	< 0.7	< 0.7	2013-01-03	2.6		2013-02-11	< 0.7	< 0.7
2012-11-26	< 0.7	< 0.7	2013-01-04	2.6		2013-02-12	< 0.7	1.7
2012-11-27	< 0.7	< 0.7	2013-01-05	4.6		2013-02-13	1.6	1.7
2012-11-28	< 0.7	< 0.7	2013-01-06	4.8	< 0.7	2013-02-14	3.7	3.0
2012-11-29	< 0.7	< 0.7	2013-01-07	4.8	2.7	2013-02-15	3.7	3.0
2012-11-30	< 0.7	< 0.7	2013-01-08	< 0.7	< 0.7	2013-02-16	3.7	1.7
2012-12-01	< 0.7	< 0.7	2013-01-09	< 0.7	1.5	2013-02-17	1.6	1.8
2012-12-02	2.6	< 0.7	2013-01-10	< 0.7	< 0.7	2013-02-18	< 0.7	< 0.7
2012-12-03	2.1	4.8	2013-01-11	< 0.7	< 0.7	2013-02-19	1.6	1.8
2012-12-04	2.1	< 0.7	2013-01-12	8.4	1.5	2013-02-20	6.3	1.8
2012-12-05	< 0.7	< 0.7	2013-01-13	14.6	3.6	2013-02-21	5.1	1.8
2012-12-06	< 0.7	< 0.7	2013-01-14	6.4	2.8	2013-02-22	1.6	< 0.7
2012-12-07	< 0.7	< 0.7	2013-01-15	2.9	< 0.7	2013-02-23	1.6	1.8
2012-12-08	< 0.7	< 0.7	2013-01-16	< 0.7	< 0.7	2013-02-24	3.1	2.4
2012-12-09	2.1	< 0.7	2013-01-17	6.4	2.8	2013-02-25	< 0.7	< 0.7
2012-12-10	2.8	2.2	2013-01-18	5.2	1.6	2013-02-26	< 0.7	< 0.7
2012-12-11	0.7	2.2	2013-01-19	2.9	< 0.7	2013-02-27	2.4	< 0.7
2012-12-12	2.1	< 0.7	2013-01-20	1.7	< 0.7	2013-02-28	< 0.7	< 0.7
2012-12-13	2.1	< 0.7	2013-01-21	3.0	1.6	2013-03-01	3.1	< 0.7
2012-12-14	2.1		2013-01-22	< 0.7	< 0.7	2013-03-02	2.4	< 0.7
2012-12-15	< 0.7	2.2	2013-01-23	1.7	1.6	2013-03-03	3.2	3.1
2012-12-16	2.3	2.4	2013-01-24	1.7	< 0.7	2013-03-04	2.4	< 0.7
2012-12-17	2.3	0.7	2013-01-25	5.5	1.6	2013-03-05	< 0.7	< 0.7
2012-12-18	2.3	0.7	2013-01-26	3.9	< 0.7	2013-03-06	< 0.7	< 0.7
2012-12-19	< 0.7	2.4	2013-01-27	3.0	2.9	2013-03-07	2.4	< 0.7
2012-12-20	< 0.7	3.1	2013-01-28	3.9	1.7	2013-03-08	4.4	< 0.7
2012-12-21	2.3	< 0.7	2013-01-29	< 0.7	< 0.7	2013-03-09	2.4	< 0.7
2012-12-22	2.3	< 0.7	2013-01-30	< 0.7	2.9	2013-03-10	2.5	< 0.7
2012-12-23	5.8	1.4	2013-01-31	< 0.7	1.7	2013-03-11	3.2	< 0.7

Datum	Sävar	Tavleliden	Datum	Sävar	Tavleliden	Datum	Sävar	Tavleliden
2013-03-12	< 0.7	< 0.7	2013-04-21	1.5	< 0.7	2013-05-31	< 0.7	< 0.7
2013-03-13	3.2	3.1	2013-04-22	1.5	< 0.7	2013-06-01	< 0.7	1.4
2013-03-14	5.5	< 0.7	2013-04-23	2.7	< 0.7	2013-06-02	< 0.7	1.5
2013-03-15	6.8	2.4	2013-04-24	< 0.7	< 0.7	2013-06-03	< 0.7	1.5
2013-03-16	2.5	< 0.7	2013-04-25	< 0.7	2.4	2013-06-04	< 0.7	< 0.7
2013-03-17	< 0.7	< 0.7	2013-04-26	2.7	< 0.7	2013-06-05	< 0.7	1.5
2013-03-18	1.4	2.4	2013-04-27	2.7	0.7	2013-06-06	< 0.7	< 0.7
2013-03-19	< 0.7	< 0.7	2013-04-28	1.4	< 0.7	2013-06-07	< 0.7	1.5
2013-03-20	< 0.7	< 0.7	2013-04-29	< 0.7	< 0.7	2013-06-08	< 0.7	1.5
2013-03-21	1.4	< 0.7	2013-04-30	1.4	< 0.7	2013-06-09	< 0.7	< 0.7
2013-03-22	1.4	< 0.7	2013-05-01	< 0.7	< 0.7	2013-06-10	< 0.7	< 0.7
2013-03-23	2.5	2.4	2013-05-02	< 0.7	< 0.7	2013-06-11	< 0.7	1.5
2013-03-24	2.5	2.4	2013-05-03	< 0.7	< 0.7	2013-06-12	< 0.7	< 0.7
2013-03-25	< 0.7	< 0.7	2013-05-04	< 0.7	< 0.7	2013-06-13	< 0.7	< 0.7
2013-03-26	1.4	2.4	2013-05-05	< 0.7	< 0.7	2013-06-14	2.3	
2013-03-27	2.5	< 0.7	2013-05-06	1.4	< 0.7			
2013-03-28	8.0	2.4	2013-05-07	1.4	< 0.7			
2013-03-29	< 0.7	< 0.7	2013-05-08	1.4	< 0.7			
2013-03-30	1.4	< 0.7	2013-05-09	< 0.7	< 0.7			
2013-03-31	1.4	< 0.7	2013-05-10	< 0.7	< 0.7			
2013-04-01	2.5	< 0.7	2013-05-11	< 0.7	< 0.7			
2013-04-02	1.4	< 0.7	2013-05-12	< 0.7	< 0.7			
2013-04-03	1.4	< 0.7	2013-05-13	< 0.7	< 0.7			
2013-04-04	< 0.7	< 0.7	2013-05-14	< 0.7	< 0.7			
2013-04-05	2.5	1.4	2013-05-15	< 0.7	< 0.7			
2013-04-06	1.4	1.4	2013-05-16	< 0.7	< 0.7			
2013-04-07	< 0.7	< 0.7	2013-05-17	< 0.7	< 0.7			
2013-04-08	1.5	< 0.7	2013-05-18	2.4	< 0.7			
2013-04-09	2.6	< 0.7	2013-05-19	0.7	< 0.7			
2013-04-10	3.3	< 0.7	2013-05-20	< 0.7	2.4			
2013-04-11	2.6	2.4	2013-05-21	< 0.7	< 0.7			
2013-04-12	4.6	2.4	2013-05-22	< 0.7	< 0.7			
2013-04-13	3.3	3.2	2013-05-23	< 0.7	< 0.7			
2013-04-14	1.4	< 0.7	2013-05-24	2.3	< 0.7			
2013-04-15	1.4	< 0.7	2013-05-25	< 0.7	< 0.7			
2013-04-16	3.2	2.4	2013-05-26	< 0.7	< 0.7			
2013-04-17	2.5	< 0.7	2013-05-27	< 0.7	1.4			
2013-04-18	1.4	2.4	2013-05-28	2.3	1.4			
2013-04-19	< 0.7	< 0.7	2013-05-29	< 0.7	1.4			
2013-04-20	< 0.7	< 0.7	2013-05-30	2.3	< 0.7			

BILAGA 2:3Veckomedelvärden av PM_{2.5} (µg/m³) i Tavleliden och Vännäs

Startdatum	Stoppdatum	Tavleliden	Vännäs
2012-11-14	2012-11-20	3.2	6.0
2012-11-20	2012-11-26	5.6	
2012-11-26	2012-12-02	2.6	6.2
2012-12-02	2012-12-08	3.8	7.4
2012-12-08	2012-12-15	4.8	8.4
2012-12-15	2012-12-22	6.0	9.6
2012-12-22	2012-12-29	5.6	8.7
2012-12-29	2013-01-05	2.2	7.9
2013-01-05	2013-01-12	2.3	9.8
2013-01-12	2013-01-19	3.3	
2013-01-19	2013-01-26	1.5	
2013-01-26	2013-02-02	3.5	2.5
2013-02-02	2013-02-09	3.1	3.7
2013-02-09	2013-02-16	4.8	10.7
2013-02-16	2013-02-23	2.7	8.2
2013-02-23	2013-03-02	2.2	3.7
2013-03-02	2013-03-09	2.1	5.7
2013-03-09	2013-03-16	2.6	6.5
2013-03-16	2013-03-23	2.9	5.2
2013-03-23	2013-03-30	5.6	4.7
2013-03-30	2013-04-06	4.6	5.9
2013-04-06	2013-04-13	5.1	7.9
2013-04-13	2013-04-20	1.2	3.9
2013-04-20	2013-04-27	4.1	4.5
2013-04-27	2013-05-04	1.3	2.7
2013-05-04	2013-05-11	3.1	3.2
2013-05-11	2013-05-18	3.0	4.4
2013-05-18	2013-05-25	4.3	5.1
2013-05-25	2013-06-01	9.9	
2013-06-01	2013-06-08	7.5	
2013-06-08	2013-06-15	2.2	

BILAGA 2:4Veckomedelvärden av OC/EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Tavleliden

Tavleliden	OC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	OC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Osäkerhet	EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Osäkerhet
Vecka 48 2012		0.000		0.000
Vecka 49 2012	1.128	0.118	0.306	0.029
Vecka 50 2012	1.281	0.128	0.320	0.030
Vecka 51 2012	1.334	0.132	0.397	0.037
Vecka 52 2012	1.659	0.160	0.577	0.054
Vecka 1 2013	1.534	0.150	0.288	0.027
Vecka 2 2013	0.900	0.095	0.390	0.037
Vecka 3 2013	1.301	0.129	0.677	0.063
Vecka 4 2013	0.662	0.077	0.224	0.022
Vecka 5 2013	1.226	0.122	0.243	0.023
Vecka 6 2013	1.023	0.105	0.315	0.030
Vecka 7 2013	1.067	0.110	0.207	0.020
Vecka 8 2013	0.762	0.084	0.204	0.020
Vecka 9 2013	0.852	0.092	0.255	0.024
Vecka 10 2013	1.083	0.110	0.319	0.030
Vecka 11 2013	0.804	0.088	0.189	0.019
Vecka 12 2013	0.713	0.081	0.174	0.017
Vecka 13 2013	0.734	0.082	0.181	0.018
Vecka 14 2013	0.664	0.076	0.104	0.011
Vecka 15 2013	0.846	0.092	0.165	0.016
Vecka 16 2013	1.147	0.116	0.168	0.017
Vecka 17 2013	0.884	0.095	0.123	0.013
Vecka 18 2013	0.740	0.083	0.090	0.010
Vecka 19 2013	0.886	0.095	0.073	0.009
Vecka 20 2013	1.348	0.133	0.142	0.014
Vecka 21 2013	1.737	0.168	0.103	0.011

BILAGA 2:5Veckomedelvärden av BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i Vännäs och Tavleliden

	BC Vännäs $\mu\text{g}/\text{m}^3$	BC Tavleliden $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Vecka 46 2012	0.60	0.27
Vecka 47 2012		
Vecka 48 2012	0.34	0.13
Vecka 49 2012	0.85	0.29
Vecka 50 2012	0.76	0.34
Vecka 51 2012	0.78	0.33
Vecka 52 2012	0.17	0.41
Vecka 1 2013	0.88	0.27
Vecka 2 2013	1.05	0.29
Vecka 3 2013		0.33
Vecka 4 2013		0.27
Vecka 5 2013		0.30
Vecka 6 2013	0.43	0.24
Vecka 7 2013	0.54	0.22
Vecka 8 2013	0.87	0.17
Vecka 9 2013	0.32	0.17
Vecka 10 2013	0.60	0.16
Vecka 11 2013	0.63	0.21
Vecka 12 2013	0.57	0.19
Vecka 13 2013	0.47	0.23
Vecka 14 2013	0.44	0.12
Vecka 15 2013	0.40	0.20
Vecka 16 2013	0.25	0.14
Vecka 17 2013	0.29	0.17
Vecka 18 2013	0.16	0.11
Vecka 19 2013	0.21	0.12
Vecka 20 2013	0.21	0.14
Vecka 21 2013	0.18	0.18
Vecka 22 2013	0.32	0.21
Vecka 22 2013	0.25	
Vecka 23 2013		0.11

BILAGA 2:6Månadsmedelvärden av PAH (ng/m³) i Sävar och Vännäsby

Sävar	20121114- 20121202	20121203- 20121229	20121230- 20130202	20130203- 20130302	20130303- 20130330	20130331- 20130427	20130505- 20130601	20130601- 20130616	20130616- 20130701	20130701- 20130715	20130802- 20130901	20130901- 20131001	20131001- 20131031
	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3
fenantren	0.058	0.087	0.057	0.033	0.048	0.026	0.030	0.029	0.016	0.017	0.035	0.047	0.047
antracen	0.0018	0.0033	0.0034	0.0011	0.0016	0.0005	<0.00026	<0.00051	<0.00047	<0.00051	0.00043	0.00070	0.0024
fluoranten	0.037	0.087	0.054	0.029	0.056	0.028	0.014	0.0099	<0.00560	<0.00618	0.0086	0.014	0.057
pyren	0.036	0.085	0.061	0.027	0.059	0.028	0.011	0.0066	<0.00560	<0.00618	0.0089	0.012	0.078
benso(ah) antracen	0.094	0.27	0.290	0.055	0.12	0.046	0.012	0.013	0.011	0.0069	0.0071	0.011	0.13
krysen	0.11	0.32	0.36	0.077	0.18	0.080	0.026	0.015	0.011	0.0050	0.011	0.016	0.13
benso(b) fluoranten	0.20	0.41	0.45	0.15	0.25	0.12	0.041	0.025	0.021	0.011	0.024	0.035	0.177
benso(k) fluoranten	0.09	0.20	0.22	0.065	0.12	0.056	0.017	0.0092	0.0086	0.0046	0.0098	0.016	0.097
benso(a) pyren	0.17	0.36	0.47	0.089	0.18	0.068	0.012	0.005	0.006	0.003	0.010	0.023	0.233
Dibenso (ah) antracen	0.023	0.046	0.059	0.012	0.024	0.010	0.0025	<0.00254	<0.00234	<0.00257	0.0025	0.0044	0.036
Benso (ghi) perylene	0.20	0.38	0.52	0.13	0.23	0.13	0.025	0.010	0.015	0.0079	0.022	0.039	0.21
Indeno (1,2,3) pyren	0.18	0.37	0.45	0.13	0.22	0.11	0.022	0.011	0.015	<0.01029	0.021	0.038	0.18

Vännäsby	20121114- 20121202	20121203- 20121229	20121230- 20130202	20130203- 20130302	20130203- 20130302	20130303- 20130330	2013033- 20130427	20130505- 20130601	20130601- 20130616	2013061- 20130701	2013070- 20130715	20130802- 20130901	20130901 - 20131001	2013100- 20131031
	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3	ng/m3
fenantren	0.060	0.068	0.086	0.059	0.059	0.053	0.040	0.033	0.022	0.0366	0.0242	0.036	0.022	0.036
antracen	0.0031	0.0035	0.0053	0.0025	0.0024	0.0026	0.0009	0.00052	0.00051	<0.00046	<0.00049	0.00027	0.00033	0.0011
fluoranten	0.050	0.074	0.084	0.054	0.054	0.077	0.035	0.014	0.011	0.0068	<0.00593	0.0063	0.0094	0.023
pyren	0.050	0.083	0.110	0.060	0.059	0.093	0.036	0.018	0.017	<0.00553	<0.00593	0.0044	0.0085	0.025
benso(ah) antracen	0.12	0.25	0.536	0.17	0.18	0.19	0.047	0.0125	0.0071	0.0044	0.0034	0.0048	0.016	0.082
krysen	0.15	0.31	0.689	0.24	0.24	0.29	0.088	0.029	0.015	0.0098	0.0070	0.0085	0.022	0.10
benso(b) fluoranten	0.26	0.39	0.80	0.31	0.31	0.36	0.12	0.045	0.035	0.026	0.022	0.024	0.056	0.192
benso(k) fluoranten	0.13	0.20	0.38	0.15	0.15	0.17	0.05	0.020	0.014	0.012	0.0094	0.0109	0.026	0.096
benso(a)p yren	0.28	0.41	0.82	0.26	0.26	0.28	0.06	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04	0.21
dibenso(ah) antracen	0.038	0.049	0.094	0.030	0.030	0.032	0.0085	0.0025	<0.00229	<0.00230	<0.00247	0.0026	0.0070	0.029
benso(ghi) perylene	0.27	0.38	0.81	0.29	0.29	0.32	0.10	0.031	0.039	0.018	0.013	0.023	0.061	0.23
indeno(1,2, 3) pyren	0.26	0.36	0.74	0.28	0.28	0.32	0.091	0.023	0.021	0.017	0.013	0.021	0.056	0.20

Bilaga 2: Eldningsvaneundersökning

Bertil Forsberg, Chatrin Wahlgren, Nils-Göran Lundström, Lennart Jonsson, Umeå universitet

Sammanfattning

I syfte att få bättre underlag om vedeldningens omfattning och emissioner har en eldningsvaneundersökning genomförts i fyra områden inom Västerbotten. Undersökningen baseras på en besöksintervju genomförd av två personer vilka följt ett formulär med frågor och standardiserat sina klassificeringar av de intervjuades svar av mer öppen karaktär. Intervjuerna har genomförts i fyra områden med bebyggelse av olika ålder: Vännäs (kommuncentra), Vännäsby, Sävar och Taveliden/Tomtebo (villaförort i Umeå). På dessa platser har partikelmätningar i en punkt genomförts inom ramen för en annan del av projektet (Bilaga 1), och kortvariga sotmätningar genomförts på fler platser. Hushåll till intervjuerna utvaldes utifrån att de enligt sotarregistret har någon form av ved-, flis- eller pelletseldning. Totalt intervjuades 176 hushåll, endast ett fåtal ytterligare var tillfrågade och avböjde. Studien visar anläggningarnas användningsgrad, bl.a. bränsleförbrukning per år, vilket kan användas för att beräkna utsläppsmängder. För pannor fanns dock inget samband mellan hög sotnings-frekvens enligt sotarregistren och hög vedförbrukning per år enligt intervjuerna. De som har fjärrvärme som huvudsakligt uppvärmningssätt använder sin kamin/lokaleldstad mindre än den som i huvudsak värmer bostaden med el.

Metod

Inom ramen för Energimyndighetens forskningsprogram Småskalig värmeförsörjning med biobränsle införskaffades 2009-2010 data om pannor och lokaleldstäder i bostadshus och fritidshus i Västerbotten som var aktuella sotningsobjekt. Eftersom sotarna inte använde något gemensamt registerprogram eller klassificeringssystem fick en klassificering skapas så detaljerad som informationen medgav. Det innebar att vedpannor kunde indelas i två grupper utifrån sotningsfrekvens, där sotning 3 gånger per år antogs innebära omfattande användning och 1-2 gånger en mindre eller liten användning. Braskaminer och andra lokaleldstäder i permanenta bostadshus kunde inte meningsfullt delas in i olika typer utan blev en kategori, medan fritidshusens eldstäder blev en egen kategori. Alla pelletspannor och pelletskaminer slogs ihop till en kategori.

Utifrån sotardata och annan information om husens ålder, fjärrvärmenätet mm valdes fyra områden ut för luftföroreningsmätningar i ett angränsande projekt. För att kunna bidra med mycket lokala data förlades eldningsvaneundersökningen till samma bostadsområden i Vännäs, Vännäsby, Sävar och Taveliden/Tomtebo. Hushåll med olika typer av ved- och pelletseldning enligt sotardata valdes ut och fick ett brev om den förestående undersökningen och att de skulle komma att kontaktas av projektets intervjuare. 178 hushåll tillfrågades om att medverka och 176 av dessa ingår i studien. Intervjuerna genomfördes under november-december 2013.

Intervjufrågorna avsåg främst eldning med ved/pellets med även uppvärmningssystem och energisparåtgärder.

Resultat

Undersökta hushåll

Hela 176 av 178 tillfrågade hushåll medverkade i undersökningen. Urvalet av hushåll bland dem som var möjliga att tillfråga (hade någon ved/pelletseldning enligt sotardata) hade slumpmässig karaktär eftersom annan information än från sotarregistren inte fanns. Kartorna i METEOROLOGI Nr 156, 2014

bilaga 2:1-2:4 visar vilka fastigheter som var möjliga att inkludera enligt sotardata och vilka som har ingått i undersökningen.

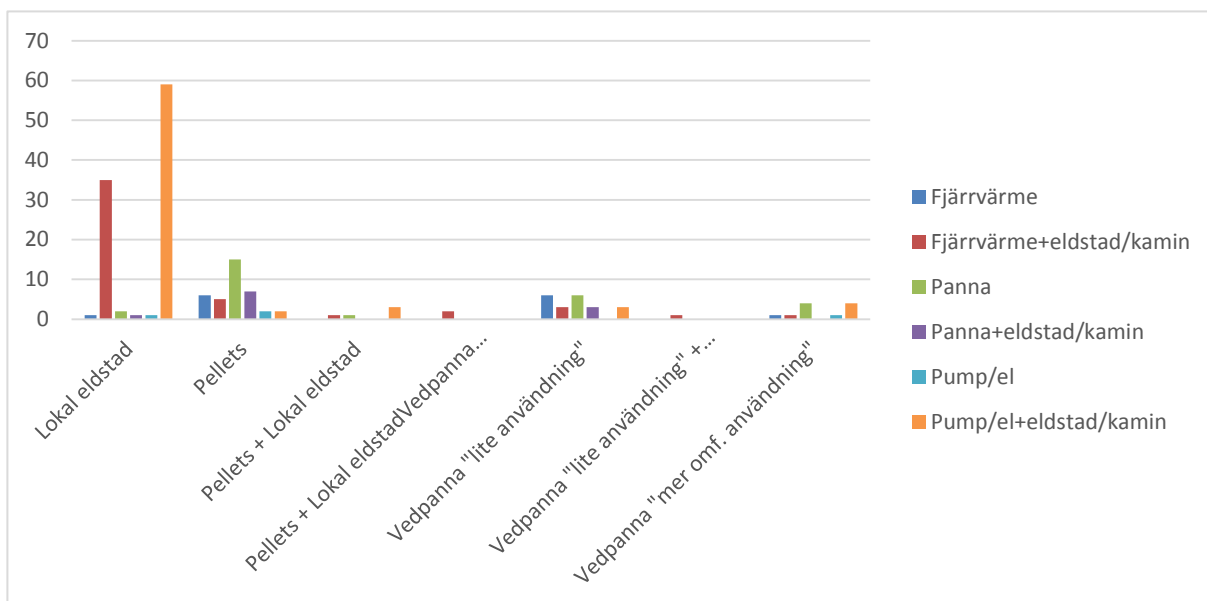
Typ av eldning enligt sotarregistret respektive eldningsvanestudien (intervju)

I sotarregistret var 109 av de studerade fastigheterna klassade som utrustade med lokaleldstad, vilket stämde för 105 av dessa (Figur 1). Endast fyra av dessa fastigheter hade inte någon lokaleldstad enligt intervjun. De hade istället enbart fjärrvärme (1), enbart el/värmepump (1) eller en vedpanna (2).

Det totala antalet fastigheter som enligt intervjun hade någon lokaleldstad var 123, men 4 av dessa använde enbart pellets, så 119 lokaleldstäder använde ved.

Enligt sotarregistret hade 21 fastigheter vedpanna med sotning högst 1-2 gånger per år (lite använd), vilket för 12 fastigheter inte stämde med eldningsvaneundersökningen. Av dessa angav 6 vid intervjun att de hade enbart fjärrvärme, 3 att de hade fjärrvärme och lokaleldstad samt 3 att de hade lokaleldstad samt el/värmepump.

I sotarregistret hade 11 av de studerade fastigheterna vedpanna med sotning 3 gånger per år (mer omfattande användning), vilket stämde för 4 fastigheter, medan 4 hade lokaleldstad samt el/värmepump, en hade lokaleldstad och fjärrvärme och en enbart fjärrvärme.

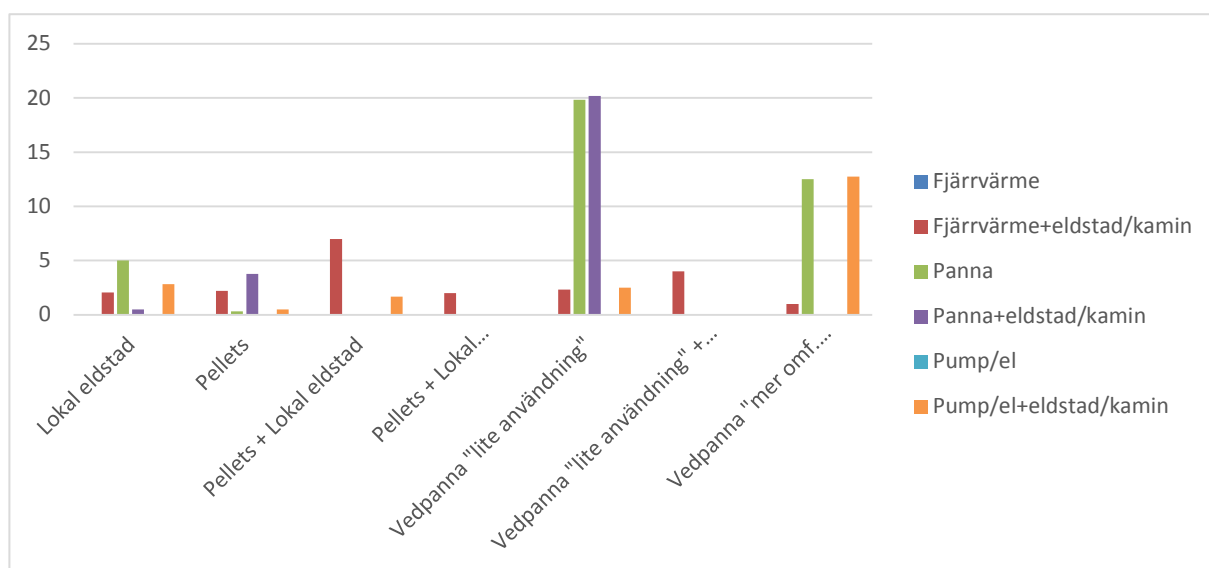


Figur 1. Antal fastigheter med olika slags anläggningar. Grupperingen på x-axeln motsvarar klassningen i sotarregistret och staplarnas färg visar vad som framkom vid intervjun.

Ved användning i olika typer av anläggningar

De 59 fastigheter med el/värmepump klassade som utrustade med lokaleldstad använde i genomsnitt tre kubikmeter ved per år (2,84), (Figur 2), medan fastigheter med fjärrvärme och lokaleldstad använde ca 2 kubikmeter ved per år (2,05). En av två felklassade som hade en vedpanna och inte lokaleldstad använde 10 ved kubikmeter/år.

Ser man till alla med en lokaleldstad (braskamin etc) enligt eldningsvanestudien (oavsett uppgift i sotarregistret) blir vedförbrukningen i genomsnitt 2,83 m³/år. När man har en lokaleldstad men fjärrvärme som huvudsaklig uppvärmning blir medelförbrukningen 2,09 m³/år (villor med fjärrvärme inom tätbebyggelse), och vid elvärme som huvudsaklig uppvärmning eldas i genomsnitt 3,42 m³/år.



Figur 2. Genomsnittlig vedförbrukning per år (m³) enligt intervjun. Grupperingen på x- axeln motsvarar klassningen i sotarregistret och staplarna visar vad som framkom vid intervjun.

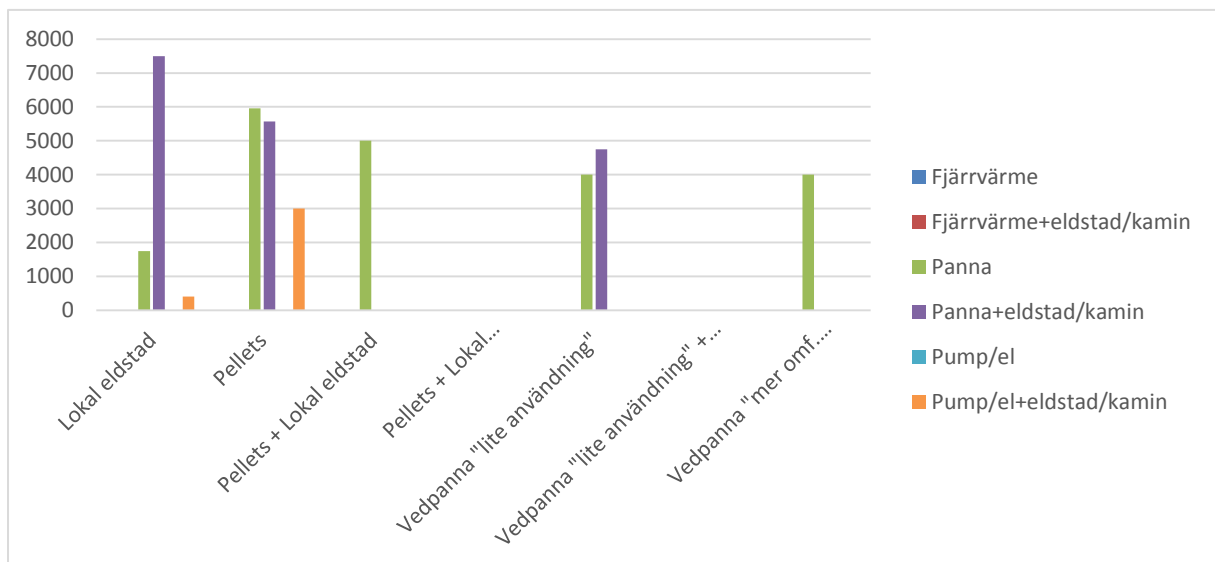
Fastigheterna med vedpannor i sotarregistret klassade som vedpanna med liten användning rapporterade vid intervjuerna faktiskt den högsta vedförbrukningen. De 6 fastigheter som hade enbart en vedpanna hade en förbrukning på i genomsnitt ca 20 kubikmeter per år (19,8), vilket var ungefär som för 3 fastigheter med vedpanna och lokaleldstad som i genomsnitt eldade drygt 20 kubikmeter ved per år (20,2).

De 4 fastigheterna i sotarregistret klassade som utrustade med vedpanna med mer omfattande vedeldning, och enbart hade vedpanna, angav vid intervjun i genomsnittlig förbrukning på 12,5 kubikmeter på år. Fyra fastigheter klassade på samma sätt, vilka vid intervjun hade el/värmepump och lokaleldstad, rapporterade en genomsnittlig vedförbrukning på samma nivå, 12,75 kubikmeter per år i genomsnitt.

Ser man till alla med en vedpanna, oavsett klassning i sotarregistret, blir den genomsnittliga vedförbrukningen enligt besöksintervjuerna (oavsett sotarregistret) för vedpannorna (alla) 14,9 m³/år.

Pelletsanvändning i olika typer av anläggningar

Vid besöksintervjun framkom att pellets dels används av hushåll som hos sotarna är registerförda med pelletspanna, pelletspanna och lokaleldstad samt med lokaleldstad (pelletskamin) (Figur 3). Dessutom rapporterades vid besöket pelletsförbrukning av ett fåtal fastigheter som enligt sotardata har vedpanna.



Figur 3. Genomsnittlig pelletsförbrukning per år (kg) enligt intervjun. Grupperingen på x- axeln motsvarar klassningen i sotarregistret och staplarna visar vad som framkom vid intervjun.

Ser man till alla som oavsett klassning i sotarregistret använder pellets, blir den genomsnittliga förbrukningen för pelletspannor 5292 kg/år och för pelletskaminer 1050 kg/år.

Diskussion

Undersökta hushåll

Bortfallet i undersökningen var försumbart, bara 2 hushåll av 178 tillfrågade avböjde att svara på intervjufrågorna. Till intervjuerna inbjöds bara hushåll som enligt sotarregistren hade någon form av eldning med ved- eller pellets. På samma sätt som en del av dessa hushåll kan ha gått ifrån sin eldning, kan det finnas fastigheter i studieområdena som har installerat exempelvis en vedkamin efter data hämtades från sotarregistret och därför inte sågs som möjliga i studien. Problemet är dock litet om man antar att dessa, förmodligen få hushåll, inte avviker från liknande hushåll i sina eldningsvanor.

Fritidshusområden och fritidshus ingick inte i studien, som därför inte kan ge vägledning kring hur omfattande användningen är av kaminer och pannor i fritidshus.

Användbarheten i sotardata

En begränsande faktor för användning av sotardata för att beräkna omfattningen av vedeldning och utsläpp är att sotarföretagen inte har en enhetlig klassificering av anläggningar. Vid den tidigare sammanställningen av våra sotardata fick pannor med låg sotningsfrekvens vår bedömning "mindre användning". Dessa pannor visade sig i intervjustudien ha högre genomsnittlig vedförbrukning per år än pannor med 3 eller fler sotningstillfällen per år. De förra var förmodligen i stor utsträckning moderna pannor med bättre förbränning och ackumulatortank och därför mindre frekvent sotning, medan de med mer frekvent sotning troligen ofta var äldre och mindre pannor som direkteldas utan ackumulator. Att sotningsfrekvens och uppgiven vedförbrukning inte har ett positivt samband gör det svårt att avgöra vad som ska antas om storleken på utsläppen i relation till vedförbrukning respektive sotningsfrekvens. I nuläget får man rimligen använda sotarregistrets information om på vilka fastigheter vedpannor sotas utan att räkna med högre vedförbrukning där sotningen är mer frekvent.

Betydelse av huvudsakligt uppvärmningssätt

De klart vanligaste anläggningarna är vedeldade kaminer och i dessa använder man typiskt närmare 3 kubikmeter ved per år. Hur mycket man eldar beror dock på vilket huvudsakligt uppvärmningssätt man har, vilket möjligen ger olika behov eller motiv för att stödela för värmens eller kostnadernas skull när det är kallt. Om man har fjärrvärme som huvudsaklig uppvärmning är medelförbrukningen lägre (ca 2 m³/år), medan om elvärme är huvudsaklig uppvärmning eldas i genomsnitt 3,4 m³/år. Det finns dock enstaka ytterligheter. Vid utsläppsberäkningar bör man ta hänsyn till var fjärrvärme finns och anta mindre omfattande användning.

De fastigheter som enligt sotarregistret skulle ha en lokaleldstad hade i de allra flesta fallen en sådan, medan de betydligt färre fastigheter som skulle ha en vedpanna enligt sotardata, ganska ofta hade enbart en lokaleldstad. De som var felklassade på detta sätt hade dock i genomsnitt en hög förbrukning, så det kanske har varit sotningsbehovet (olika tidsintervall mellan sotningar) som styrt klassningen av anläggningen, och inte vad fastigheten faktiskt var utrustad med för panna eller kamin. Det finns även tunga kaminer som har andra egenskaper än vanliga vedkaminer av enklare slag, vilka kanske klassats som pannor.

Databas för analys

Informationen från undersökningen om vedförbrukning mm har hittills använts av SMHI för att utifrån sotardata göra beräkningarna med SIMAIR-ved av utsläpp och effekter på luftföroreningshalter. Informationen har även utnyttjats för att beräkna vedförbrukningen inom viss radie runt de mätplatser som IVL Svenska Miljöinstitutet använt sig av. Informationen i databasen kommer att användas för ytterliga analyser.

Fastigheter i Vännäs som enligt sotarregistret hade någon form av fastbränsleeldning med de fastigheter som ingick i studien markerade med grönt i cirkeln.



Fastigheter i Vännäsby som enligt sotarregistret hade någon form av fastbränsleeldning med de fastigheter som ingick i studien markerade med grönt i cirkeln.



Fastigheter i Tomtebo/Tavleliden som enligt sotarregistret hade någon form av fastbränsleeldning med de fastigheter som ingick i studien markerade med grönt i cirkeln.



Fastigheter i Sävar som enligt sotarregistret hade någon form av fastbränsleeldning med de fastigheter som ingick i studien markerade med grönt i cirkeln.



Intervjuformulär

Datum: **Område:**

Fråga / kommentar	Ja	Nej
1. Har något under de senaste åren gjorts åt <i>huset</i> för att <i>spara energi</i> ?		
OM JA: Isolering Fönster Ventilation Uppvärmning Annat		
2. Vilket är husets huvudsakliga uppvärmningssätt?		
3. Vilket ev kompletterande uppvärmning används?		
4. Har under senare år uppvärmning bytts <i>av annat skäl</i> , t ex bekvämlighet?		
OM JA - Hur?		
5. Finns panna, kamin etc som inte används men kan användas för ved/pellets?		
OM JA – Vad?		
VED- eller PELLETPANNA (och pelletskamin):		
6. Ungefär hur mycket ved/pellets används per år?		M3
7. Används eget eller köpt bränsle (ved/pellets)?		
8. Hur mycket ved/pellets har ni plats att lagra? (var?)		M3
9. Vilka månader på året används pannan?		
10. Hur många gånger per dag måste då pannan ses till (fyllas på)?		ggr
11. Finns det någon ackumulatortank?		
BRASKAMIN/KAKELUGN:		
12. Ungefär hur mycket ved används per år?		M3
13. Används egen eller köpt ved?	kö	eg
14. Hur mycket ved har ni plats att lagra? (var?)		

15. Ungefär hur många gånger per vecka eldas kaminen under vintern? (~11-03)		ggr
ALLA MED VED		
16. Är den som brukar sköta eldningen på arbetet under dagtid?		
17. När eldades senast (ved/pellets)? Antal tim/dagar sedan		

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

- 1985
- 1 Hagmarker, A. (1985)
Satellitmeteorologi.
 - 2 Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S. (1985)
Helsingborgsluft.
 - 3 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggningar i Sofielund och Högdalen.
 - 4 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för SUPRAs anläggningar i Köping.
 - 5 Andersson, C., Kwick, T. (1985)
Vindmätningar på tre platser på Gotland. Utvärdering nr 1.
 - 6 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för Ericsson, Ingelstafabriken.
 - 7 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för olika plymlyft vid avfallsvärmeverket Sävenäs.
 - 8 Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985)
NO_x- och NO₂-beräkningar vid Vasaterminalen i Stockholm.
 - 9 Wern, L. (1985)
Spridningsberäkningar för ASEA transformers i Ludvika.
 - 10 Axelsson, G., Eklind, R. (1985)
Ovädret på Östersjön 23 juli 1985.
 - 11 Laurin, S., Bringfelt, B. (1985)
Spridningsmodell för kväveoxider i gatumiljö.
 - 12 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Sofielund.
 - 13 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Högdalen.
 - 14 Vedin, H., Andersson, C. (1985)
Extrema köldperioder i Stockholm.
 - 15 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla.
 - 16 Kindell, S., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn (koncentrations- och luktberäkningar).
 - 17 Laurin, S., Persson, Ch. (1985)
Beräknad formaldehydspridning och deposition från SWEDSPANs spånskivefabrik.
 - 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-dygnsprognos till ledning för
isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
 - 26 Wern, L. (1985)
Avesta stadsmodell.
 - 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytemperatur.
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartals-
rapport 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 depositions-
beräkningar för en sopförbrännings-
anläggning 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 depositions-
beräkningar för Halmstads avfalls-
förbränningsanläggning 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, kvartals-
rapport 4/1985.
 - 14 Dahlgren, L. (1986)
Solmätning vid SMHI.
 - 15 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för ett kraftvärme-
verk 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 - kvartals-
rapport 1/1986.
 - 22 Kvik, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på
några platser i Halland och Bohuslän.
 - 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartals-
rapport 2/1986.

- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H. (MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986) Tjernobylyolucky - 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 - Luleå-verken.
- 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 gatumiljömodell 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 Ätå-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 råhetselement. 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 råhetselement. 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 temperatur-klimatet 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, Ch., 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 nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (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 PM₁₀ och NO₂
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av PM_{2.5} data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller.
- 104 Alexandersson, H. (2002)
Temperatur och nederbörd i Sverige 1860 - 2001
- 105 Persson, Ch. (2002)
Kvaliteten hos nederbörds kemiska mätdata som utnyttjas för dataassimilation i MATCH-Sverige modellen".
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)
CM-SAF cloud products feasibility study in the inner Arctic region
Part I: Cloud mask studies during the 2001 Oden Arctic expedition
- 107 Kärner, O., Karlsson, K-G. (2003)
Climate Monitoring SAF - Cloud products feasibility study in the inner Arctic region. Part II: Evaluation of the variability in radiation and cloud data
- 108 Persson, Ch., Magnusson, M. (2003)
Kvaliteten i uppmätta nederbörds mängder inom svenska nederbörds kemiska stationsnät
- 109 Omstedt, G., Persson Ch., Skagerström, M (2003)
Vedeldning i småhusområden
- 110 Alexandersson, H., Vedin, H. (2003)
Dimensionerande regn för mycket små avrinningsområden
- 111 Alexandersson, H. (2003)
Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik
- 112 Joro, S., Dybbroe, A.(2004)
Nowcasting SAF – IOP
Validating the AVHRR Cloud Top Temperature and Height product using weather radar data
Visiting Scientist report
- 113 Persson, Ch., Ressner, E., Klein, T. (2004)
Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen
Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål
- 114 Josefsson, W. (2004)
UV-radiation measured in Norrköping 1983-2003.
- 115 Martin, Judit, (2004)
Var tredje timme – Livet som väderobservatör
- 116 Gidhagen, L., Johansson, C., Törnquist, L. (2004)

- NORDIC – A database for evaluation of dispersion models on the local, urban and regional scale
- 117 Langner, J., Bergström, R., Klein, T., Skagerström, M. (2004)
Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från Västra Götalands län – Beräkningar för 1999
 - 118 Trolez, M., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2005)
CM-SAF Validating the Cloud Top Height product using LIDAR data
 - 119 Rummukainen, M. (2005)
Växthuseffekten
 - 120 Omstedt, G. (2006)
Utvärdering av PM₁₀-mätningar i några olika nordiska trafikmiljöer
 - 121 Alexandersson, H. (2006)
Vindstatistik för Sverige 1961-2004
 - 122 Samuelsson, P., Gollvik, S., Ullerstig, A., (2006)
The land-surface scheme of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA3)
 - 123 Omstedt, G. (2007)
VEDAIR – ett internetverktyg för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning
Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007
 - 124 Persson, G., Strandberg, G., Bärning, L., Kjellström, E. (2007)
Beräknade temperaturförhållanden för tre platser i Sverige – perioderna 1961-1990 och 2011-2040
 - 125 Engart, M., Foltescu, V. (2007)
Luftföroreningar i Europa under framtida klimat
 - 126 Jansson, A., Josefsson, W. (2007)
Modelling of surface global radiation and CIE-weighted UV-radiation for the period 1980-2000
 - 127 Johnston, S., Karlsson, K-G. (2007)
METEOSAT 8 SEVIRI and NOAA Cloud Products. A Climate Monitoring SAF Comparison Study
 - 128 Eliasson, S., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2007)
Prototyping an improved PPS cloud detection for the Arctic polar night
 - 129 Trolez, M., Karlsson, K-G., Johnston, S., Albert, P (2008)
The impact of varying NWP background information on CM-SAF cloud products
 - 130 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2008)
Total ozone from zenith radiance measurements. An empirical model approach
 - 131 Willén, U (2008)
Preliminary use of CM-SAF cloud and radiation products for evaluation of regional climate simulations
 - 132 Bergström, R (2008)
TESS Traffic Emissions, Socioeconomic valuation and Socioeconomic measures Part 2:
Exposure of the European population to atmospheric particles (PM) caused by emissions in Stockholm
 - 133 Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G., Engardt, M (2008)
Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningsmål för PM2.5 enligt nytt luftdirektiv
 - 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)
Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarier
 - 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson, Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsleeldning. Tillämpningar av SIMAIR ved för några kommuner

- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2009)
Measurements of total ozone 2006-2008
- 137 Andersson, S., Omstedt, G (2009)
Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO₂ och bensen.
Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005
- 138 Wern, L., Barring, L (2009)
Sveriges vindklimat 1901 – 2008
Analys av förändring i geostrofisk vind
- 139 Wern, L., German, J (2009)
Korttidsnederbörd i Sverige, 1995 – 2008
- 140 Omstedt, G., Andersson, S., Bergström, R (2010)
Dagens och framtidens luftkvalitet i Sverige. Haltberäkningar av NO₂, PM10 och PM2.5 i svenska trafikmiljöer för framtidsscenarioer med minskade europeiska emissioner
- 141 Wern, L., Isaksson, L (2010)
Åska i Sverige 2002 – 2009
- 142 Andersson, S., Omstedt, G., Robertson, L (2010)
Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM
- 143 Wern L., (2012)
Extrem nederbörd i Sverige under 1 till 30 dygn, 1900 – 2011
- 144 Omstedt, G., Andersson, S., Bennet, C., Bergström, R., Gidhagen, L., Johansson, Ch., Persson, K (2010)
Kartläggning av partiklar i Sverige – halter, källbidrag och kunskapsluckor
- 145 Engardt, M., Andersson, C., Bergström, R (2010)
Modellering av Marknära Ozon - Regionala och högupplösta tillämpningar av MATCH
- 146 Omstedt, G., Forsberg, B., Nerhagen, L., Gidhagen, L., Andersson, S (2011)
SIMAIRscenario – ett modellverktyg för bedömning av luftföroreningars hälsoeffekter och kostnader
- 147 Andersson, C., Andersson, S., Langner, J och Segersson, D (2011)
Halter och deposition av luftföroreningar - Förändring över Sverige från 2010 till 2020 i bidrag från Sverige, Europa och Internationell Sjöfart
- 148 Carlund, Th (2011)
Upgrade of SMHI's meteorological radiation network 2006-2007 – Effects on direct and global solar radiation
- 149 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2012)
Measurements of total ozone 2009-2011
- 150 Omstedt, G., Andersson, S., Asker, Ch., Jones, J., Kindell, S., Segersson, D., Torstensson, M (2012)
Luftkvaliten i Sverige år 2020
Uppföljning av miljömålet Frisk luft för trafikmiljöer i svenska tätorter
- 151 Omstedt, G., Burman, L. SLB-analys, (2012)
Beräkningar av kväveoxidhalter vid några gator i Umeå åren 2014 och 2020 med och utan miljözon
- 152 Stefan Andersson och Gunnar Omstedt (2013)
Utvärdering av SIMAIR mot mätningar av PM10 och NO₂ i Göteborg, Stockholm och Umeå för åren 2006-2009.
Undersökning av en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar.
153. Segersson, David (2013)
A dynamic model for shipping emissions - Adaptation of Airviro and application in the Baltic Sea. (Ej publicerad)

154. Wern, Lennart. (2013)
Luftfuktighet, Variationer i Sverige

155. Holmin-Fridell, Sofi. Jörgen Jones, Cecilia Bennet, Helena Södergren, Sven Kindell, Stefan Andersson, Martin Torstensson och Mattias Jakobsson. (2013)
Luftkvaliteten i Sverige år 2030.



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 Norrköping
Tel 011-495 80 00 Fax 011-495 80 01

ISSN 0283-7730