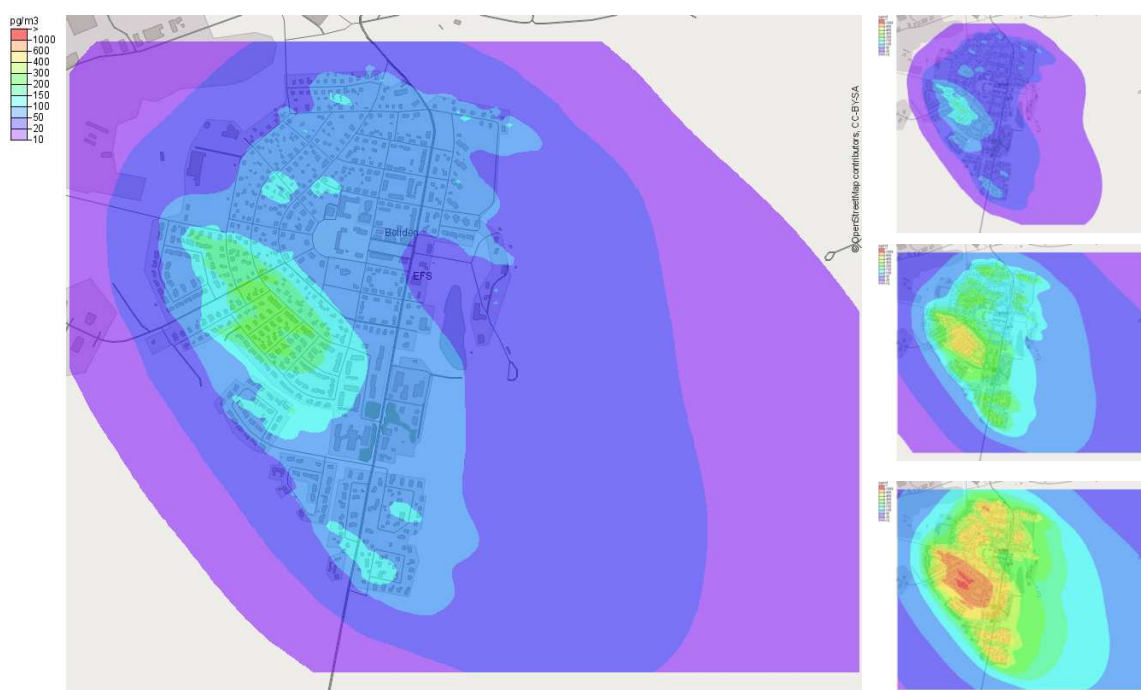


Beräkningar av emissioner och halter av benso(a)pyren och partiklar från småskalig vedeldning

Luftkvalitetsmodellering för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner

Stefan Andersson, Johan Arvelius, Jörgen Jones, Sven Kindell, Wing Leung



Pärmbild:

Bilden visar modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren [ng m^{-3}] för Bolidens tätort i Skellefteå kommun. Den vänstra figuren visar halterna för ett basfall, medan högra figurerna visar halterna för olika antaganden om emissionsfaktorer.

ISSN: 0283-7730 © SMHI

METEOROLOGI Nr 164, 2019

**Beräkningar av emissioner och halter av benso(a)pyren
och partiklar från småskalig vedeldning**

Luftkvalitetsmodellering för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner

Stefan Andersson, Johan Arvelius, Jörgen Jones, Sven Kindell, Wing Leung

Förord

Detta projekt har utförts på uppdrag av Naturvårdsverket (överenskommelse nr 2254-17-017, SMHI dnr 2017/2496/10.3).

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND	5
2	SYFTE	6
3	METODIK	7
3.1	Emissionsberäkningar av B(a)P	7
3.1.1	Eldstadsinformation, sotarregister och geolokalisering	8
3.1.2	Energibehov och vedeldningsaktivitetens tidsvariation	10
3.1.3	Antaganden om eldvanor och nyttjandegrad av eldstäder	12
3.1.4	Emissionsfaktorer för partiklar (PM2.5)	16
3.1.5	Emissionsfaktorer för B(a)P	18
3.1.6	Verkningsgrad	18
3.1.7	Känslighetsanalys för eldvanor samt utbyte av gamla vedpannor	19
3.2	Urval av kommuner och tätorter	22
3.3	Spridningsmodellering	23
3.3.1	Lokalskalig modellering – småskalig vedeldning	23
3.3.2	Lokalskalig modellering – vägtrafik	24
3.3.3	Meteorologiska data	24
3.3.4	Bakgrundshalter	24
3.3.5	Post-processning PM2.5-halter för vägtrafik och bakgrundshalter	26
3.4	Mätplatser	26
4	RESULTAT	29
4.1	Emissioner av B(a)P	29
4.1.1	Boliden, Skellefteå kommun – emissioner	30
4.1.2	Bureå, Skellefteå kommun – emissioner	31
4.1.3	Backe, Strömsunds kommun – emissioner	32
4.1.4	Hoting, Strömsunds kommun – emissioner	33
4.1.5	Alingsås, Alingsås kommun – emissioner	34
4.1.6	Sollebrunn, Alingsås kommun – emissioner	35
4.2	Modellerade halter av B(a)P	36
4.2.1	Boliden, Skellefteå kommun – halter av B(a)P	37
4.2.2	Bureå, Skellefteå kommun – halter av B(a)P	39
4.2.3	Backe, Strömsunds kommun – halter av B(a)P	41
4.2.4	Hoting, Strömsunds kommun – halter av B(a)P	43
4.2.5	Alingsås, Alingsås kommun – halter av B(a)P	45
4.2.6	Sollebrunn, Alingsås kommun – halter av B(a)P	47
4.3	Modellerade halter av PM2.5	49
4.3.1	Boliden, Skellefteå kommun – halter av PM2.5	50
4.3.2	Bureå, Skellefteå kommun – halter av PM2.5	54
4.3.3	Backe, Strömsunds kommun – halter av PM2.5	58
4.3.4	Hoting, Skellefteå kommun – halter av PM2.5	62
4.3.5	Alingsås, Alingsås kommun – halter av PM2.5	66
4.3.6	Sollebrunn, Alingsås kommun – halter av PM2.5	70
4.4	Utvärdering av modellerade halter mot mätdata	74
4.4.1	Utvärdering mot mätningar för B(a)P	74
4.4.2	Utvärdering mot mätningar för PM2.5	76
4.5	Gap-analys: så stora haltminskningar skulle krävas för att klara preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft	77

4.5.1	B(a)P gap-analys	77
4.5.2	PM2.5 gap-analys	79
4.6	Förbättringspotential för luftkvalitet vid utbyte av gamla vedpannor till moderna eldstäder	80
4.6.1	Förbättringspotential B(a)P	80
4.6.2	Förbättringspotential PM2.5	83
5	DISKUSSION	86
5.1	Jämförelse med tidigare nationella kartläggning av B(a)P-halter	86
5.1.1	Sammanfattande rekommendation	86
5.1.2	Jämförelse denna studie mot nationella kartläggningen	86
5.1.3	Skillnader och svårigheter som bör beaktas	87
5.2	Jämförelser med Västerbottenprojektet	89
5.2.1	Halter av B(a)P	89
5.2.2	Halter av PM2.5	89
5.3	Osäkerhet	89
6	SLUTSATSER	91
7	REFERENSER	94
APPENDIX A: ENKÄTFRÅGOR I ELDVANEUNDERSÖKNING I ALINGSÅS		96
APPENDIX B: EFFEKTEN AV ATT BYTA UT GAMLA VEDPANNOR MOT MODERNA A PANNOR (SCENARIO M1) RESPEKTIVE MODERNA PELLETSPANNOR (SCENARIO M2)		98

Sammanfattning

I denna studie har emissioner och halter i utomhusluften av benso(a)pyren (B(a)P) samt partiklar (PM_{2.5}) beräknats för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner avseende småskalig uppvärmning. Emissioner har beräknats för hela kommunerna, medan luftkvalitet har modellerats för två tätorter i varje kommun; Boliden och Bureå i Skellefteå kommun, Backe och Hoting i Strömsunds kommun samt Alingsås och Sollebrunn i Alingsås kommun. De tre kommunerna valdes då de identifierades ha höga B(a)P-halter i den tidigare nationella B(a)P-kartläggningen samt tillgång till sotarregister av tillräcklig bra kvalitet; tätorterna valdes genom att analysera emissionsberäkningarna i varje kommun och välja ut tätorter med de högsta emissionerna.

Syftet med studien är undersöka hur B(a)P- och PM_{2.5}-halterna i Sverige förhåller sig till miljökvalitetsnormer, utvärderingströsklar samt preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft och analysera hur stort gapet är för att klara dessa. Detta genom spridningsmodellering samt utvärdering mot mätningar i fem av tätorterna. Osäkerheterna i den tidigare gjorda nationella karteringen av B(a)P-halter från småskalig vedeldning (Andersson et al., 2015), som ska ses som en preliminär bedömning av halterna, utvärderas också. Vidare undersöks, genom känslighetsanalys, hur antaganden om emissionsfaktorer och eldvanor påverkar luftkvaliteten i områdena. En av de åtgärder som utreds är att byta ut gamla vedpannor mot moderna eldstäder. Luftmiljövinster av detta undersöks också genom spridningsmodellering.

Emissionerna från eldstäderna har beräknats utifrån information från sotarregister i de olika kommunerna, där eldstäderna har klassificerats som vedpannor (miljögodkända och icke-miljögodkända), lokaleldstäder, flis- och pelletspannor samt övriga pannor (mest oljepannor). Geolokalisering, dvs. framtagandet av koordinater, har gjorts för de olika eldstäderna i registren baserat på adresser. Med hjälp av modellerade energibehov för ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår för perioden 1960-1990, för ett genomsnittligt småhus, samt antaganden om emissionsfaktorer, eldstäders nyttjandegrad samt verkningsgrad har sedan emissionerna beräknats.

Lokalskalig spridningsmodellering med en rumslig upplösning om 20 m × 20 m har genomförts för de utvalda tätorterna med den Gaussiska lokalskaliga spridningsmodellen Dispersion, som är samma lokala modell som finns i modellsystemet SIMAIR-ved. Vid spridningsmodelleringen har meteorologiska data från Mesan för kalenderår 2016 och 2017 använts. Bakgrundshalter har inkluderats för PM_{2.5}, men enbart lokalt haltbidrag från småskalig uppvärmning har beräknats för B(a)P; ett schablontillägg av bakgrundshalter för B(a)P har gjorts för varje tätort. Modelleringen har också utvärderats mot preliminära mätresultat (månadsprovtagning) av B(a)P avseende juni-december 2017 i Boliden, Bureå, Backe, Hoting samt Alingsås tätort samt mätningar av PM_{2.5} i Bureå och Backe (mätningarna har utförts av Svenska Miljöinstitutet IVL på uppdrag av Naturvårdsverket).

Slutsatserna från studien sammanfattas som följer:

Halter av benso(a)pyren

- För B(a)P är den småskaliga vedeldningen den dominerande källan till halterna i de undersökta tätorterna. Det är ett mycket lokalskaligt fenomen där haltvariationen är stor; de högsta halterna återfinns i närheten av gamla icke-miljögodkända vedpannor.
- Modellerade årsmedelhalter av B(a)P, avseende kartans högsta värde, beräknas för basfallet vara över preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft (0,1 ng m⁻³), men under nedre utvärderingströskel (0,4 ng m⁻³), för samtliga tätorter. Dock är osäkerheten stor, då känslighetsanalysen visar att emissionsfaktorer spelar stor roll. För scenariot med de högsta emissionsfaktorerna (och därmed dålig förbränning), visar spridningsmodelleringen att miljökvalitetsnormen för årsmedelvärde av B(a)P (1 ng m⁻³) överskrids för Boliden, Bureå

och Backe tätort.

- De kompletterande mätningarna bekräftar att haltvariationen är stor; för fyra av tätorterna visar de preliminära mätresultaten att halterna är låga och under NUT, medan halterna av B(a)P för en tätort (Backe) är betydligt högre (ca $0,5 \text{ ng m}^{-3}$ för mätperioden juni – december 2017). Där placerades mätningen i ett hotspot-område. Mätresultatet för juni 2017 – juni 2018 visar på årsmedelhalt av B(a)P på ca $0,7 \text{ ng m}^{-3}$ för Backe, dvs. under miljö kvalitetsnormen men över övre utvärderingströskeln.

Halter av PM2.5

- För PM2.5 är det dominerande källbidraget bakgrundshalter (i synnerhet i södra Sverige) samt småskalig vedeldning. Lokala haltbidrag från vägtrafik har underordnad betydelse för de flesta bostadsområden i denna studie.
- För PM2.5 är situationen bättre. Där visar beräkningarna att preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft ($10 \mu\text{g m}^{-3}$ som årsmedelvärde, $25 \mu\text{g m}^{-3}$ som 99,2-percentils dygnsmedelvärde) inte överskrids i någon tätort, oavsett vilket scenario för eldvanor som utvärderas (och även med beaktande av ytterligare haltpåslag från vägtrafik och bakgrundshalter).
- Mätningarna i två av tätorterna (Backe och Bureå) bekräftar denna bild. Således är det främst B(a)P som är den miljö kvalitetsmålskritiska luftföroreningen vad gäller småskalig vedeldning.

Utvärdering mot mätdata

- Utvärderingen av modellerade B(a)P-halter (avseende basfallet) mot mätdata visar att halterna underskattas i modelleringen, i synnerhet på vinterhalvåret. Ingen korrektion mot mätdata har valts att införas, då en korrektion skulle riskera att generalisera individuella eldvanor från fåtalet närbelägna fastigheter på hela tätorter (haltvariationen anses fångas bra inom ramen för känslighetsanalysen av eldvanor, dvs. scenario 3, 4 och 5 med låga, medelhöga respektive höga emissionsfaktorer).
- För PM2.5 överskattas halterna med ca 20 % i modelleringen för basfallet (antalet mätplatser är dock enbart två). Här införs inte heller någon korrektion med samma motivering som ovan.

Gap-analys

- Gap-analysen visar att gapet för att klara preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft för B(a)P är stort; haltminskningar för årsmedelvärdet om ca $0,1\text{--}1 \text{ ng m}^{-3}$ skulle krävas för de studerade tätorterna, vilket motsvarar relativa haltminskningar från småskalig vedeldning om 30–90 %, beroende på tätort och scenario.
- Det går inte att utesluta att miljö kvalitetsmålet Frisk luft för B(a)P lokalt överskrids så länge som det finns en enda aktiv gammal icke-miljö godkänd vedpanna i kommunen.
- För PM2.5 årsmedelvärde och 99,2-percentils dygnsmedelvärde bedöms preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft att klaras för alla scenarier.

Förbättringspotential av att byta ut gamla icke-miljö godkända vedpannor till moderna miljö godkända eldstäder

- En mycket effektiv åtgärd för att minska halterna av B(a)P och PM2.5 är att byta ut gamla vedpannor mot moderna miljö godkända eldstäder, då de gamla icke-miljö godkända vedpannorna svarar för de särklass högsta emissionerna. Spridningsmodelleringen visar att preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft sannolikt skulle uppnås om alla gamla vedpannor byttes ut mot moderna miljö godkända vedpannor, alternativt om alla vedpannor

skulle bytas ut mot moderna pellets pannor. För PM2.5 överskreds inte miljö kvalitetsmålet Frisk luft innan, men en sänkning av halterna är givetvis gynnsamt ur ett hälsoperspektiv.

- Andra åtgärder för att förbättra luftkvaliteten kan vara att förbättra eldvanor, såsom att använda normaltorr ved samt att undvika partiell bränslemängd (pyrelldning). Denna enskilda åtgärd skulle dock inte räcka för att klara miljö kvalitetsmålet Frisk luft i närheten av aktiva gamla icke-miljö godkända ved pannor.

Användning av nationella karteringen

- Modellerade årsmedelhalter av B(a)P (asveende basfallet) i denna studie är betydligt lägre än den preliminära bedömningen i nationella kartläggningen av B(a)P-halter. Resultaten för känslighetsanalysen (scenario 3, 4 och scenario 5) visar dock att känsligheten är stor för vilka emissionsfaktorer för B(a)P som antas. Vidare bekräftar mätningen i en kommun (Strömsunds kommun, Backe tätort) att halterna kan vara lika höga som den nationella kartläggningen.
- Det går inte att utesluta att nedre utvärderingströskeln överskrids så länge som det finns en enda aktiv gammal icke-miljö godkänd ved panna i kommunen.
- Osäkerheterna i nationella karteringen är därför stora, och metodiken är inte tillräckligt detaljerad för att göra en fullgod objektiv skattning av B(a)P-halterna. Däremot kan karteringen användas för att ringa in de kommuner där problemen med småskalig vedeldning potentiellt är störst och mest omfattande.

Sotarregister

- Emissionsinventering behövs som ett första steg i en fördjupad kartläggning för kontroll och uppföljning av luftkvalitet och småskalig vedeldning. Viktigaste underlaget för detta är sotarregister. Tillräckliga sotarregister är en nödvändighet för att spridningsmodellering ska kunna utföras och mätningar inriktas till de mest kritiska områdena.
- Flera kommuners sotarregister har i tidigare förstudie visat sig inte vara tillräckligt detaljerade för att kunna användas som underlag till emissions- och haltberäkningar från småskalig vedeldning. De tre kommunerna i denna studie var exempel på kommuner med tillräckliga sotarregister.
- Ett lägsta krav för att ett sotarregister ska kunna användas för emissions- och haltberäkningar är uppgifter om eldstäders lokalisering (koordinater eller adresser), typ av eldstad (minst uppdelning mellan ved pannor och lokaleldstäder, men gärna i fler kategorier) samt uppgift och ved pannor är miljö godkända eller ej (gärna specificerat om det är BBR-godkänd som avses, eller någon miljö märkning såsom Svanen).

Framtida studier och utvecklingsmöjligheter av metodiken

- I denna studie gjordes en känslighetsanalys för emissionerna. En känslighetsanalys skulle även kunna göras för spridningsmodelleringen i en framtida studie, t.ex. för att undersöka känsligheten och påverkan av antaganden av skorstenshöjder, byggnadshöjder mm.
- Denna studie var inriktad på luftkvalitet i förhållande till gränsvärden enligt MKN-lagstiftningen, dvs. identifiering av hotspots. I en ny studie skulle även befolkningsexponering kunna undersökas; trivseldning med lokaleldstäder skulle sannolikt få en större betydelse för befolkningsexponering än vad de har för hotspots (där gamla ved pannor istället dominerar).
- Många antaganden i metodiken skulle kunna förbättras med hjälp av bättre indata, exempelvis förbättrade sotarregister, data över boyta för småhus etc.

- Analysen och valideringen mot mätningar skulle kunna förbättras om mätningarnas tidupplösning skulle vara högre (åtminstone dygnsmätningar). Det vore även intressant att verifiera de kraftiga rumsliga gradienterna med exempelvis passiva provtagare eller mikrosensorer.

1 Bakgrund

Småskalig vedeldning är ett betydande källbidrag till koncentrationer av bland annat partiklar (PM_{2.5}, partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 2,5 µm) samt benso(a)pyren (B(a)P) i utomhusluften i Sverige. Modellering inom Naturvårdsverkets forskningsprogram SCAC har visat att den småskaliga vedeldningen (bortsett långdistanstransporterade luftföroreningar) är det viktigaste källbidraget till människors exponering av PM_{2.5} i Stockholm, Göteborg och Umeå (Segersson et al., 2017). Befolkningsexponering av partiklar har stora hälsokonsekvenser; varje år uppskattas ca 5000 människor dö i förtid på grund av exponering av partiklar (Forsberg et al., 2005). Benso(a)pyren är en polycyklisk aromatisk kolförening (PAH) som också har betydande hälsokonsekvenser och är cancerframkallande. I Stockholm beräknas 6 % av alla cancerfall vara orsakade av PAH i utomhusluft (Dreij et al., 2017). Den småskaliga vedeldningen är i särklass den mest betydande emissionskällan till B(a)P i Sverige och sektorn uppskattas svara för ca 66 % av totalemissionerna (SMED och Naturvårdsverket, 2017).

Kunskap om effekterna på luftkvaliteten från utsläpp från småskalig vedeldning är relativt begränsad, men frågan har på senare tid fått ökad uppmärksamhet, bland annat i miljömålberedningens strategi för ren luft (SOU 2016:47) och Naturvårdsverkets pågående regeringsuppdrag om luftkvalitet och småskalig vedeldning som ska redovisas i början av 2019¹. Till skillnad från andra källor till luftföroreningar är halterna högst i bostadsområden i mindre tätorter; platser som normalt anses ha relativt ren luft vad gäller bidrag från andra utsläppskällor. Detaljerade modelleringsstudier och mätkampanjer för småskalig vedeldning har tidigare genomförts för några platser i Sverige (se, t.ex., Omstedt et al., 2008; Omstedt et al., 2014), men det finns behov av att följa upp luftkvalitet och biobränsleeldning på fler platser.

Under 2015 genomförde därför SMHI en studie på uppdrag av Naturvårdsverket där en ny metodik arbetades fram för kartläggning av B(a)P-emissioner och B(a)P-halter från småskalig vedeldning i Sveriges kommuner (Andersson et al., 2015). Studien, som ska ses som en preliminär bedömning av halterna av B(a)P, identifierade ett par kommuner där B(a)P-halterna riskerar att överskrida miljökvalitetsnormerna. Nästan alla kommuner uppskattades ha bostadsområden där preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft riskerar att överskridas för B(a)P.

I kartläggningsstudien användes nationella data från MSB över antalet eldstäder i kommunerna tillsammans med modellerade energibehov och aktivitetsdata, som låg till grund för beräkningen av kommunvisa emissioner av B(a)P. Dessa fördelades sedan inom kommunen med en fördelningsnyckel baserad på boyta småhus tillsammans med statistik över antal småhus anslutna till fjärrvärme från Energimarknadsinspektionen. Metodiken har även implementerats i SMEDs geografiska fördelning av utsläpp till luft (Andersson et al., 2017). Haltnivåerna i den nationella kartläggningen är sedan framräknade med ett linjärt antagande mellan emissioner och halter baserat på en tidigare studie för luftkvalitet och småskalig vedeldning i Västerbotten, här kallad Västerbottenprojektet (Omstedt et al., 2014).

Det bör understrykas att metodiken i den nationella kartläggningen är grov och alltså ska ses som en preliminär bedömning av halterna av B(a)P. För att i mer detalj studera och följa upp den lokala luftmiljön i de kommuner som beräknades ha högst halter av B(a)P bör fördjupad kartläggning med lokalskalig spridningsmodellering och mätningar utföras. För spridningsmodellering behövs då mer detaljerade indata i form av lokal eldstadsinformation, som dels anger eldstädernas egenskaper och dels deras läge (koordinatsatt position eller adress för respektive eldstad). SMHI har på uppdrag av Naturvårdsverket utfört en förstudie under första halvåret 2016 (Arvelius 2016), där kommuner kontaktades för att undersöka deras intresse för att delta i denna mer detaljerade studie (detta projekt) samt undersöka tillgängligheten av eldstadsinformation/sotardata.

¹ <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Regeringsuppdrag/Utslapp-fran-vedeldning/>

Den här studien är därför inriktad på att, med hjälp av uttag från sotarnas register, göra spridningsmodellering på några tätorter som identifierades ha höga emissioner och halter av B(a)P. Ett annat nödvändigt kriterium var tillgången till sotarregister enligt beskrivningen ovan. Vid urvalet har hänsyn även tagits till geografisk spridning i landet. De kommuner som valdes ut var en kustkommun i Norrland (Skellefteå), en inlandskommun i Norrland (Strömsund) samt en kommun i södra Sverige (Alingsås).

Parallellt med modelleringen utförs även mätningar av B(a)P samt PM_{2.5} av Svenska Miljöinstitutet (IVL) på uppdrag av Naturvårdsverket i dessa tätorter (juni 2017 – juni 2018). Dessa mätningar kommer utgöra ett viktigt utvärderingssunderlag för modelleringen. Fördelen med modellering är att luftkvaliteten är möjlig att kartlägga över större geografiska områden och att det även är möjligt att göra känslighetsanalyser och scenarioberäkningar på hur luftkvaliteten kan förbättras om utsläppen från småskalig vedeldning skulle minska. Genom att både utnyttja modellering och mätningar ökar kvaliteten på analysen och eventuella systematiska fel och osäkerheter kan korrigeras.

En ny nordisk mätstudie (Kindbom et al., 2017) har visat att, förutom typ av eldstad och dess ålder, spelar eldvanor stor roll för emissionsfaktorerna, såsom vedens fuktighet eller hur förbränningen sker. Det finns därför även ett behov av en känslighetsanalys för att kvantifiera vad detta får för effekter på luftkvaliteten i utomhusluften och uppskatta osäkerhetsintervall för antagandena i modelleringen vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor.

Likaså finns behov av att kvantifiera hur luftkvaliteten potentiellt skulle kunna förbättras om emissionerna från småskalig vedeldning skulle minska. En av de åtgärder som utreds är utbyte av gamla eldstäder mot nya, då miljögodkända vedpannor med modern förbränningsteknik har avsevärt lägre emissionsfaktorer än gamla icke-miljögodkända vedpannor.

2 Syfte

Syftet med denna studie är att, med lokalskalig spridningsmodellering och utvärdering mot mätdata, genomföra detaljerade kartläggningar av halterna av benzo(a)pyren och partiklar (PM_{2.5}) för småskalig vedeldning, för tre av de kommuner som beräknades ha högsta halter i SMHIs tidigare nationella kartering av B(a)P-halter i Sverige (Andersson et al., 2015). Detta för att för att:

- Undersöka hur B(a)P-halterna förhåller sig till miljökvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft och göra en gap-analys hur stora haltminskningar som krävs för att klara normerna/trösklarna/målen.
- Undersöka osäkerheterna i den tidigare gjorda kartläggningsstudien.
- Ge underlag för mätkampanjer i identifierade områden.
- Genom känslighetsanalys undersöka hur antaganden om emissionsfaktorer och eldvanor påverkar luftkvaliteten i områdena.
- Undersöka hur luftkvaliteten potentiellt skulle kunna förbättras genom minskade emissioner från småskalig vedeldning genom byte av gamla icke-miljögodkända vedpannor till moderna miljögodkända eldstäder.

3 Metodik

Tre kommuner som identifierades ha höga halter av B(a)P i den nationella karteringen har inom detta projekt valts ut för en mer fördjupad kartläggning. För att genomföra lokalskalig spridningsmodellering krävs koordinatsatta punktkällor, varför en förstudie har genomförts för att identifiera kommuner där adressatta sotarregister finns tillgängliga (Arvelius, 2016). De kommuner som har valts ut och inkluderas i denna studie är Skellefteå, Strömsund och Alingsås. Emissionsberäkningar har genomförts för hela kommunerna. Inom varje kommun har sedan två tätorter valts ut för spridningsmodelleringen, vilket beskrivs i avsnitt 3.2.

För att bedöma den småskaliga biobränsleeldningens påverkan på luftkvaliteten behövs beräkningar av emissionernas storlek, geografiska fördelning och tidsvariation samt dess spridning i utomhusluften. Emissionerna har beräknats genom antaganden om bland annat eldvanor, emissionsfaktorer, och energibehov vilket beskrivs i avsnitt 3.1. I avsnitt 3.3 beskrivs spridningsmodelleringen och vilka meteorologiska data som har använts i beräkningarna. En utvärdering mot mätdata genomförs också och mätplatserna finns beskrivna i avsnitt 3.4.

3.1 Emissionsberäkningar av B(a)P

Emissionsberäkningarna i denna studie följer den metodik som finns beskriven i Västerbottenprojektet (Omstedt et al., 2014). Till skillnad från Omstedt et al. (2008) finns ingen uppgift om ackumulatortank, lätt eller tung lokaleldstad och huruvida pyreldning² förekommer. Däremot finns för Skellefteå och Strömsund uppgifter om eldstadens användning (om den används som primär eller sekundär uppvärmningskälla för huset), vilket innebär att olika antaganden om vedförbrukning kan göras som påverkar emissionens storlek.

Den totala årsemissionen från en källa under ett år beräknas som

$$Q = \frac{E_{\text{förbränning}} \cdot E_f}{\eta} \quad (1)$$

där Q är den totala årsemissionen, $E_{\text{förbränning}}$ är den energi som tillförs huset via förbränning, E_f är emissionsfaktorn och η är verkningsgraden.

Energien som tillförs från förbränning räknas i sin tur ut som

$$E_{\text{förbränning}} = \alpha \cdot E_{\text{hus}} \quad (2)$$

där E_{hus} är husets totala årliga energibehov och nyttjandegraden α är andelen av huset som värms upp med aktuellt bränsle (ved/pellets/olja).

Bearbetning och beräkning av de olika indata till emissionerna behandlas i följande avsnitt:

- Eldstadsinformation/sotarregister och geolokalisering genom adresser beskrivs i avsnitt 3.1.1.
- Beräkning av husens energibehov E_{hus} samt vedeldningens tidsvariationer beskrivs i avsnitt 3.1.2.
- Antaganden om eldvanor och nyttjandegrad α beskrivs i avsnitt 3.1.3.
- Val av emissionsfaktorer E_f för partiklar och benzo(a)pyren beskrivs i avsnitt 3.1.4 och 3.1.5.

² Med pyreldning avses eldning med partiell bränslemängd med strypt eller minskad syretillförsel, vilket innebär att bränslet inte blir fullständigt förbränt. Detta leder till avsevärt högre utsläpp, se avsnitt 3.1.4.

- Antaganden om verkningsgrad η beskrivs i avsnitt 3.1.6.
- De olika scenarierna för emissionerna beskrivs i avsnitt 3.1.7.

3.1.1 Eldstadsinformation, sotarregister och geolokalisering

Till projektet har sotarregister tillhandahållits av respektive sotare i kommunerna. Dataunderlaget från sotarna hade en viss uppdelning efter eldstadstyp; i denna studie har vi slagit ihop dessa till några olika grundtyper av eldstäder. Dessa grundtyper baseras dels på vilka emissionsfaktorer som finns tillgängliga, dels på vilken nyttjandegrad som är rimlig för respektive eldstad. Hur denna kategorisering gjordes finns sammanställd i Tabell 1. Notera att kriterierna för en miljögodkänd vedpanna varierar mellan de olika sotarregistren.

Tabell 1. Kategorisering av eldstäder från sotarregister. Kolumnen längst till vänster visar kategori av eldstad och resterande kolumner visar vilken typ av eldstad som klassificeras till vilken kategori, baserat på namngivningen av eldstäder i respektive kommuns sotarregister.

	Skellefteå	Strömsund	Alingsås
Vedpanna, icke-miljögodkänd	Värmepanna fastbränsle	Värmepanna fastbränsle	VÄRMEPANNA
Vedpanna, miljögodkänd	Värmepanna fastbränsle (miljögodkänd: alla vedpannor som har klassats som miljögodkända vid installation, och där sotaren bedömer är korrekt installerad med väl dimensionerad ackumulatortank)	Värmepanna fastbränsle (miljögodkänd: alla vedpannor som uppfyller BBR eller är Svanen/RISE-märkta)	VÄRMEPANNA/MILJÖ (miljögodkänd: alla vedpannor med keramisk eldstad)
Pellets-/flispanna	Värmepanna fastbränsle Flis Värmepanna fastbränsle Pellets	Värmepanna fastbränsle Pellets	VÄRMEPANNA/PELLETS
Annan panna	Värmluftspanna Värmepanna Olja Värmepanna Timentid	Värmepanna Olja Värmepanna Olja Miljö Gaspanna	VÄRMEPANNA/OLJA VÄRMLUFTPANNA
Lokaleldstad	Braskamin Primär Braskamin Sekundär Kakelugn Primär Kakelugn Sekundär Kamin Primär Kamin Sekundär Pelletskamin Primär Pelletskamin Sekundär Vedspis Primär Vedspis Sekundär Öppen spis Primär Öppen spis Sekundär Öppen spis insats Primär Öppen spis insats Sekundär	Braskamin Primär Braskamin Sekundär Kakelugn Primär Kakelugn Sekundär Pelletskamin Primär Pelletskamin Sekundär Vedspis Primär Vedspis Sekundär Öppen spis Primär Öppen spis Sekundär Öppen spis insats Primär Öppen spis insats Sekundär	BRASKAMIN CRONSPIS ELDSTAD KAKELUGN KAKELUGN M EX.ELDS KAMIN M RÖKK. KAMIN U RÖKK. Lokaleldstad PELLETSKAMIN VEDSPIS KÖK ÖPPEN SPIS
Udda eldstad	Bakugn Bastukamin Tvättgryta	Bakugn Bastukamin Tvättgryta Ässja	BAGERIUGN BAKUGN BASTUUGN Pizzaugn

När väl typ av eldstad är bestämd är nästa steg att geolokalisera eldstäderna, dvs. ta fram koordinater. Den information som har använts är adresser. Geolokaliseringen är sedan gjord genom uppslagning med Googles karttjänst, se Figur 1. Vid körning av ett adressregister i Google-tjänsten kan några olika resultat erhållas:

- Ett resultat uppdelat på vilka adresser som har lokaliserats till en byggnad (bra resultat)
- Ett interpolerat läge längs en gata, eller andra grövre lokaliseringar
- Att koordinaten inte hittats alls

De koordinater som inte hittades alls har granskats för att rätta till uppenbara inmatningsfel såsom stavfel, hopblandade kolumner, utelämnade Ortsnamn m.m. Dessa adresser har sedan körts igen, vilket har resulterat i ett något mindre bortfall. Efter att ha studerat kategorierna bestämdes att använda endast de som lokaliserats till en byggnad, dvs. ej dem som har interpolerats längs en gata. Detta eftersom dessa i praktiken ger sammanklumpade punkter på gator där det inte finns några andra källor, vilket ger orimliga hotspots.

Antalet lokaliserade adresser framgår av Tabell 2. För Alingsås har eldstäder som flaggats inaktiva i sotarregistret exkluderats, men för övriga kommuner finns ingen sådan information.

Tabell 2. Antalet geolokaliserade eldstäder i jämförelse med det totala antalet eldstäder i kommunen.

Kommun	Antal eldstäder i register	Antal geolokaliserade till byggnad
Skellefteå	19 953	18 320
Strömsund	6690	6169
Alingsås	7954	7082

Av Tabell 2 framgår att merparten (> 90 %) av eldstäderna har lyckats geolokaliserats till en byggnad. Notera att bortfallet av emissioner som orsakats av att alla eldstäder inte har lokaliserats, inte har kompenseras på något sätt i spridningsberäkningarna. Vid genomläsning av de poster som inte kunnat lokaliserats är dock intrycket att detta till största delen är adresser med postlådenummer, gårdsnamn etc. Eftersom emissionskartläggningen visar att de högsta emissionerna sker i tätorter, företrädesvis villakvarter där gatuadresser antas vara norm, antas att den största delen av frånfallet är utanför de mest intressanta områdena.



Figur 1. Geolokaliseringen av eldstäder är gjord med Googles kartmaterial. Exemplet visar västra delen av centrala Alingsås. Av upphovsrättsskäl visas de koordinatsatta eldstädernas positioner på en kartbakgrund från Openstreetmap, därför överensstämmer inte lägena exakt.

I Tabell 3 visas hur många eldstäder det finns i respektive tätort enligt sotarregistern beskrivna ovan. Enbart vedpannor och lokaleldstäder listas eftersom det är dessa som har störst påverkan på emissionerna av B(a)P (se avsnitt 3.1.4 och 3.1.5). Det är även angivet antal eldstäder per landareal och invånare (urvalet av tätorter finns beskrivet i avsnitt 3.2). Notera att antalet eldstäder i sotarregistret har sökts ut genom postort, dvs. antalet eldstäder är angivet för hela postorten, vilket även kan inkludera tätortens omland (landsbygd). Av tabellen framgår att antalet eldstäder i särklass är störst för Alingsås tätort; detta är att förvänta då denna tätort har avsevärt större befolkning än de övriga tätorterna. Om antalet icke-miljögodkända vedpannor per landareal och capita istället beaktas är antalet störst för Hoting, Sollebrunn, Backe och Bureå. Notera är att andelen icke-miljögodkända vedpannor i Hoting och Backe är ca 90 %, medan motsvarande andel på nationell nivå uppskattas vara ca 55 % (Boverket, 2017). Hoting har även flest lokaleldstäder per capita och landareal, men där utmärker sig även Bureå och Alingsås.

Tabell 3. Totala antalet icke-miljögodkända vedpannor, miljögodkända vedpannor respektive lokaleldstäder i de tätorter som ingår i studien. Dataunderlaget baseras på sotarregister för respektive kommun. Antalet eldstäder är även angivet per landareal (hektar) samt per invånare enligt tätortsstatistik från SCB.

Kommun	Tätort	Vedpannor, icke-miljögodkända			Vedpannor, miljögodkända			Lokaleldstäder		
		antal	antal /ha	antal /inv.	antal	antal /ha	antal /inv.	antal	antal /ha	antal /inv.
Skellefteå	Boliden	144	0,37	0,06	54	0,14	0,02	530	1,35	0,21
Skellefteå	Bureå	111	0,78	0,07	61	0,43	0,04	768	5,41	0,45
Strömsund	Hoting	176	1,52	0,27	15	0,13	0,02	636	5,48	0,97
Strömsund	Backe	106	0,70	0,19	16	0,11	0,03	205	1,35	0,38
Alingsås	Alingsås	273	0,20	0,01	136	0,10	0,01	4674	3,34	0,18
Alingsås	Sollebrunn	194	1,02	0,13	83	0,43	0,06	866	4,53	0,58

3.1.2 Energibehov och vedeldningsaktivitetens tidsvariation

Vädrret har en stor inverkan på byggnaders uppvärmningsbehov. För småhusens totala årliga energibehov används i denna studie samma data som togs fram i den nationella B(a)P-karteringen (Andersson et al., 2015). Dessa energibehov, uträknade per län, finns redovisade i Tabell 4. Notera att i denna studie används ett normalår, dvs. energibehov för ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår för referensperioden 1960-1990. De meteorologiska data som används i beräkningarna i denna studie (2016 och 2017) avser alltså enbart spridningsförhållanden; uppvärmningsbehovet (som påverkar emissionernas storlek) avser ett normalår för referensperioden 1960-1990.

Tabell 4. Energibehov för småhus som används i denna studie. Uppgifterna bygger på länsvisa beräkningar med ENLOSS-modellen som genomfördes i Andersson et al. (2015). Energibehovet redovisas för ett normalår (energibehov för ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår för referensperioden 1960-1990). Antagande har gjorts om ett genomsnittligt småhus med en boyta på 152 m².

Energibehov [kWh år ⁻¹] per genomsnittligt småhus	
Normalår	
Västra Götalands län	12 969
Jämtlands län	17 600
Västerbottens län	17 910

Beräkningarna är gjorda med modellen ENLOSS (Taesler och Andersson, 1984; Taesler et al., 2006). ENLOSS beskriver meteorologins samlade betydelse för energiåtgången i byggnader och kan användas i olika delar av Sverige. Denna modell användes bland annat av SMED för normalårskorrigerering av Sveriges utsläpp av koldioxid från uppvärmning. I beräkningarna har energibehovet modellerats länsvis med antagande om ett genomsnittligt småhus med en boyta på 152

m² (Energimyndigheten, 2015). Notera att det inte har funnits några detaljerade uppgifter om husens uppvärmningsbehov eller boytor i sotarregistren, därav att ett genomsnittligt småhus har använts.

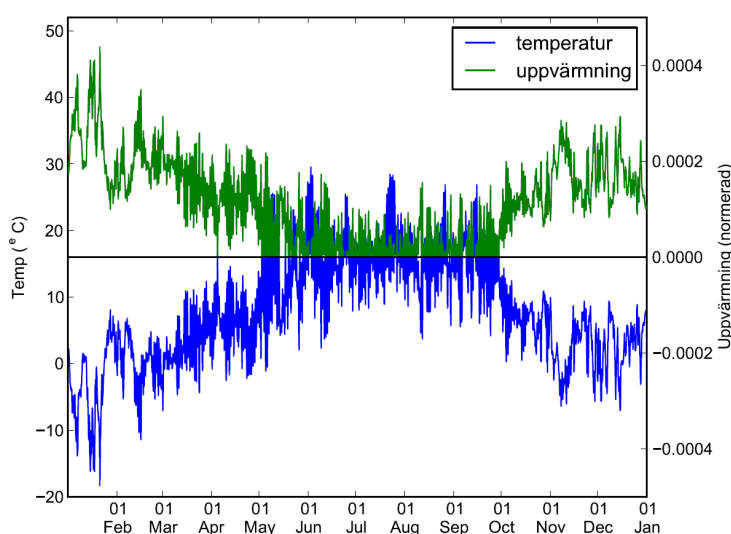
För att utföra timvis spridningsmodellering behövs, förutom småhusets årliga energibehov, även vedeldningsaktivitetens tidsvariation som är beroende av uppvärmningsbehovet över tid. I denna studie har detta beräknats med samma metodik som i modellsystemet SIMAIR-ved (Omstedt, 2007) som i sin tur följer Jensen och Warfvinge (2001).

Uppvärmningsbehovet antas vara beroende av utomhustemperaturen, där den använda energin vid lägre temperaturer är proportionell mot temperaturens avvikelse från en gränstemperatur, T_g . Inget uppvärmningsbehov föreligger vid högre temperaturer. Denna avvikelse under ett tidssteg på en timme kallas för gradtimme, G_t (i enlighet med terminologin i Omstedt, 2007). Effektbehovet för uppvärmning E kan antas vara proportionellt mot gradtimme, G_t :

$$E \propto G_t = \begin{cases} T_g - T_{ute} & \text{för } T_{ute} < T_g \\ 0 & \text{för } T_{ute} \geq T_g \end{cases} \quad (3)$$

där T_{ute} är temperaturen i utomhusluften. För var och en av de inkluderade tätorterna (se Avsnitt 3.2) har vi tagit fram en tidsserie med upplösningen 1 timme för kalenderår 2016 och 2017 enligt ekvation 3. Vi har valt gränstemperaturen $T_g = 16^\circ\text{C}$. Detta skiljer sig från Omstedt (2007) där ett värde på 10°C används.

I Figur 2 visas exempel på tidsvariationen av effektbehovet E och utomhustemperaturen T_{ute} för Alingsås tätort för 2016. Att 16°C användes istället för 10°C gör tyvärr att aktiviteten på sommaren troligen blir något överskattad, vilket även får till följd av att emissionerna på vintern blir något underskattade (säsongsvariationen av halterna redovisas i avsnitt 4.4).



Figur 2. Effektbehov (uppvärmning, grön linje) och utetemperatur (temperatur, blå linje) för Alingsås tätort under 2016.

I praktiken eldas vedpannor och lokaleldstäder med manuell inläggning mycket efter vanemönster och vedeldningsaktiviteten varierar beroende på om någon är hemma eller ej. Eftersom meteorologiska förutsättningar är olika för olika tidpunkter på dygnet är det viktigt för spridningsmodelleringens skull att beskriva utsläppens tidsvariationer på ett så korrekt sätt som möjligt. Dock bedömer vi att känsligheten för tidsvariationen är mindre än andra antaganden i emissionsberäkningarna, såsom emissionsfaktorer och nyttjandegrad. Således har emissionens tidsvariation enbart beräknats utifrån utomhustemperaturen i enlighet med ekvation 3.

Notera att samma tidsvariation, beskriven ovan, används för såväl pannor som lokaleldstäder. Lokaleldstäderna används dock huvudsakligen till trivseldning, varför dess tidsvariation även är korrelerad mot tidpunkt på dygnet (högre vedeldningsaktivitet på kvällar och helger). Detta aktivitetsberoende av tidpunkt på dygnet har vi emellertid inte inkluderat i denna studie, men även där bedömer vi att känsligheten är mindre än för andra antaganden i emissionsberäkningarna.

För Strömsund och Skellefteå innehåller dataunderlaget från sotarna noteringar om vilka eldstäder som finns i fritidshus. I dessa kommuner har vi därför skilt ut fritidshus och antagit ett lägre uppvärmningsbehov än för småhus. I Alingsås har ingen information om hustyp funnits till hands och därför har alla anläggningar betraktats lika ur den synvinkeln. Följande antagande görs:

$$E_{\text{fritidshus}} = 0,10 \cdot E_{\text{bästdshus}} \text{ i Skellefteå}$$

$$E_{\text{fritidshus}} = 0,15 \cdot E_{\text{bästdshus}} \text{ i Strömsund}$$

Orsaken till att ett högre energibehov antas för Strömsund är för att ta hänsyn till fjällstugor; en något högre nyttjandegrad är att förvänta på vinterhalvåret då uppvärmningsbehov föreligger.

3.1.3 Antaganden om eldvanor och nyttjandegrad av eldstäder

En annan faktor som har stor påverkan på småhusens bränsleförbrukning är eldvanor och nyttjandegraden mellan olika bränslen. Tyvärr är underlaget mycket begränsat, men två eldvaneundersökningar används som underlag för antaganden om nyttjandegrad i denna studie; en eldvaneundersökning i Västerbotten 2013 samt en eldvaneundersökning i Alingsås 2018.

3.1.3.1 Antaganden utifrån eldvaneundersökning i Västerbotten

I denna studie görs samma antaganden som i den nationella B(a)P-kartläggningen (Andersson et al., 2015), som i sin tur bygger på en enkätundersökning till 176 hushåll i Västerbottenprojektet (Omstedt et al., 2014). Enkätstudien visade att fjärrvärme var en faktor som i hög grad påverkade eldvanorna; för områden med fjärrvärme tillgängligt var nyttjandegraden α i genomsnitt för vedpannor 21 % medan motsvarande siffra för områden utan fjärrvärme var 63 %³. För lokaleldstäder kunde inget samband påvisas, eftersom de främst används för trivseldning. Erfarenheterna från Västerbottenprojektet avseende nyttjandegrad för olika bränslen sammanfattas i Tabell 5.

Tabell 5. Uppskattad nyttjandegrad av olika bränslen (övrigt/fjärrvärme/el, ved, pellets och olja) jämfört med småhusets totala energibehov, som används i denna studie för vedpannor, lokaleldstäder, pelletspannor och oljepannor för områden med respektive utan fjärrvärme. Uppgifterna bygger på erfarenheter från Västerbottenprojektet (Omstedt et al., 2014).

	Område med fjärrvärme				Område utan fjärrvärme			
	Övrigt [%]	Ved [%]	Pellets [%]	Olja [%]	Övrigt [%]	Ved [%]	Pellets [%]	Olja [%]
Vedpanna	79	21	0	0	37	63	0	0
Lokaleldstad	89	11	0	0	89	11	0	0
Pelletspanna	39	0	61	0	39	0	61	0
Oljepanna	0	0	0	100	0	0	0	100

3.1.3.2 Antaganden utifrån eldvaneundersökning i Alingsås

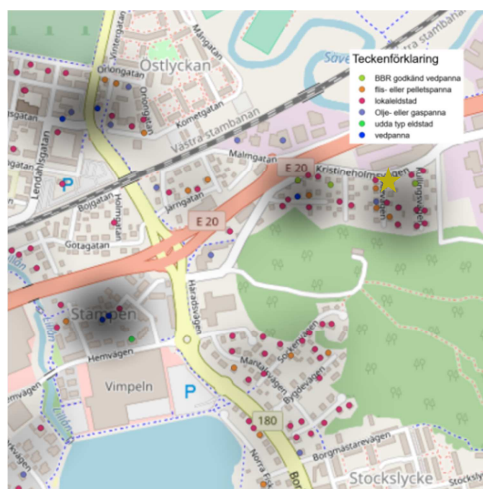
En eldvaneundersökning i Alingsås har genomförts under början av 2018 av Melica Miljökonsulter på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län (Bydén et al., 2018). Syftet med enkätundersökningen var att få bättre kunskap om eldvanor i Västra Götalands län, men också att förbättra underlaget för emissions- och haltberäkningarna för Alingsås specifikt för detta projekt.

³ I praktiken används vissa vedpannor för uppvärmning motsvarande en mycket stor andel av husets energibehov, medan andra vedpannor inte används alls. Detta värde representerar således ett genomsnittligt värde för alla vedpannor i aktuellt område.

Enkäten skickades till 88 hushåll i stadsdelen Holmalund med omnejd, dvs. närområdet till mätplatsen i Alingsås, se Figur 3. 14 brev kom i retur och av övriga 74 kom det in 49 svar efter uppringning. Frågorna i eldvaneundersökningen finns sammanställda i Appendix A.

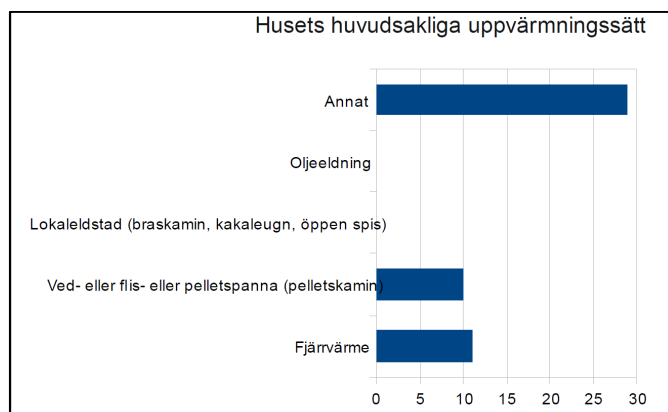
Av de svar som inkom handlade de flesta om lokaleldstäder. Vedförbrukningen i lokaleldstäderna varierade från ingen förbrukning alls upp till 10 m³ per år, men de allra flesta användes, såsom förväntat, för trivseldning på kvällar och helger med en vedförbrukning om ca 0,5-2 m³ per år. Omräknat till nyttjandegrad blev det ett genomsnittligt värde av 11 % av husets energibehov, vilket är exakt samma värde som erhöles i enkätstudien i Västerbotten (se Tabell 5).

Tyvärr lyckades denna eldvaneundersökning inte fånga så många vedpannor som användes aktivt; de flesta vedpannor visades inte användas alls eller vara borttagna (vilket också innebär att detta område inte var en hotspot såsom befarat). Därför är underlaget för litet för att kunna dra några generella slutsatser om eldvanor vad gäller vedpannor. Däremot har svaren kunnat användas för att utesluta några punktkällor samt uppdatera vedförbrukningen för ett par aktiva vedpannor i emissionsdatabasen.

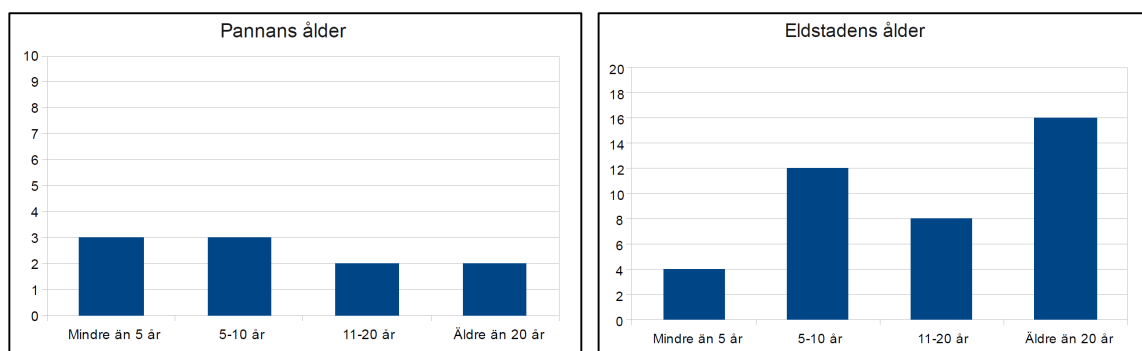


Figur 3. Enkätstudien med eldvaneundersökningen i Alingsås inriktades till stadsdelen Holmalund och närliggande områden (eldstäder enligt sotarregistret är angivet med gula och blå punkter). Mätstationens placering framgår av gul stjärna. Figuren visar även en heatmap med hotspots vad gäller emissioner från småskalig vedeldning.

I Figur 4 visas ett diagram över småhusens huvudsakliga uppvärmningssätt från enkätundersökningen. Av svaren som inkom var det ca 20 % som använde ved-, flis- eller pelletspanna som huvudsaklig uppvärmningskälla, ca 25 % fjärrvärme och ca 55 % annan uppvärmning såsom värmepumpar, direktverkande el och dylikt. Vad gäller pannornas och lokaleldstädernas ålder var spridningen stor, vilket framgår av Figur 5. Pannorna var generellt något yngre än lokaleldstäderna. Notera också att detta bostadsområde är ett relativt gammalt område där många av husen är byggda innan 1960.



Figur 4. Hushållens huvudsakliga uppvärmningssätt enligt svaren i enkätstudien i Alingsås (från Bydén et al., 2018). Notera att enheten på x-axeln är [antal].



Figur 5. Eldstädernas ålder enligt svaren i enkätstudien i Alingsås; pannor till vänster och lokaleldstäder till höger (från Bydén et al., 2018). Notera att enheten på y-axeln är [antal].

3.1.3.3 Antaganden om fjärrvärmertilgång

Utifrån erfarenheterna från Västerbottenprojektet har vi i denna studie antagit att fjärrvärmertilgången är den faktor som spelar störst roll för nyttjandegraden för vedpannor; de hus som både har en vedpanna installerad och är ansluten till fjärrvärme kan antas elda väldigt lite, om något alls, i vedpannan. Det går inte från de sotarregister som föreligger att särskilja vilka enskilda eldstäder som används mer eller mindre, varför nyttjandegraden för samtliga har räknats ner något för att kompensera för att vissa inte används alls. Nyttjandegraden för vedpannor, dvs. andelen av husets energibehov som värms upp med ved, beräknas enligt det linjära uttrycket:

$$\alpha = 0,21 + 0,525 \cdot (\beta - 0,2) \quad (4)$$

där β är fjärrvärmefaktorn för aktuell tätort. Denna beräknas på samma sätt som i den nationella kartläggningen av B(a)P (Andersson et al., 2015), vilket alltså ger en nyttjandegrad på 21 % för tätorter med mycket fjärrvärmertilgång och en nyttjandegrad på 63 % för tätorter där fjärrvärme saknas (och däremellan antas nyttjandegraden vara linjär mot fjärrvärmefaktorn enligt ekvation 4).

Metodiken från B(a)P-kartläggningsprojektet (Andersson et al., 2015) går i korthet ut på att bestämma fjärrvärmefaktorn β från Energimarknadsinspektionens register över fjärrvärmeleverantörer (Energimarknadsinspektionen, 2015), som innehåller statistik över antal anslutna småhus till fjärrvärmenät. Dessa fördelas mellan de tätorter där leverantörerna har fjärrvärmenät och en kvot skapas över antalet anslutna småhus och totala antalet småhus på orten. Detta förfarande ger en faktor β som är andelen småhus som inte har anslutning till fjärrvärme; faktorn varierar mellan 1 för tätorter utan fjärrvärme till 0,2 i tätorter med väl utbyggd fjärrvärme. I Tabell 6 visas framräknad fjärrvärmefaktorn β och nyttjandegrad α (för vedpannor) för de tätorter som ingår i denna studie enligt metodiken från B(a)P-kartläggningen.

Tabell 6. Beräknad fjärrvärmefaktor β och nyttjandegrad α för vedpannor, enligt metodiken i Andersson et al. (2015), för tätorter som ingår i denna studie. Fjärrvärmefaktorn anger andelen småhus som inte har anslutning till fjärrvärme och tillåts variera mellan 0,2 (tätorter med väl utbyggd fjärrvärme) och 1 (tätorter utan fjärrvärme).

Kommun	Tätort	Fjärrvärmefaktor β enligt metodik Andersson et al. (2015)	Nyttjandegrad α för vedpannor enligt metodik Andersson et al. (2015)
Skellefteå	Boliden	0,83	0,54
Skellefteå	Bureå	0,83	0,54
Strömsund	Hoting	0,98	0,62
Strömsund	Backe	0,76	0,50
Alingsås	Alingsås	0,77	0,51
Alingsås	Sollebrunn	1,0	0,63

Inom ramen för detta projekt har kommuner och energibolag i samtliga tätorter kontaktats i syfte att detaljerat undersöka fjärrvärmetillgången, och därmed antagna nyttjandegrader för vedpannor. En sammanställning över resultatet från undersökningen redovisas i Tabell 7. Eftersom Alingsås är en jämförelsevis stor tätort, med hög fjärrvärmetillgång jämfört med de andra, var det inte möjligt att undersöka fjärrvärmetillgången i varje bostadsområde, utan fokus var mätstationens närområde (beskrivning av mätplatser finns i avsnitt 3.4). För övriga tätorter kan det konstateras att fjärrvärmetillgången är mycket begränsad och nätet försörjer främst offentliga verksamheter.

Tabell 7. Undersökning av fjärrvärmetillgången i respektive tätort i denna studie. Uppgifterna bygger på personlig kommunikation med kommunerna/energibolagen.

Kommun	Tätort	Uppgiftslämnare	Kommentar om fjärrvärme
Skellefteå	Boliden	Skellefteå Kraft	I Boliden finns enbart ett litet fjärrvärmenät i centrala delen av tätorten där främst offentliga byggnader är anslutna. Närmaste ändpunkt på nätet ligger 350-400 m bort från mätplatsen i Boliden.
Skellefteå	Bureå	Skellefteå Kraft	Även i Bureå är fjärrvärmenätet begränsat och antalet anslutna småhus få. Ingen fjärrvärme finns längs Strandvägen (där mätplatsen är belägen). Avstånd till närmaste ändpunkt på nätet är ca 550-600 meter från mätplatsen.
Strömsund	Backe	Jämtlands Värme AB	I Backe finns ett litet fjärrvärmenät med ca 19 anslutna fastigheter. Merparten är offentliga verksamheter.
Strömsund	Hoting	Jämtlands Värme AB	I Hoting finns ett mindre fjärrvärmenät med 27 anslutna fastigheter.
Alingsås	Alingsås	Alingsås kommun	I närområdet runt mätplatsen i Alingsås (radie om ca 200 m) är ca 50 % av småhusen anslutna till fjärrvärme.
Alingsås	Sollebrunn	Bjerke Energi AB	I Sollebrunn finns ett mycket litet fjärrvärmenät med 12 anslutna fastigheter, mestadels offentliga verksamheter och flerbostadshus.

Utifrån underlaget från kommunerna/energibolagen enligt Tabell 7 samt eldvaneundersökningen i Alingsås (beskrivet i avsnitt 3.1.3.2) har emissionsdatabaserna i studien uppdaterats med avseende på fjärrvärmefaktor (β) samt nyttjandegraden för vedpannor (α). I Tabell 8 listas dessa revideringar. Som framgår har fjärrvärmetillgången skrivits ner något för tätorterna i Skellefteå och Strömsunds kommun (jämför med Tabell 6). Detta innebär att nyttjandegraden för vedpannor, och därmed dess beräknade emissioner, ökar något för dessa tätorter jämfört med antaganden enligt metodiken i Andersson et al. (2015).

För lokaleldstäder har tidigare enkätstudier i Västerbotten inte påvisat någon korrelation med fjärrvärmetillgång (då de främst används för trivseldning), varför en genomsnittlig nyttjandegrad om 11 % antas för samtliga lokaleldstäder i enlighet med Tabell 5. Eldvaneundersökningen i Alingsås bekräftade detta och en genomsnittlig nyttjandegrad om 11 % erhöles även i den undersökningen (se avsnitt 3.1.3.2). I sotarregistren för Skellefteå och Strömsunds kommun finns emellertid notering om lokaleldstaden används för primär eller sekundär uppvärmning av huset. Detta påverkar givetvis aktiviteten och nyttjandegraden och följande antagande görs i denna studie:

$\alpha = 0,25$ för lokaleldstäder som är angivna som primära
 $\alpha = 0,02$ för lokaleldstäder som är angivna som sekundära

För pelletspannor och oljepannor används nyttjandegraden enligt Tabell 5, dvs. 61 % respektive 100 %.

Tabell 8. Beräknad fjärrvärmefaktor β och nyttjandegrad α för vedpannor, efter bearbetning av underlag som erhöles från kommuner och energibolag enligt Tabell 7 samt eldvaneundersökningen i Alingsås. Dessa faktorer är de som slutgiltigt används i emissions- och spridningsberäkningarna i studien.

Kommun	Tätort	Del av tätorten	Fjärrvärmefaktor β reviderad	Nyttjandegrad α reviderad
Skellefteå	Boliden	Området 350 m inom mätplatsen	1	0,63
		Området 350 m utanför mätplatsen	0,83	0,54
Skellefteå	Bureå	Området 550 m inom mätplatsen	1	0,63
		Området 550 m utanför mätplatsen	0,83	0,54
Strömsund	Hoting	Hela tätorten	1	0,63
Strömsund	Backe	Hela tätorten	1	0,63
Alingsås	Alingsås	Området 200 m inom mätplatsen	Manuellt justerade enligt svaren i eldvaneundersökningen	Manuellt justerade enligt svaren i eldvaneundersökningen
		Övriga tätorten	0,77	0,51
Alingsås	Sollebrunn	Hela tätorten	1	0,63

3.1.4 Emissionsfaktorer för partiklar (PM2.5)

Emissionsfaktorerna E_f från eldstäder varierar stort och tidigare studier i Norden har gett tämligen divergerande resultat. En stor orsak till det har varit att olika mätmetoder och att olika eldningscykler har använts. I en ny omfattande nordisk studie av Kindbom et al. (2017) har emissionsfaktorer från olika typer av eldstäder undersökts systematiskt med samma standardiserade mätmetod (EN 303-5 för pannor och EN 16510-serien för lokaleldstäder, kalla rökgaser har använts) i syfte att förbättra de nordiska ländernas nationella emissionsinventeringar med avseende på kortlivade klimatpåverkande luftföroreningar (SLCP).

Resultaten från mätprogrammet av Kindbom et al. (2017) visar att emissionsfaktorerna av PM2.5 varierar kraftigt beroende på typ av eldstad samt dess förbränningsteknik. Modern utrustning hade överlag lägre emissionsfaktorer; avsevärt lägre emissionsfaktorer uppmättes för moderna⁴ miljögodkända vedpannor jämfört med gamla icke-miljögodkända vedpannor. Vad gäller eldvanor visade studien att två faktorer påverkar emissionerna signifikant:

- Vedens fuktighet: Lägst emissioner uppmättes för normalfuktig ved, dvs. ved med ett fuktinnehåll om 16-20 %. Fuktig ved (25-30 % fuktinnehåll) ledde till ca 1,5-2 gånger så höga emissionsfaktorer. Noterbart var dock att alltför torr ved (10-14 % fuktinnehåll) ledde till högre emissioner än normalfuktig ved. Moderna vedpannor påverkades mindre av vedens fuktighet, vilket sannolikt beror på att förbränningen är invers (uppi från och ner, dvs. att veden delvis torkar innan den förbränns). För lokaleldstäder var dock påverkan av fuktig ved stor både för modern och gammal utrustning.
- Syretillförseln till förbränningen: Pyreldning (användning av partiell bränslemängd), dvs. att syretillförseln är minsta möjliga för att förbränning ska kunna ske (ca 30 % av normal syretillförsel), leder till avsevärt högre emissioner; uppemot 4 gånger så höga emissionsfaktorer som vid braseldning (normal syretillförsel). Notera dock att alltför hög syretillförsel (överhettning) ledde till högre emissionsfaktorer för lokaleldstäder än normal syretillförsel.

⁴ Modern förbränningsteknik innebär invers förbränning, dvs. att förbränningen sker ovanifrån och ner. Vidare har moderna vedpannor ofta keramikisolerade förbränningskammare. I undersökningen av Kindbom et al. (2017) ingick tre vedpannor med gasflödesfläkt installerade, respektive en vedpanna med λ -sond. Detta innebär att god syretillförseln upprätthålls. Merparten av de moderna vedpannorna antas eldas mot en ackumulatortank.

För att beräkna emissionsfaktorerna avseende småskalig uppvärmning rekommenderar Kindbom et al. (2017) att följande ekvation används:

$$E_f = (E_{f\text{ normal}} \cdot S_{\text{normal}}) + (R_{\text{fuktig/normal}} \cdot E_{f\text{ normal}} \cdot S_{\text{fuktig}}) + (R_{\text{pyreldning/braseldning}} \cdot E_{f\text{ normal}} \cdot S_{\text{pyreldning}}) \quad (5)$$

där

$E_{f\text{ normal}}$ = Emissionsfaktor under normala förbränningsförhållanden (normalfuktig ved, braseldning)

S_{normal} = Andel av bränslet som förbränns under normala förhållanden

$R_{\text{fuktig/normal}}$ = Faktor som anger hur många gånger högre emissionerna är vid fuktig ved

S_{fuktig} = Andel av bränslet som är fuktigt

$R_{\text{pyreldning/braseldning}}$ = Faktor som anger hur många gånger högre emissionerna är vid pyreldning

$S_{\text{pyreldning}}$ = Andel av bränslet som förbränns under pyreldning

I Tabell 9 visas en sammanställning över emissionsfaktorer av PM_{2.5} som används i spridningsmodelleringen i denna studie, samt antaganden om andel fuktig ved och andel pyreldning. Emissionsfaktorn $E_{f\text{ normal}}$ samt $R_{\text{fuktig/normal}}$ och $R_{\text{pyreldning/braseldning}}$ har ansatts i enlighet med Kindbom et al. (2017). Antaganden om andelen fuktig ved och pyreldning är ansatt enligt en sammanställning av intervjuer med sotare av Gustafsson och Helbig (2017). Nedanstående emissionsfaktorer blir lägre än dem som användes i Omstedt et al. (2014); exempelvis, för lokaleldstäder blir emissionsfaktorn 131 mg MJ⁻¹ jämfört med 400 mg MJ⁻¹. Vidare hade sotarregistren i Omstedt et al. (2014) ingen uppdelning i miljögodkända och icke-miljögodkända vedpannor; en emissionsfaktor om 600 mg MJ⁻¹ ansattes i Omstedt et al. (2014) för alla vedpannor (vilket är högre än emissionsfaktorn för icke-miljögodkända vedpannor som ansatts i denna studie avseende basfallet, 376 mg MJ⁻¹).

Tabell 9. Emissionsfaktorer av PM2.5 och antaganden av andel fuktig ved och andel pyreldning (partiell bränslemängd). Emissionsfaktorn E_f normal, $R_{\text{fuktig/normal}}$ och $R_{\text{pyreldning/braseldning}}$ har ansatts i enlighet med Kindbom et al. (2017). Antaganden om andelen fuktig ved och pyreldning är ansatt enligt en sammanställning av intervjuer med sotare av Gustafsson och Helbig (2017). Den totala emissionsfaktorn längst till höger är den som således används i modelleringen för basfallet.

	PM2.5 $E_{f\text{normal}}$ [mg MJ ⁻¹]	S_{normal}	R fuktig/normal	S_{fuktig}	R pyreldning/ braseldning	$S_{\text{pyreldning}}$	PM2.5 Total E_f [mg MJ ⁻¹]
Vedpanna, icke-miljögod.	320	0,90	1,5	0,05	4,0	0,05	376
Vedpanna, miljögodkänd	35	0,95	1,5	0,05	¹⁾	0	36
Lokaleldstad	115 ²⁾	0,90	2,5	0,05	2,25	0,05	131
Pelletspanna	35	0,97	³⁾	³⁾	3,0	0,03	37
Oljepanna	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	9,0
Flispanna	50	0,97	1,5	³⁾	5,0	0,03	56

¹⁾ Moderna vedpannor antas eldas mot en ackumulatortank och förbränningen antas ske med normal syretillförsel (braseldning).

²⁾ Antagande om hälften gamla lokaleldstäder och hälften nya lokaleldstäder

³⁾ Enbart normaltorr bränsle antas

⁴⁾ Oljepannor ingick ej i Kindbom et al. (2017) så där antas samma emissionsfaktor som Omstedt et al. (2014)

3.1.5 Emissionsfaktorer för B(a)P

Studien av Kindbom et al. (2017) var inriktad på korlivade klimatpåverkande luftföroreningar (SLCP); således ingick tyvärr inte PAH och B(a)P i jämförelsen och det har i detta projekt därför inte varit möjligt att använda några uppdaterade emissionsfaktorer. I Tabell 10 framgår emissionsfaktorerna E_f av B(a)P som används i beräkningarna i denna studie. Dessa överensstämmer med de emissionsfaktorer som användes i den nationella karteringen av B(a)P (Andersson et al., 2015), men eftersom vi i sotarregistren i denna studie även har information om vilka vedpannor som är miljögodkända har emissionsfaktorn för vedpannor kunnat delas upp i miljögodkända och icke-miljögodkända vedpannor (i nationella karteringen användes emissionsfaktorn 0,1 mg MJ⁻¹ för alla vedpannor). Emissionsfaktorerna är ett sammanvägt värde mellan Todorovic et al. (2007), SMED och Naturvårdsverket (2017) och uppskattningar som görs av EMEP/EEA (2013), med antagandet om att 10 % av vedpannorna har dålig förbränning (pyreldas/fuktig ved). Notera att skillnaden i emissionsfaktor mellan en miljögodkänd vedpanna och en icke-miljögodkänd/gammal vedpanna är stor (0,12 mg MJ⁻¹ jämfört mot 0,02 mg MJ⁻¹). Noterbart är också att skillnaden mellan emissionsfaktorer för vedpannor respektive pelletspannor/flispannor för B(a)P är betydligt större än för PM2.5 (jämför med Tabell 9).

Tabell 10. Emissionsfaktorer av B(a)P som används i denna studie.

Typ av eldstad	Klassificering i denna studie	Emissionsfaktor E_f för B(a)P [mg MJ ⁻¹]
Vedpanna, icke-miljögodkänd	Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,12
Vedpanna, miljögodkänd	Vedpanna, miljögodkänd	0,02
Lokaleldstad	Lokaleldstad/udda eldstad	0,05
Pelletspanna	Pellets-/flispanna	0,001
Oljepanna	Annan panna	0,001
Flispanna	Pellets-/flispanna	0,001 ¹⁾

¹⁾ Flispanna ingick inte i studien, samma emissionsfaktor ansätts som pelletspanna

3.1.6 Verkningsgrad

Verkningsgraden η som används för olika typer av eldstäder visas i Tabell 11. De överensstämmer med värden som användes i Omstedt et al. (2014) och Andersson et al. (2015).

Tabell 11. Antagen verkningsgrad för de olika typer av eldstäder som ingår i beräkningarna i denna studie.

Typ av eldstad	Klassificering i denna studie	Verkningsgrad η [%]
Vedpanna, icke-miljögodkänd	Vedpanna, icke-miljögodkänd	60
Vedpanna, miljögodkänd	Vedpanna, miljögodkänd	75
Lokaleldstad	Lokaleldstad/udda eldstad	70
Pelletspanna	Pellets-/flispanna	75
Oljepanna	Annan panna	90
Flispanna	Pellets-/flispanna	75

3.1.7 Känslighetsanalys för eldvanor samt utbyte av gamla vedpannor

I Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om småskalig vedeldning under 2018 som SMHI stödjer ingår det att kvantifiera hur stort gapet är för att klara preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft och vilken potentiell förbättring i luftkvalitet som skulle kunna uppnås om utsläppen från småskalig vedeldning skulle minska, exempelvis om gamla vedpannor skulle bytas ut mot moderna miljögodkända vedpannor. För sådana typer av analyser lämpar sig spridningsmodellering mycket bra. Likaså är det möjligt att genom känslighetsanalys kvantifiera osäkerheterna i olika antaganden vad gäller eldvanor, som påverkar valet av emissionsfaktorer.

I detta projekt genomförs känslighetsanalyser för följande frågeställningar:

Basfall:

- Emissionsfaktorer enligt Tabell 9 och Tabell 10.

Luftkvalitetsförbättringar vid utbyte av gamla vedpannor:

- Scenario M1: Hur skulle halterna av B(a)P och PM_{2.5} ändras om alla gamla vedpannor byts ut till moderna miljögodkända vedpannor? Dvs. emissionsfaktorer för de gamla vedpannorna ansätts till samma värden som emissionsfaktorer för moderna miljögodkända vedpannor enligt Tabell 9 och Tabell 10.
- Scenario M2: Hur skulle halterna av B(a)P och PM_{2.5} ändras om alla vedpannor byts ut till moderna pelletspannor? Dvs. emissionsfaktorer för vedpannor ansätts till samma värden som emissionsfaktorer för pelletspannor Tabell 9 och Tabell 10.

Känslighetsanalys eldvanor:

- Scenario 3: Goda förbränningsförutsättningar ansätts för alla eldstäder (0 % fuktig ved och 0 % pyreldning).
- Scenario 4: Förbränning i alla eldstäder (icke-miljögodkända vedpannor, miljögodkända vedpannor och lokaleldstäder) sker med fuktig ved.
- Scenario 5: Förbränning i alla eldstäder (icke-miljögodkända vedpannor, lokaleldstäder, pelletspannor och flispannor) sker med pyreldning (partiell bränslemängd).

En sammanfattning av emissionsfaktorer för de olika scenarierna visas i Tabell 12 för PM_{2.5} och Tabell 13 för B(a)P. Eftersom B(a)P inte ingick i mätkampanjen av Kindbom et al. (2017) går det inte för B(a)P att göra en helt konsistent känslighetsanalys jämfört med PM_{2.5}. Antagandena baseras istället på variationen av mätresultat i Todorovic et al. (2007), dvs. låga emissionsfaktorer (scenario 3), medelhöga emissionsfaktorer (scenario 4) respektive höga emissionsfaktorer (scenario 5).

Notera att känslighetsanalyserna av spridningsmodelleringen har begränsats till ett kalenderår, nämligen 2016.

Tabell 12. Emissionsfaktorer av PM2.5 och antaganden av andel fuktig ved och andel pyreldning för de olika scenarierna i känslighetsanalysen i denna studie. Den totala emissionsfaktorn längst till höger är den som således används i modelleringen för respektive scenario.

	PM2.5 $E_{f\text{normal}}$ [mg MJ ⁻¹]	S_{normal}	R fuktig/normal	S_{fuktig}	R pyreldning/ braseldning	$S_{\text{pyreldning}}$	PM2.5 Total E_f [mg MJ ⁻¹]
Basfall (samma som Tabell 9)							
Vedpanna, icke-miljögod.	320	0,90	1,5	0,05	4,0	0,05	376
Vedpanna, miljögodkänd	35	0,95	1,5	0,05	¹⁾	0	36
Lokaleldstad	115 ²⁾	0,90	2,5	0,05	2,25	0,05	131
Pelletspanna	35	0,97	³⁾	³⁾	3,0	0,03	37
Oljepanna	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	9,0
Flispanna	50	0,97	1,5	³⁾	5,0	0,03	56
Scenario M1: Gamla vedpannor → miljögodkända vedpannor							
<i>Samma som basfallet, bortsett:</i>							
Vedpanna, icke-miljögod.	35	0,95	1,5	0,05	¹⁾	0	36
Scenario M2: Alla vedpannor → pelletspannor							
<i>Samma som basfallet, bortsett:</i>							
Vedpanna, icke-miljögod.	35	0,97	³⁾	³⁾	3,0	0,03	37
Vedpanna, miljögodkänd	35	0,97	³⁾	³⁾	3,0	0,03	37
Scenario 3: God förbränning							
Vedpanna, icke-miljögod.	320	1	1,5	0	4,0	0	320
Vedpanna, miljögodkänd	35	1	1,5	0	¹⁾	0	35
Lokaleldstad	115 ²⁾	1	2,5	0	2,25	0	115
Pelletspanna	35	1	³⁾	³⁾	3,0	0	35
Oljepanna	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	9,0
Flispanna	50	1	1,5	³⁾	5,0	0	50
Scenario 4: All förbränning med fuktig ved							
Vedpanna, icke-miljögod.	320	0	1,5	1	4,0	0	480
Vedpanna, miljögodkänd	35	0	1,5	1	¹⁾	0	53
Lokaleldstad	115 ²⁾	0	2,5	1	2,25	0	288
Pelletspanna	35	1	³⁾	³⁾	3,0	0	35
Oljepanna	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	9,0
Flispanna	50	1	1,5	³⁾	5,0	0	50
Scenario 5: All förbränning med pyreldning (partiell bränslemängd)							
Vedpanna, icke-miljögod.	320	0	1,5	0	4,0	1	1280
Vedpanna, miljögodkänd	35	1	1,5	0	¹⁾	0	35
Lokaleldstad	115 ²⁾	0	2,5	0	2,25	1	259
Pelletspanna	35	0	³⁾	³⁾	3,0	1	105
Oljepanna	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	⁴⁾	9,0
Flispanna	50	0	1,5	³⁾	5,0	1	250

¹⁾ Moderna vedpannor antas eldas mot en ackumulatortank och förbränningen antas ske med normal syretillförsel (braseldning)

²⁾ Antagande om hälften gamla lokaleldstäder och hälften nya lokaleldstäder

³⁾ Enbart normaltorr bränsle antas

⁴⁾ Oljepannor ingick ej i Kindbom et al. (2017) så där antas samma emissionsfaktor som Omstedt et al. (2014)

Tabell 13. Emissionsfaktorer av B(a)P för de olika scenarierna i känslighetsanalysen i denna studie.

	B(a)P Total E _f [mg MJ ⁻¹]
Basfall (samma som Tabell 10)	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,12
Vedpanna, miljögodkänd	0,02
Lokaleldstad	0,05
Pelletspanna	0,001
Oljepanna	0,001
Flispanna	0,001 ¹⁾
Scenario M1: Gamla vedpannor → miljögodkända vedpannor	
<i>Samma som basfallet, bortsett:</i>	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,02
Scenario M2: Alla vedpannor → pelletspannor	
<i>Samma som basfallet, bortsett:</i>	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,001
Vedpanna, miljögodkänd	0,001
Scenario 3: Låga emissionsfaktorer	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,09
Vedpanna, miljögodkänd	0,001
Lokaleldstad	0,004
Pelletspanna	0,00001
Oljepanna	0,001
Flispanna	0,00001 ¹⁾
Scenario 4: Medelhöga emissionsfaktorer	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,23
Vedpanna, miljögodkänd	0,06
Lokaleldstad	0,15
Pelletspanna	0,01
Oljepanna	0,001
Flispanna	0,01 ¹⁾
Scenario 5: Höga emissionsfaktorer	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,38
Vedpanna, miljögodkänd	0,09
Lokaleldstad	0,27
Pelletspanna	0,12
Oljepanna	0,001
Flispanna	0,12 ¹⁾

¹⁾ Flispanna ingick inte i studien, samma emissionsfaktor ansåts som pelletspanna.

3.2 Urval av kommuner och tätorter

De kommuner som valdes ut för detaljerade spridningsmodelleringar med avseende på småskalig vedeldning är Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommun. Dessa kommuner valdes då de identifierades ha höga B(a)P-halter i den nationella B(a)P-kartläggningen (Andersson et al., 2015); storlekssorterat efter halt av B(a)P kom Skellefteå på plats 7, Strömsund på plats 10 och Alingsås på plats 26. Dessa kommuner hade också tillgång till ett sotarregister som kunde användas för att geolokalisera eldstäderna till geografiska koordinater samt var intresserade av att delta i studien enligt förstudien av Arvelius (2016).

Ett minimumkrav för att ett sotarregister ska kunna användas till emissionsinventering och spridningsmodellering är information om:

- Lokalisering (koordinater eller adresser).
- Typ av eldstad (minst uppdelning mellan vedpannor och lokaleldstäder, men gärna i fler kategorier).
- Uppgift och vedpannor är miljögodkända eller ej (gärna specificerat om det är BBR-godkänd som avses, eller någon miljömärkning såsom Svanen).

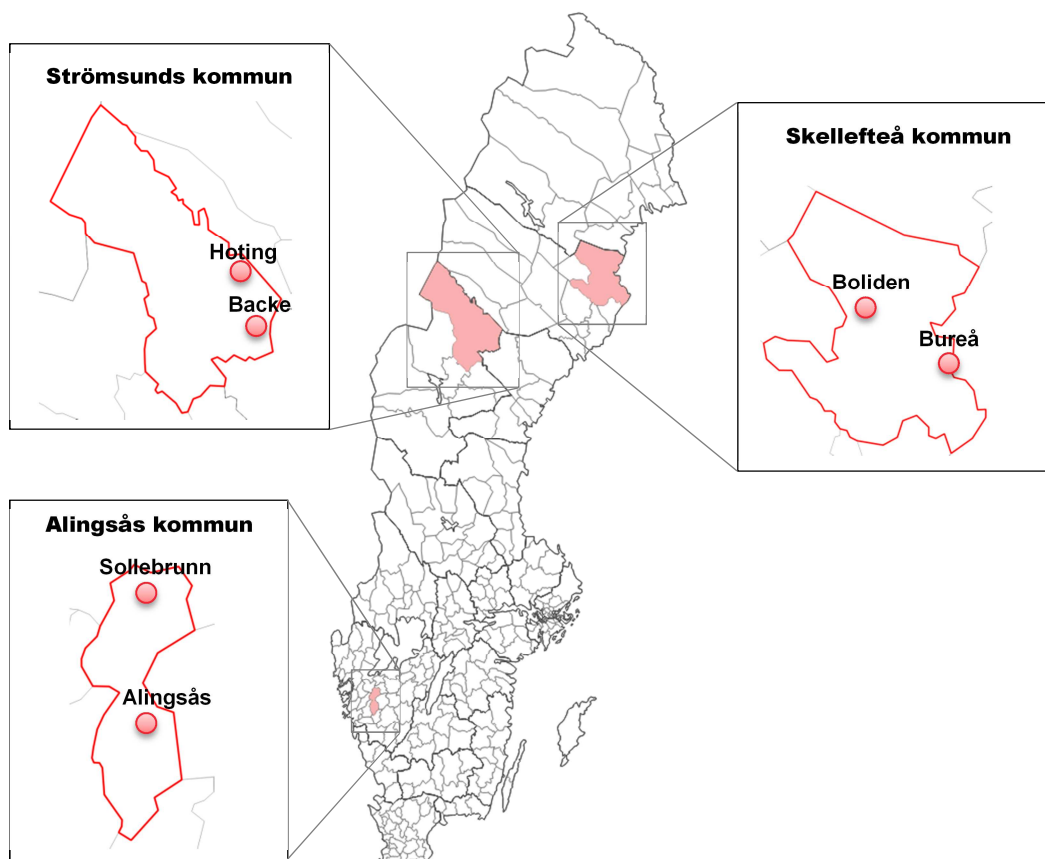
För kommuner som upphandlar sotare är det viktigt att få med dessa uppgifter i kravspecifikationen av tjänsten. Notera att i flertalet kommuner, som i övrigt var positiva till att dela i studien, saknades. I en kommun fanns exempelvis inte sotarens register digitaliserat, utan det krävdes en kostnad för att utföra detta.

Andra användbara uppgifter för en emissionsinventering och spridningsmodellering är:

- Eldstadens ålder.
- Vad som är husets primära uppvärmningssätt och eventuella sekundära uppvärmningskällor.
- Hur stor användningen/vedförbrukningen är, alternativt husets energibehov, alternativt uppgift om husets boyta så att uppvärmningsbehovet kan uppskattas.
- Uppgift om eldvanor: om dålig förbränning pga pyreldning/partiell bränslemängd sker, vedens fuktighet (var och hur länge som veden har torkat) etc.
- Eventuell ackumulatortank och dess volym.
- Miljögodkänd för andra typer av eldstäder än vedpannor.
- Vilken tid på året som eldstaden används.

Emissionsberäkningar för de tre utvalda kommunerna har gjorts heltäckande för hela kommunerna. Emissionskartor togs fram genom att beräkna emissionerna och därefter presentera resultaten i kartor. Efter det att emissionskartor tagits fram för kommunerna har områden med höga emissioner identifierats. Tillsammans med respektive kommun, Naturvårdsverket och Svenska Miljöinstitutet (IVL) (som utför mätningarna) har två tätorter per kommun valts ut för spridningsberäkningar och mätningar.

I Figur 6 visas de kommuner och tätorter som med denna urvalsprocess inkluderas i studien.



Figur 6. Kommuner och tätorter som ingår i studien. Emissionsberäkningar genomförs för hela kommunerna, medan spridningsberäkningarna inriktas till två tätorter i varje kommun som identifieras ha höga emissioner från småskalig vedeldning.

3.3 Spridningsmodellering

3.3.1 Lokalskalig modellering – småskalig vedeldning

I spridningsmodelleringen i denna studie används den lokalskaliga Gaussiska modellen Dispersion (Omstedt, 1988), vilket är samma lokala modell som ingår i modellsystemet SIMAIR-ved (Omstedt et al., 2007; Gidhagen et al. 2009; Omstedt et al., 2011). SIMAIR-ved är ett nationellt verktyg som kan användas för luftkvalitetsberäkningar i områden med småskalig biobränsleeldning. Samma modellsystem användes i modelleringen av luftkvalitet och småskalig vedeldning i Västerbottenprojektet (Omstedt et al., 2014).

Beräkningar utförs timvis för ett område kring källorna. Beräkningsrutnätet består av ett stort antal beräkningspunkter och vi har i denna studie valt en relativt fin rumslig upplösning om $20\text{ m} \times 20\text{ m}$, i syfte att fånga de kraftiga haltgradienterna som ofta uppkommer vid småskalig vedeldning. Halterna kan sedan presenteras i kartform för olika statistiska mått, lämpliga för jämförelse med aktuella miljökvalitetsnormer (i fallet med benso(a)pyren är enbart årmedelvärde aktuellt). Beräkningshöjden är satt till 2 meter över mark. Notera att utsläppskällorna hanteras som punktkällor med utsläppshöjd 5 meter över mark. I en framtida studie skulle en känslighetsanalys av spridningsmodelleringen också kunna genomföras, t.ex. antaganden om olika skorstens- och byggnadshöjder, men den känslighetsanalysen ingår inte i detta projekt.

Dispersion använder sig av gränsskiktmeteorologisk⁵ similaritetsteori för att översätta vanliga meteorologiska observationsdata till intressanta gränsskiktsvariabler. Från observationerna utnyttjas

⁵ Det atmosfäriska gränsskiktet = den nedersta delen av atmosfären, där jordytans friktion och värmeavgivning gör strömningen turbulent. Skiktets tjocklek kan variera från tiotals till tusentals meter.

varje enskilt observationstillfälle under beräkningsperioden och hänsyn tas till bland annat vindriktning, vindhastighet, temperatur samt moln- och nederbördsförhållanden. Vidare används solhöjdsdata, för att beräkna hur stor värmeinstrålningen blir vid soligt väder.

På grundval av dessa primära data beräknas i en förberedande process de parametrar som bestämmer atmosfärens vind- och temperaturförhållanden samt turbulensegenskaper. Dessa beräkningsresultat styr därefter spridningsdelen av modellen. Bland annat beräknas värmeflödet till atmosfären p.g.a. solens uppvärmning av markytan, friktionshastigheten, blandningsskiktets höjd och vindhastigheten på de höjdnivåer där föroreningarna transporteras.

Similaritetsteorin gäller framförallt under instabila, neutrala och svagt stabila atmosfäriska förhållanden. För starkt stabila förhållanden och vid låga vindhastigheter då turbulensen är svag domineras spridningen av horisontella vindriktningsfluktuationer (meandering) orsakat av bl.a. tvådimensionella mesoskaliga horisontella virvlar genererade av gravitationsvågor, terrängen m.m. Den laterala turbulensen beskrivs då med hjälp av empiriska uttryck och hänsyn tas till plymspridning som kan bero på vindriktningens variation timme för timme.

Förutom meteorologisk transport och spridning beräknas i modellen plymlyft orsakat av bl.a. rökplymens värmeinhåll och nedsugningseffekter vid byggnader. Spridningsparametrar beräknas som ett resultat av flera olika processer; konvektiv turbulens, mekanisk turbulens, meandering, plymlyfteffekter och byggnadseffekter.

3.3.2 Lokalskalig modellering – vägtrafik

För att jämföra källbidraget från småskalig vedeldning med källbidraget för vägtrafik utförs även kompletterande beräkningar med SIMAIR-korsning. Modellen som då används är Dispersion-Road (Omstedt, 2007). Det är en Gaussisk plymmodell som beräknar halterna i ett tvådimensionellt rutnät, där hänsyn tas till samverkan mellan flera linjekällor (t.ex. i korsningar).

Vad gäller avgasemissioner av PM_{2.5}/PM₁₀ används emissionsfaktorer från HBEFA⁶ version 3.2 för kalenderår 2016 och version 3.3 för kalenderår 2017 (skillnaden påverkar bara NO_x-emissioner från dieseldrivna personbilar, vilket inte studeras i denna studie).

Emissioner för uppvirvling av vägdamm beräknas med en semi-empirisk modell beskriven i Omstedt et al. (2005). Trafik- och väginformation baseras på Trafikverkets nationella vägdatas (NVDB). Notera att inga manuella uppdateringar har gjorts av denna databas; trafikdata och trafikmängder har generellt hög kvalitet för statliga vägar, men lägre kvalitet för kommunala vägar (detta på grund av att modellerade trafikmängder med SAMPERS generellt används för kommunala vägar).

3.3.3 Meteorologiska data

Meteorologiska data som används i beräkningarna härrör från SMHIs analysystem för väderobservationsdata, Mesan (Mesoskaligt Analysystem) (Häggmark et al., 2000). I Mesan interpoleras data, från olika typer av observationssystem såsom synoptiska väderstationer, Trafikverkets väderstationer, radar- och satellitdata, samt modelldata, till ett rikstäckande nät av analyspunkter med tätheten 2,5 km. Analyserna från Mesan med timupplösning används som indata till beräkningarna i Dispersion.

Spridningsberäkningar har i denna studie utförts med meteorologiska data för kalenderår 2016 respektive 2017. Observera att energibehovet, som används i emissionsberäkningarna, dock är genomföra för ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår för referensperioden 1960-1990.

3.3.4 Bakgrundshalter

Bakgrundshalter av benzo(a)pyren saknas i dagsläget i SIMAIR-systemet. För B(a)P görs därför enbart spridningsmodellering av bidraget från småskalig vedeldning. Ett schablontillägg motsvarande

⁶ <http://www.hbefa.net/e/index.html>

regionala bakgrunden om $0,03 \text{ ng m}^{-3}$ används för Alingsås och $0,02 \text{ ng m}^{-3}$ för Skellefteå och Strömsund. Dessa värden baseras på mätningar i regional bakgrund som finns sammanställd i Datavärdskapet för luftkvalitet (2018) samt resultat från modellering i Omstedt et al. (2013).

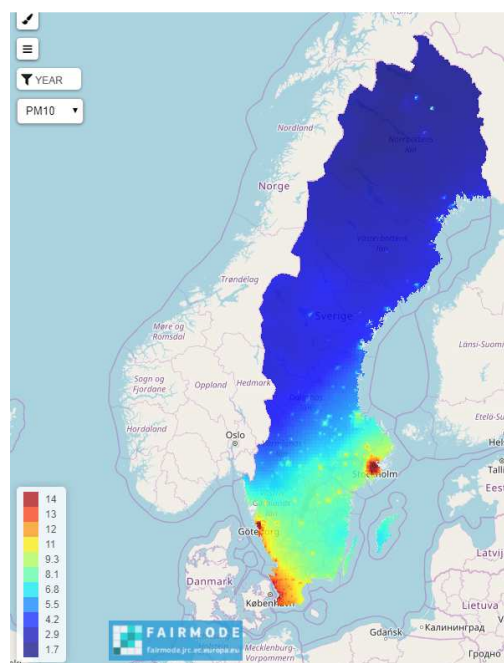
För PM10 finns bakgrundshalter förberäknade i SIMAIR. Nedan följer en beskrivning av modelleringen på regional respektive urban skala.

3.3.4.1 Regionalt haltbidrag

För förberäkning av haltfält på regional skala i SIMAIR (i denna studie enbart för PM10) används MATCH⁷-modellen (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007). MATCH är en Eulersk spridningsmodell som beskriver transport, kemisk omvandling samt deposition av luftföroreningar; för bidrag från Europa används MATCH-Europa med den rumsliga upplösningen $22 \text{ km} \times 22 \text{ km}$ och för bidraget från Sverige används MATCH-Sverige med den rumsliga upplösningen $11 \text{ km} \times 11 \text{ km}$. Förutom MATCH används också tvådimensionell variationell dataassimilering med mätdata, föra att ytterligare öka kvaliteten på beräkningarna.

MATCH drivs med tredimensionella meteorologiska data och i SIMAIRs tillämpning av MATCH används meteorologiska data från ECMWFs deterministiska väderprognosmodell. European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF)s modell är en världsomspännande numerisk väderprognosmodell som använts under lång tid på SMHI samt andra väderinstitut. Den rumsliga upplösningen är $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ och tidsupplösningen är 3 timmar. För emissioner i Europa används emissionsdata från EMEP⁸ (European Monitoring and Evaluation Programme) med upplösningen $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$ och över Sverige används geografiskt fördelade emissionsdata från SMED (Andersson et al., 2017) med omsamplad upplösning $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$.

I Figur 7 visas ett exempel på regionala samt urbana bakgrundshalter från 2016 från SIMAIR för partiklar (PM10). Av figuren framgår att det regionala haltbidraget är synnerligen betydelsefullt för PM10.



Figur 7. Bakgrundshalter (regionalt + urbant haltbidrag) från SIMAIR år 2016 för PM10 årsmedelvärde vänster figur. Enhet: $[\mu\text{g m}^{-3}]$. Visualisering från FAIRMODEs Composite mapping (<http://fairmode.jrc.ec.europa.eu/ecmaps/>).

⁷ Multiple-Scale Atmospheric Transport and Chemistry Modeling System

⁸ <http://www.emep.int/>

3.3.4.2 Urbant haltbidrag

Urbant haltbidrag av luftföroreningar i SIMAIR förberäknas med ett rutnät om 1 km × 1 km med den urbana spridningsmodellen BUM (Andersson et al., 2010). BUM består av två spridningsmodeller:

- För marknära emissionskällor (såsom vägtrafik) används en bakåttrajektoriemodell som aggregerar emissioner inom ett influensområde uppströms vindriktningen för att beräkna halten i en gridpunkt.
- För utsläpp från högre punktkällor (till exempel höga skorstenar) görs beräkningar med en Gaussisk plymmodell (SMHIs modell Dispersion).

De meteorologiska data som används i BUM är, liksom modellering på lokal skala, framtagna med systemet Mesan (Häggmark et al., 2000). I beräkningarna av urbant haltbidrag används geografiskt fördelade emissionsdata från SMED (Andersson et al., 2017) med upplösningen 1 km × 1 km.

För att inte dubbelräkna haltbidrag på regional- respektive urban skala görs även en körning i MATCH med samma emissionskällor som tas med i BUM-beräkningen. Dessa haltbidrag subtraheras från MATCH-körningen över hela Sverige för att undvika dubbelräkning av de urbana källorna i och vid tätorten i fråga.

3.3.5 Post-processning PM2.5-halter för vägtrafik och bakgrundshalter

I SIMAIR ingår i dagsläget inte PM2.5, utan enbart PM10. Halter av PM2.5 från vägtrafik och bakgrundshalter har dock post-processats fram genom att utnyttja följande samband:

$$c_{PM2.5} = 0,8 \cdot c_{PM10 \text{ reg}} + 0,6 \cdot c_{PM10 \text{ urbant}} + c_{PM10 \text{ avgas}} + 0,2 \cdot c_{PM10 \text{ slitage}} \quad (6)$$

där $c_{PM10 \text{ reg}}$ är koncentrationen av regionalt haltbidrag av PM10 i SIMAIR, $c_{PM10 \text{ urbant}}$ är koncentrationen av urbant haltbidrag av PM10 i SIMAIR, $c_{PM10 \text{ avgas}}$ är koncentrationen av PM10 avseende avgaspartiklar i SIMAIR (som har räknats ut genom ett linjärt antagande med emissioner) samt $c_{PM10 \text{ slitage}}$ är koncentrationen av PM10 avseende slitagepartiklar och uppvirvling i SIMAIR (som har räknats ut genom ett linjärt antagande med emissioner).

Skalfaktorerna för bakgrundshalterna, dvs. att 80 % respektive 60 % av PM10 är PM2.5, baseras på resultatsammanställningen i Omstedt et al. (2010). Skalfaktorn för vägslitagepartiklar, dvs. att 20 % av slitagepartiklarna är PM2.5, baseras på resultat i SCAC-projektet (Segersson et al., 2017). Att avgaspartiklar uteslutande är PM2.5 motiveras med att det är fina förbränningspartiklar.

3.4 Mätplatser

Svenska Miljöinstitutet (IVL), på uppdrag av Naturvårdsverket, genomför mätningar av B(a)P och PM2.5 under perioden juni 2017 till och med december 2018 i tätorterna som ingår i studien. Mätplatser har valts baserat på emissionsberäkningarna i detta projekt. Målsättningen har varit att försöka inrikta mätplatserna mot identifierade hotspots (jämför med avsnitt 4.1), men givetvis påverkas valet av mätplats även av praktiska begränsningar. I Figur 8 redovisas kartor över tätorterna med mätplatserna markerade.

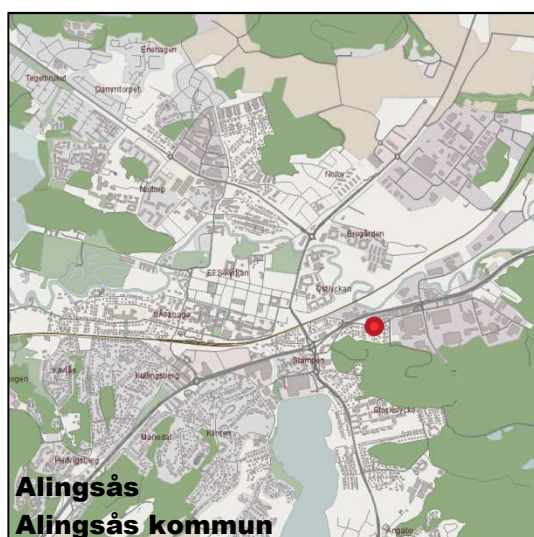
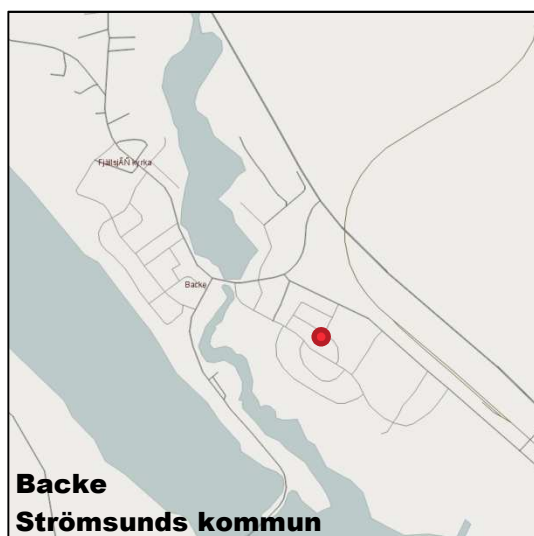
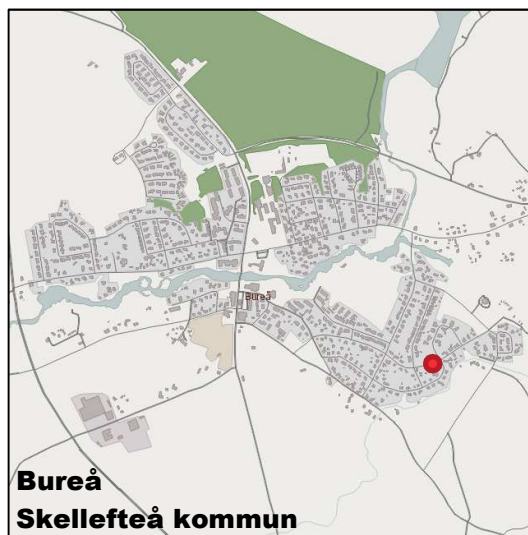
Mätningarna av B(a)P har utförts i Alingsås, Bureå, Boliden, Backe och Hoting. Mätningarna har skett med IVL:s PM10-provtagare (PModel S10) under sju dygn cirka var tredje vecka. Analys avseende PAH på PM10-fraktionen har gjorts som månadsmedelvärde. Analysen innefattar benzo(a)pyren, tillsammans med ytterligare 11 PAH:er (fenantren, antracen, flouranten, pyren, benzo(a)antracen, krysen, benso(b)flouranten, benso(k)flouranten, dibenso(ah)antracen, benso(ghi)perylene och indeno(cd)pyren).

Mätningarna av PM2.5 har utförts i Backe och Bureå med IVL:s intermittenta provtagningsmetod som ger löpande tvåveckorsmedelvärden. Notera att i Sollebrunn genomfördes inga mätningar alls.

Mätningarnas tidsupplösning är alltså inte tillräckligt hög för att till exempel analysera haltvariationerna för enskilda timmar eller dygn.

Kvalitetssäkrade data från mätningarna kommer att rapporteras till Naturvårdsverkets datavärd för luftkvalitet senast den 31 mars 2019. Data kommer därefter att publiceras på datavärdens hemsida under våren/sommaren 2019.

Modelleringen i detta projekt har enbart genomfört för kalenderår 2016 och 2017, vilket innebär att utvärdering mot mätningar begränsas till juni – december 2017.



© OpenStreetMaps bidragsgivare

Figur 8. Mätning av B(a)P-halter utförs av IVL på uppdrag av Naturvårdsverket i Boliden och Bureå i Skellefteå kommun, Backe och Hoting i Strömsunds kommun samt Alingsås tätort i Alingsås kommun. I två av tätorterna, Backe och Bureå, utförs även mätningar av PM_{2.5}. Mätstationernas läge framgår av röd markering.

4 Resultat

4.1 Emissioner av B(a)P

Sammanfattning av resultat – emissioner av B(a)P

- De högsta emissionerna (hotspots) återfinns i områden med aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor.
- Mätstationernas placering är generellt något utanför hotspot-områden, bortsett Backe i Strömsunds kommun där mätstationen är placerad i ett område med flera närbelägna vedpannor.

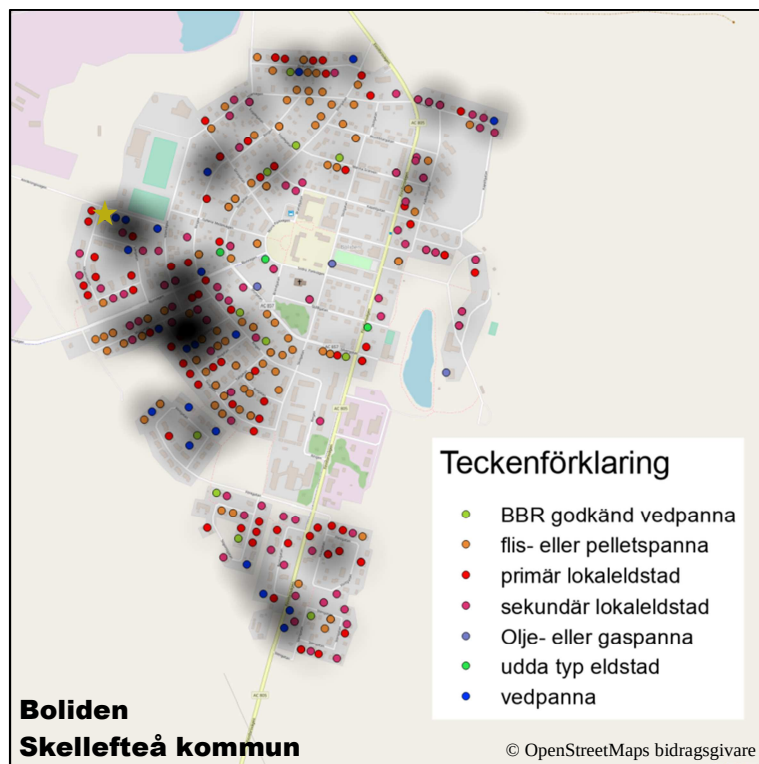
I detta avsnitt visas kartor med inprickade eldstäder och beräknade emissioner av PM_{2.5}. Kartfigurer visas i form av så kallade heatmaps, vilket är en mycket användbar visualisering för att lokalisera hotspots där man tar hänsyn till samverkan mellan flera olika punktkällor (utan att behöva aggregera/gridda resultaten).

Notera, om flera eldstäder har samma adress i registret får de samma läge på kartan och endast en punkt syns på kartan. En kartmarkering kan således representera flera eldstäder, ibland även av andra typer än den som visas med hjälp av färgkodningen eftersom en annan punkt ligger ovanför.

4.1.1 Boliden, Skellefteå kommun – emissioner

I Figur 9 visas beräknade emissioner av PM2.5 från småskalig vedeldning för Bolidens tätort i en heatmap. Motsvarande kartor för B(a)P utelämnas, av anledningen att emissionsmönstret ser nära på identiskt ut för B(a)P (dvs. samma slutsatser gäller för B(a)P för hotspot-analysen).

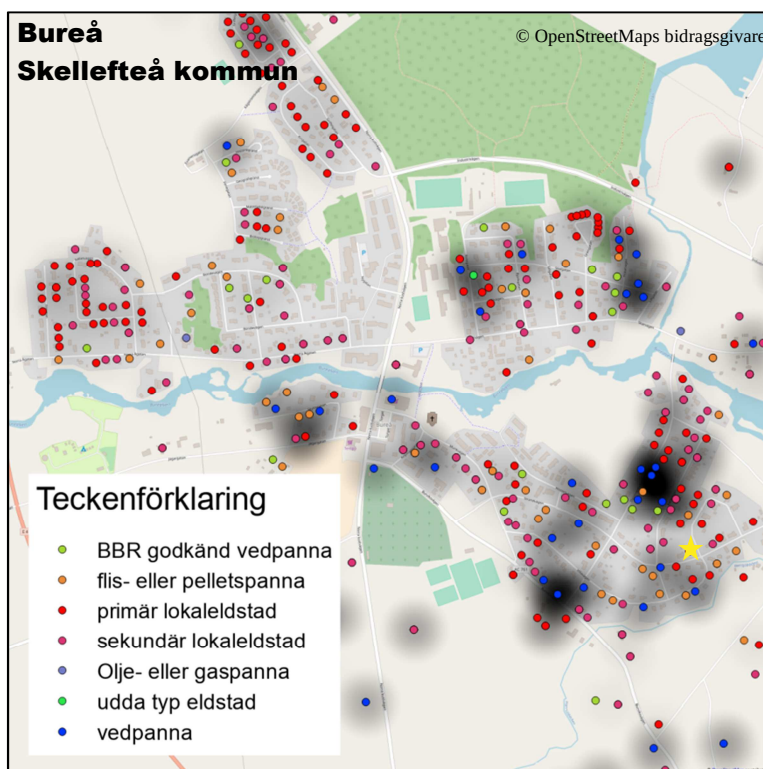
Av figuren framgår att de högsta emissionerna återfinns i utkanten av tätorten. Den allra högsta hotspoten lokaliseras till de västra delarna där eldstäderna är relativt tätt belägna. Mätstationen lokalisering är i utkanten av detta område, vilket framgår av gul stjärna i figuren.



Figur 9. Beräknade emissioner av PM2.5 för Bolidens tätort i Skellefteå kommun från småskalig uppvärmning. Emissionerna har beräknats från sotarregister där eldstäderna har geolokaliserats via adresser. Samma slutsatser gäller för B(a)P för hotspot-analysen. Gul stjärna anger mätstationens läge.

4.1.2 Bureå, Skellefteå kommun – emissioner

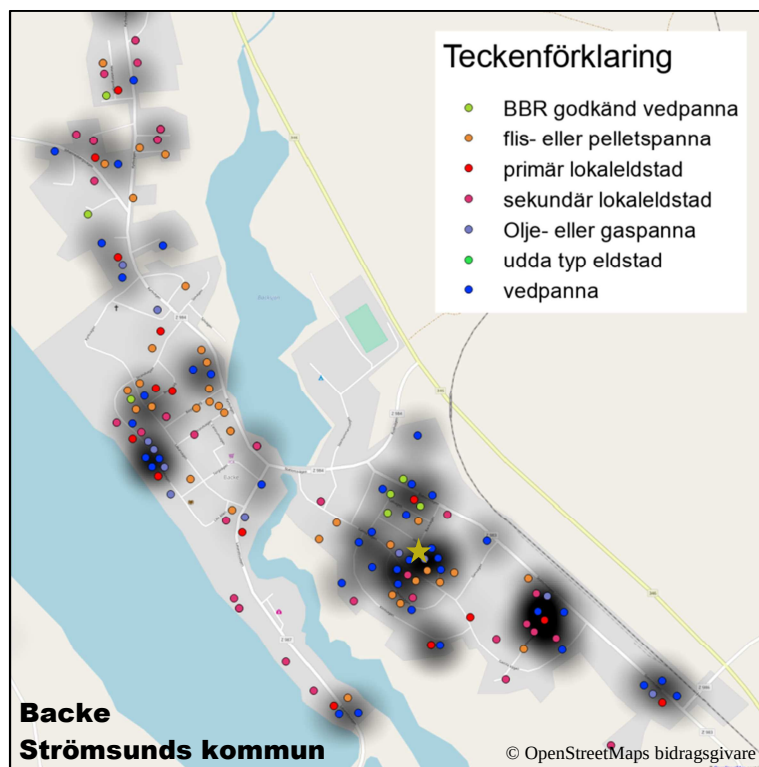
Emissioner av PM_{2.5} från småskalig vedeldning för Bureå tätort visualiseras i en heatmap i Figur 10. De högsta emissionerna finns i de sydöstra delarna av tätorten där det enligt sotarregistret finns flera vedpannor. Mätstationens läge (som framgår av den gula stjärnan i figuren) är lokaliserad till detta område, men tyvärr något utanför de högsta emissionerna.



Figur 10. Beräknade emissioner av PM_{2.5} för Bureå tätort i Skellefteå kommun från småskalig uppvärmning. Emissionerna har beräknats från sotarregister där eldstäderna har geolokaliserats via adresser. Samma slutsatser gäller för B(a)P för hotspot-analysen. Gul stjärna anger mätstationens läge.

4.1.3 Backe, Strömsunds kommun – emissioner

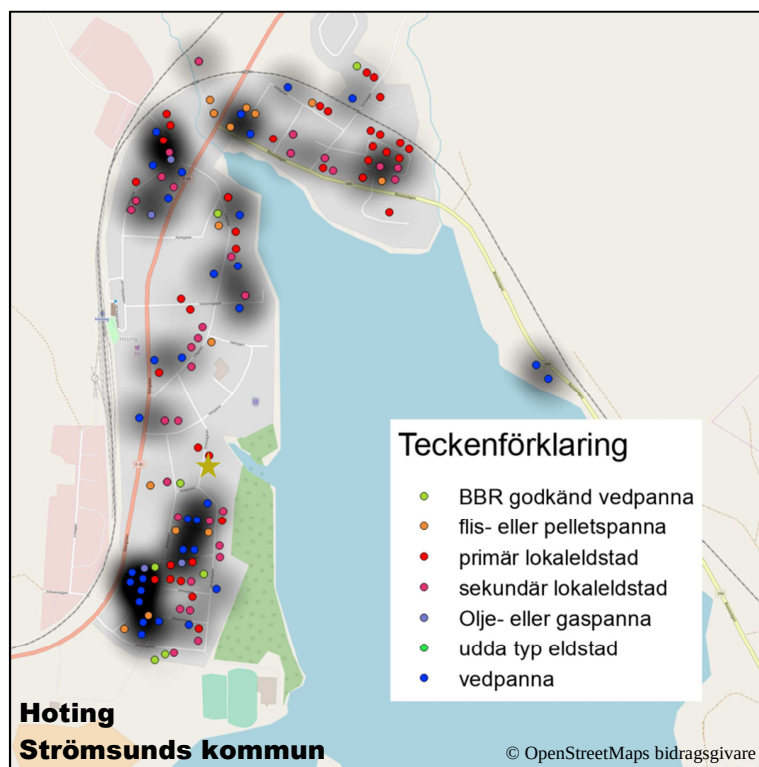
I Figur 11 visas beräknade emissioner av PM_{2.5} för Backe tätort utgående från sotarregistret i Strömsunds kommun. De högsta emissionerna identifieras till de sydöstra delarna av tätorten där antalet vedpannor är många. Två hotspots kan identifieras i detta område; intressant är att mätstationen lyckades placeras utomordentligt bra i förhållande till de beräknade högsta emissionerna, vilket framgår av den gula stjärnan i figuren.



Figur 11. Beräknade emissioner av PM_{2.5} för Backe tätort i Strömsunds kommun från småskalig uppvärmning. Emissionerna har beräknats från sotarregister där eldstäderna har geolokaliserats via adresser. Samma slutsatser gäller för B(a)P för hotspot-analysen. Gul stjärna anger mätstationens läge.

4.1.4 Hoting, Strömsunds kommun – emissioner

Beräknade emissioner av PM_{2.5} i Hotings tätort, baserade på sotarregistret i Strömsunds kommun, visualiseras i en heatmap i Figur 12. De högsta emissionerna beräknas till den allra sydligaste delen av tätorten där många vedpannor återfinns. Tyvärr lyckades inte mätstationen placeras riktigt i förhållande till dessa. Anledningen var av rent pratiska skäl; att det var svårt att hitta passande platser som uppfyllde de mättekniska kraven.

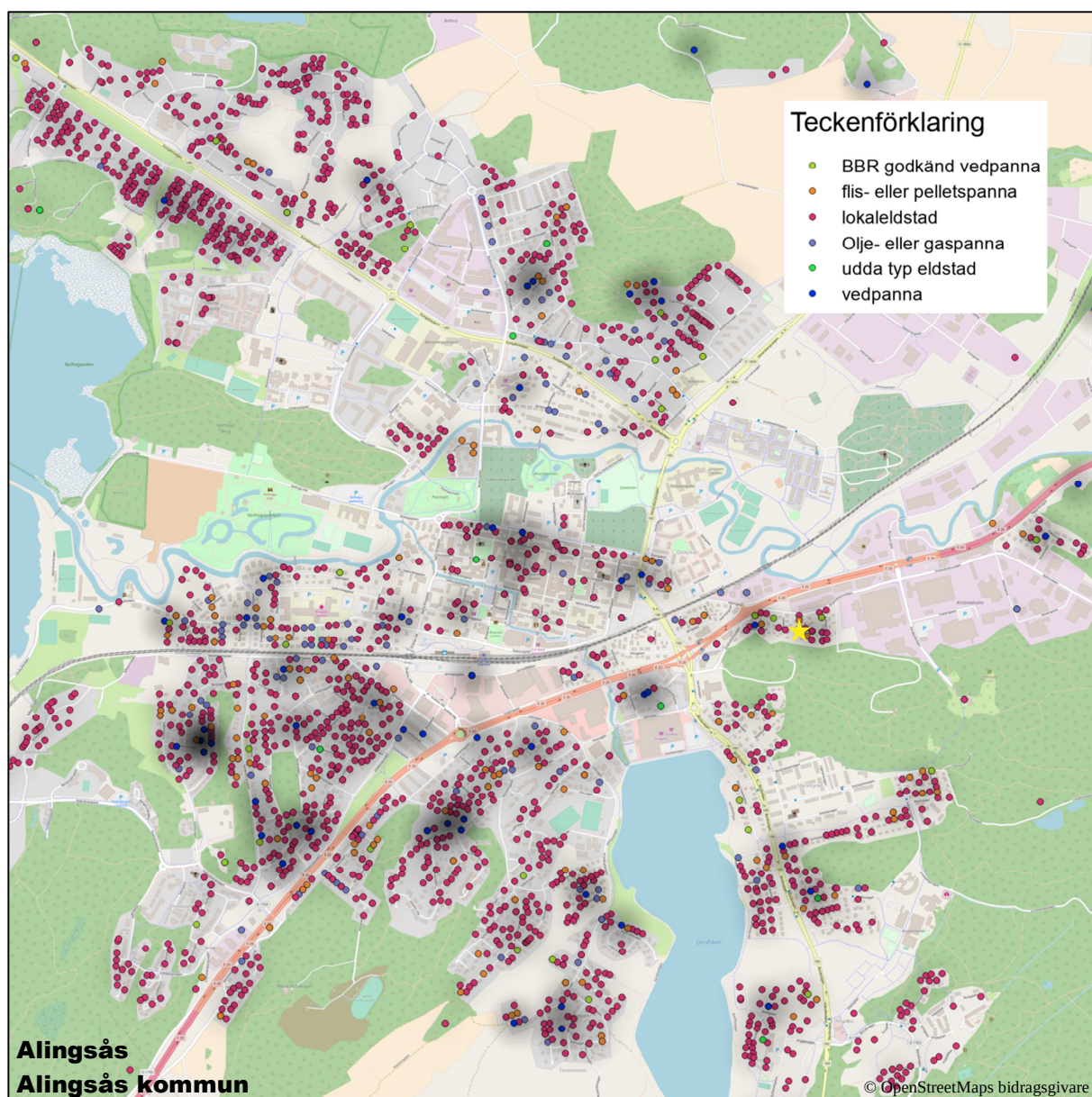


Figur 12. Beräknade emissioner av PM_{2.5} för Hotings tätort i Strömsunds kommun från småskalig uppvärmning. Emissionerna har beräknats från sotarregister där eldstäderna har geolokaliserats via adresser. Samma slutsatser gäller för B(a)P för hotspot-analysen. Gul stjärna anger mätstationens läge.

4.1.5 Alingsås, Alingsås kommun – emissioner

I Figur 13 visas beräknade emissioner av PM_{2.5} från småskalig vedeldning i Alingsås tätort, visualiserade i form av en heatmap. I Alingsås tätort finns relativt många eldstäder och bostadsområdena är mer tätbebyggda jämfört med de mindre orterna i denna studie. De högsta emissionerna erhålls i de västra och sydvästra delarna samt delvis i de norra delarna. Noterbart är att det även finns ett område norr om järnvägen med relativt höga emissioner, där det bara finns enstaka vedpannor, men stor koncentration av lokaleldstäder. Notera dock att nyttjandegraden, och därmed emissionerna, är osäkra, då det rör sig om lokaleldstäder i flerbostadshus.

Mätstationens placering i Holmalund, strax sydost om centrum, förefaller inte optimal i förhållande till de högsta emissionerna. Det bör dock understrykas att sedan mätplatsens läge valdes har emissionsberäkningarna reviderats, till följd av eldvaneundersökningen som genomfördes i detta område i början av 2018. I just detta område visades de flesta vedpannor inte användas, vilket minskade emissionerna markant.

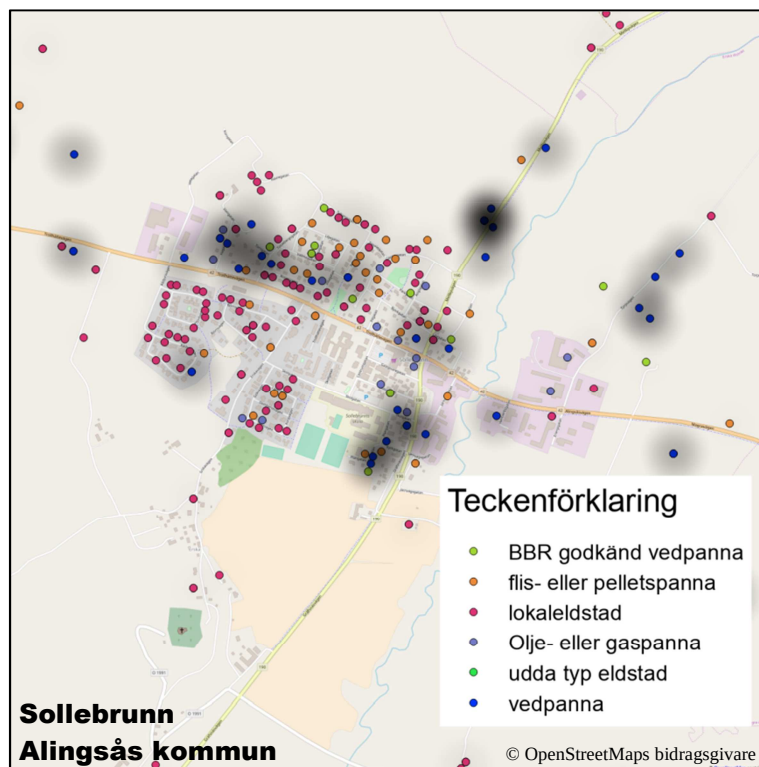


Figur 13. Beräknade emissioner av PM_{2.5} för Alingsås tätort i Alingsås kommun från småskalig uppvärmning. Emissionerna har beräknats från sotarregister där eldstäderna har geolokaliserats via adresser. Samma slutsatser gäller för B(a)P för hotspot-analysen. Gul stjärna anger mätstationens läge.

4.1.6 Sollebrunn, Alingsås kommun – emissioner

I Figur 14 visas beräknade emissioner av PM_{2.5} från småskalig vedeldning i Sollebrunn tätort, visualiserade i form av en heatmap. De högsta emissionerna återfinns strax norr om tätortsgränsen. Inom tätorten är emissionerna högst i de södra samt nordvästra delarna.

Notera att ingen mätning genomfördes i Sollebrunns tätort.



Figur 14. Beräknade emissioner av PM_{2.5} för Sollebrunns tätort i Alingsås kommun från småskalig uppvärmning. Emissionerna har beräknats från sotarregister där eldstäderna har geolokaliserats via adresser. Samma slutsatser gäller för B(a)P för hotspot-analysen. Ingen mätning genomfördes i Sollebrunn.

4.2 Modellerade halter av B(a)P

Sammanfattning av resultat – modellerade halter av B(a)P

- För B(a)P är den småskaliga vedeldningen den dominerande källan till halterna i undersökta tätorter.
- Småskalig vedeldning är ett lokalskaligt problem där de högsta halterna av B(a)P återfinns i områden med aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor.
- Modellerade årsmedelhalter av B(a)P, avseende kartans högsta värde, beräknas för basfallet vara över preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$), men under nedre utvärderingströskel ($0,4 \text{ ng m}^{-3}$), för samtliga tätorter.
- Dock är osäkerheten stor, då känslighetsanalysen visar att emissionsfaktorer/eldvanor spelar stor roll. För värsta scenariot, med höga emissionsfaktorer, visar spridningsmodelleringen att miljökvalitetsnormen för årsmedelvärde av B(a)P (1 ng m^{-3}) överskrids för Boliden, Bureå och Backe tätort.

Vid redovisning av modellerade B(a)P-halter anges två haltmått. Kartans högsta värde (KHV) är den högsta årsmedelhalten i beräkningsrutnätet. Kartans ytmedelvärde (KYM) är den genomsnittliga årsmedelhalten i en ruta om $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ runt den punkt där KHV återfinns, som valts så att KYM blir maximerad. Dessa värden har tagits fram för att underlätta jämförelse med Omstedt et al. (2014).

I presentationen av resultat visas såväl basfallet (med genomsnittliga antaganden vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor), samt scenarier med lägre/högre emissionsfaktorer (se avsnitt 3.1.7). Detta för att kvantifiera osäkerheterna och visa en känslighetsanalys över hur mycket emissionsfaktorer/eldvanor påverkar resultaten.

4.2.1 Boliden, Skellefteå kommun – halter av B(a)P

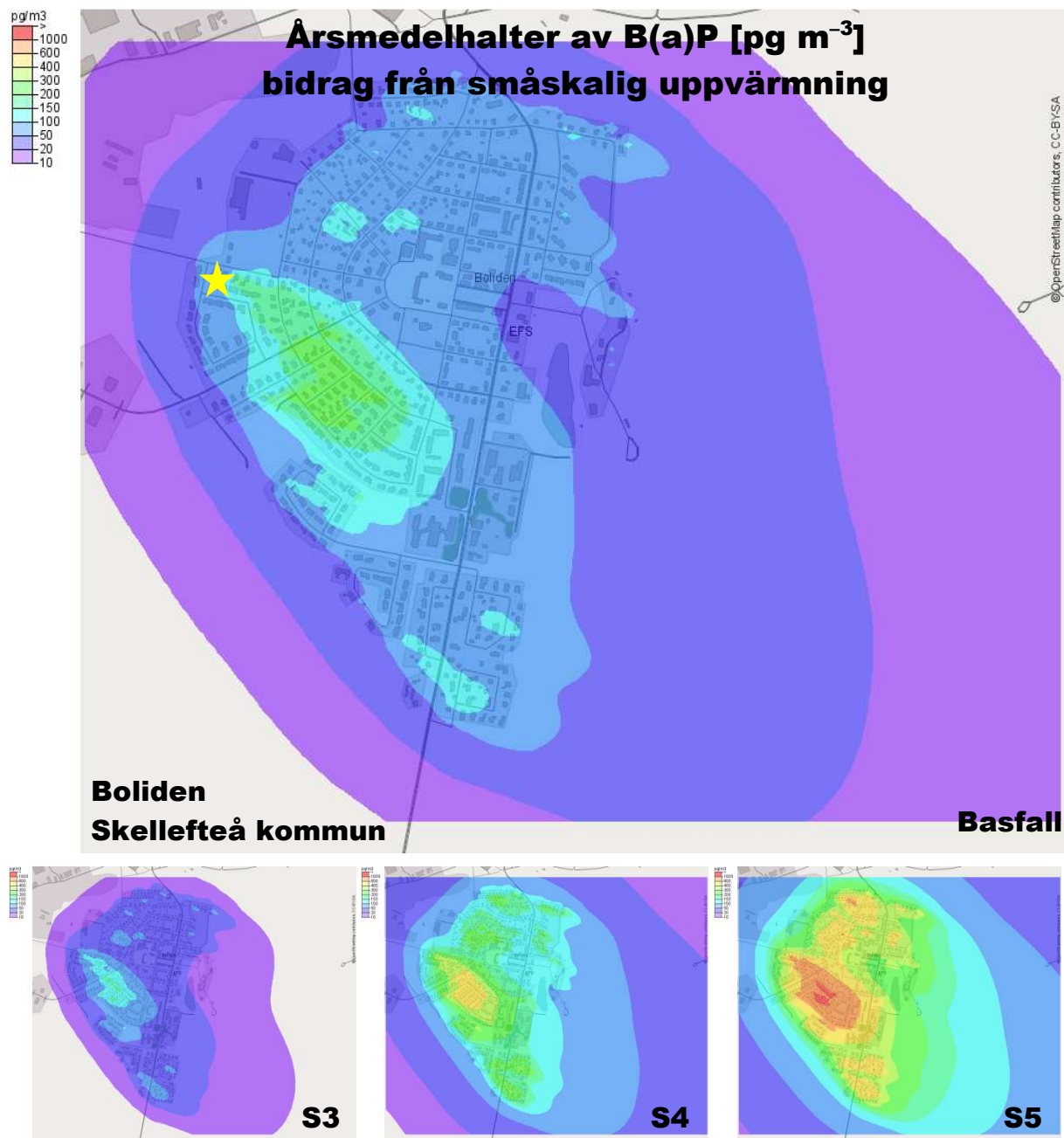
I Figur 15 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Bolidens tätort i Skellefteå kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 14, där även resultat för kalenderår 2017 visas. Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i de västra delarna av tätorten. Känslighetsanalysen av de olika scenarierna visar att årsmedelhalterna av B(a)P påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 3-5).

Av samtliga resultat att döma kan det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i Bolidens tätort för kartans högsta värde (KHV). Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer/eldvanor; för ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer och goda eldvanor erhålls ett KHV om ca $0,2 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer och sämre förbränning erhålls värden på $0,6 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{ÖUT}$) respektive $1,2 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{MKN}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att miljökvalitetsnormen för B(a)P (som ett värsta fall) kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 14. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Bolidens tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Ett schablontillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.
KHV = kartans högsta värde
KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta
MKN = 1 ng m^{-3}
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$
NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$
Miljökvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Boliden Skellefteå kommun	Årsmedelhalter av B(a)P [ng m^{-3}]							
	Basfall		Scenario 3: låga EF		Scenario 4: medelhöga EF		Scenario 5: höga EF	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,305	0,252	0,204	-	0,624	-	1,213	-
Maxpunkt, KYM	0,102	0,046 ¹	0,064	-	0,212	-	0,451	-

¹ Anledningen att KYM är väsentligt lägre 2017 än 2016 är att maxpunkten hamnar i olika delar av tätorten. När man sedan beräknar ytmedelvärdet av alla halter inom en km-ruta är känsligheten stor för var denna km-ruta hamnar.



Figur 15. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Bolidens tätort i Skellefteå kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för emissionsfaktorer/eldvanor, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 14.

4.2.2 Bureå, Skellefteå kommun – halter av B(a)P

I Figur 16 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Bureå tätort i Skellefteå kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 15, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Beräkningarna visar att de högsta halterna återfinns i de sydöstra delarna av tätorten. Haltvariationen, och de rumsliga gradienterna, av B(a)P är stor. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 3-5).

Slutsatsen är samma som för Boliden; av samtliga resultat att döma kan det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i Bureå tätort för kartans högsta värde (KHV). Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer/eldvanor; för ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer och goda eldvanor erhålls ett KHV om ca $0,2 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer och sämre förbränning erhålls värden på $0,6 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{ÖUT}$) respektive $1,1 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{MKN}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att miljökvalitetsnormen för B(a)P (som ett värsta fall) kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 15. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Bureå tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Ett schablontillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta

MKN = 1 ng m^{-3}

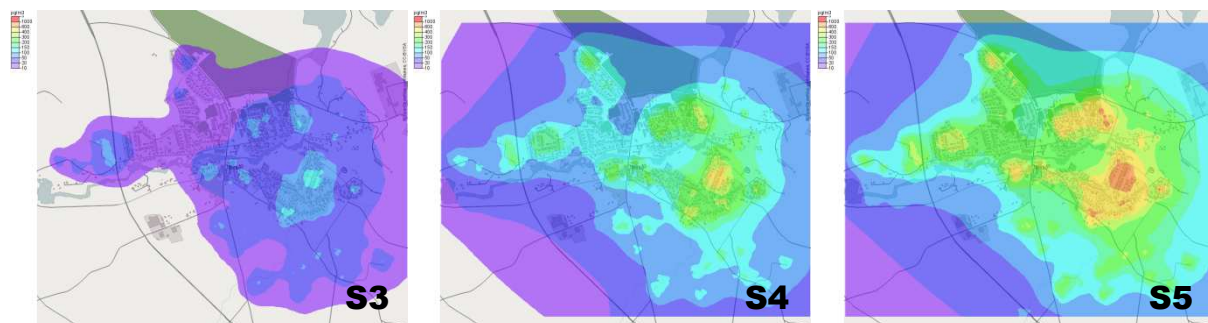
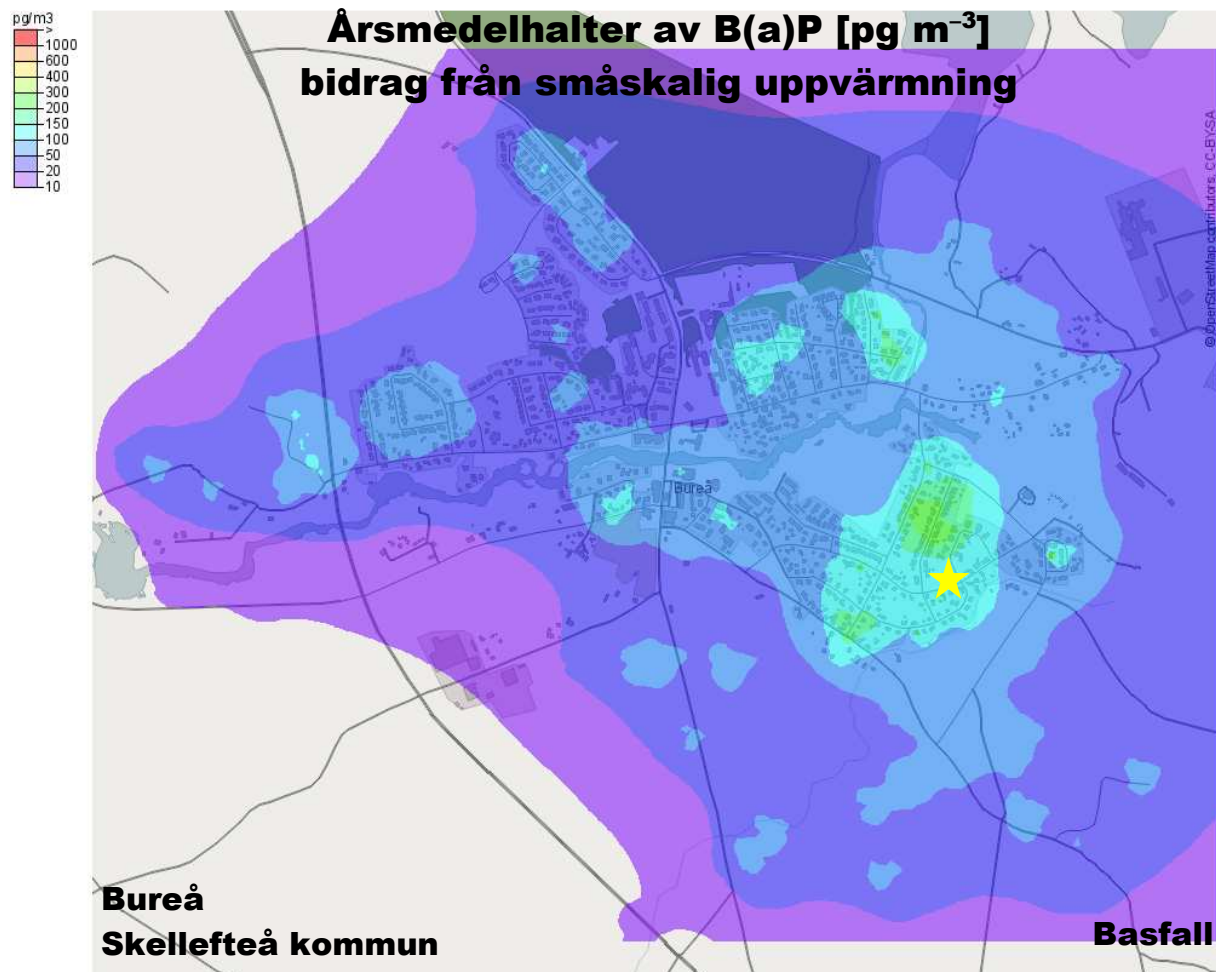
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$

NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$

Miljökvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Bureå Skellefteå kommun	Årsmedelhalter av B(a)P [ng m^{-3}]							
	Basfall		Scenario 3: låga EF		Scenario 4: medelhöga EF		Scenario 5: höga EF	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,302	0,341	0,208	-	0,600	-	1,018	-
Maxpunkt, KYM	0,112	0,078 ¹	0,069	-	0,231	-	0,414	-

¹ Anledningen att KYM är väsentligt lägre 2017 än 2016 är att maxpunkten hamnar i olika delar av tätorten. När man sedan beräknar ytmedelvärdet av alla halter inom en km-ruta är känsligheten stor för var denna km-ruta hamnar.



Figur 16. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Bureå tätort i Skellefteå kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 15.

4.2.3 Backe, Strömsunds kommun – halter av B(a)P

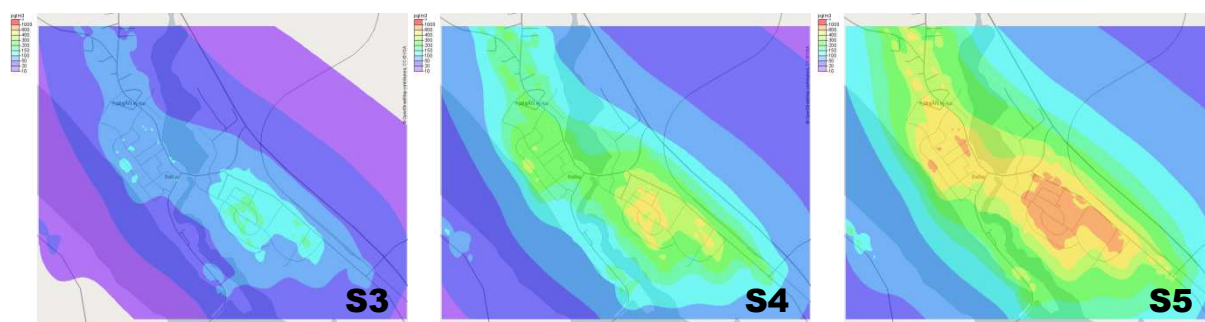
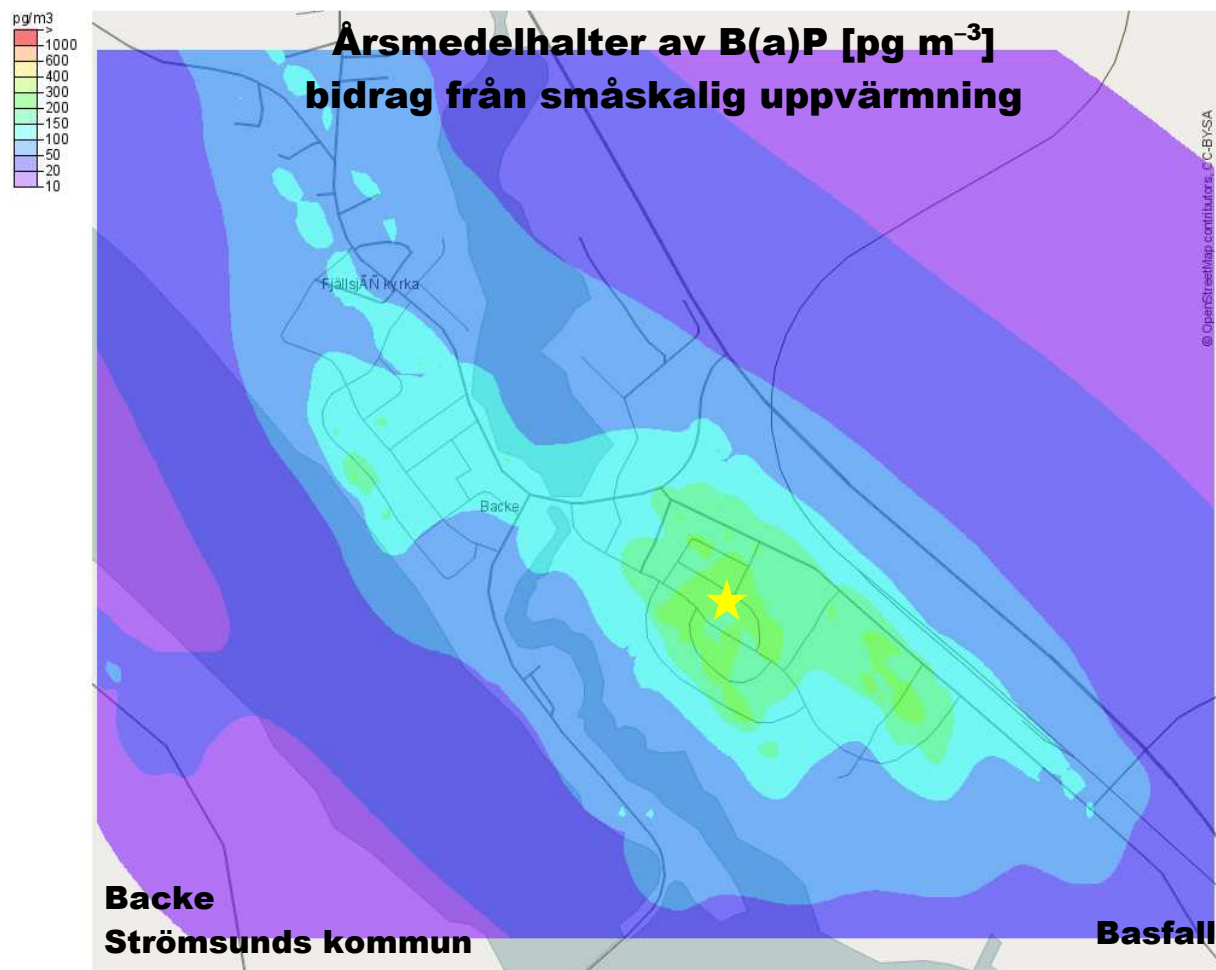
I Figur 17 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Backe tätort i Strömsunds kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 16, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Beräkningarna visar att de högsta halterna återfinns i de sydöstra delarna av tätorten. Haltvariationen, och de rumsliga gradienterna, av B(a)P är stor. Känslighetsanalysen visar, precis som övriga tätorter, att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor.

Det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i Backe tätort för kartans högsta värde (KHV) för alla scenarier. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer/eldvanor; för ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer och goda eldvanor erhålls ett KHV om ca $0,2 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer och sämre förbränning erhålls värden på $0,6 \text{ ng m}^{-3}$ (tangerar ÖUT) respektive $1,1 \text{ ng m}^{-3}$ (> MKN). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att miljökvalitetsnormen för B(a)P (som ett värsta fall) kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 16. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Backe tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.
KHV = kartans högsta värde
KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta
MKN = 1 ng m^{-3}
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$
NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$
Miljökvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Backe Strömsunds kommun	Årsmedelhalter av B(a)P [ng m ⁻³]							
	Basfall		Scenario 3: låga EF		Scenario 4: medelhöga EF		Scenario 5: höga EF	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,311	0,290	0,228	-	0,599	-	1,064	-
Maxpunkt, KYM	0,125	0,122	0,094	-	0,230	-	0,408	-



Figur 17. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Backe tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 16.

4.2.4 Hoting, Strömsunds kommun – halter av B(a)P

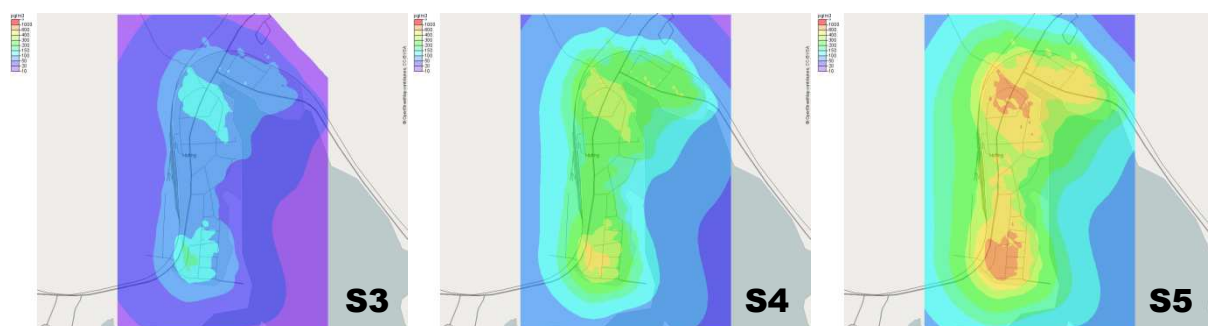
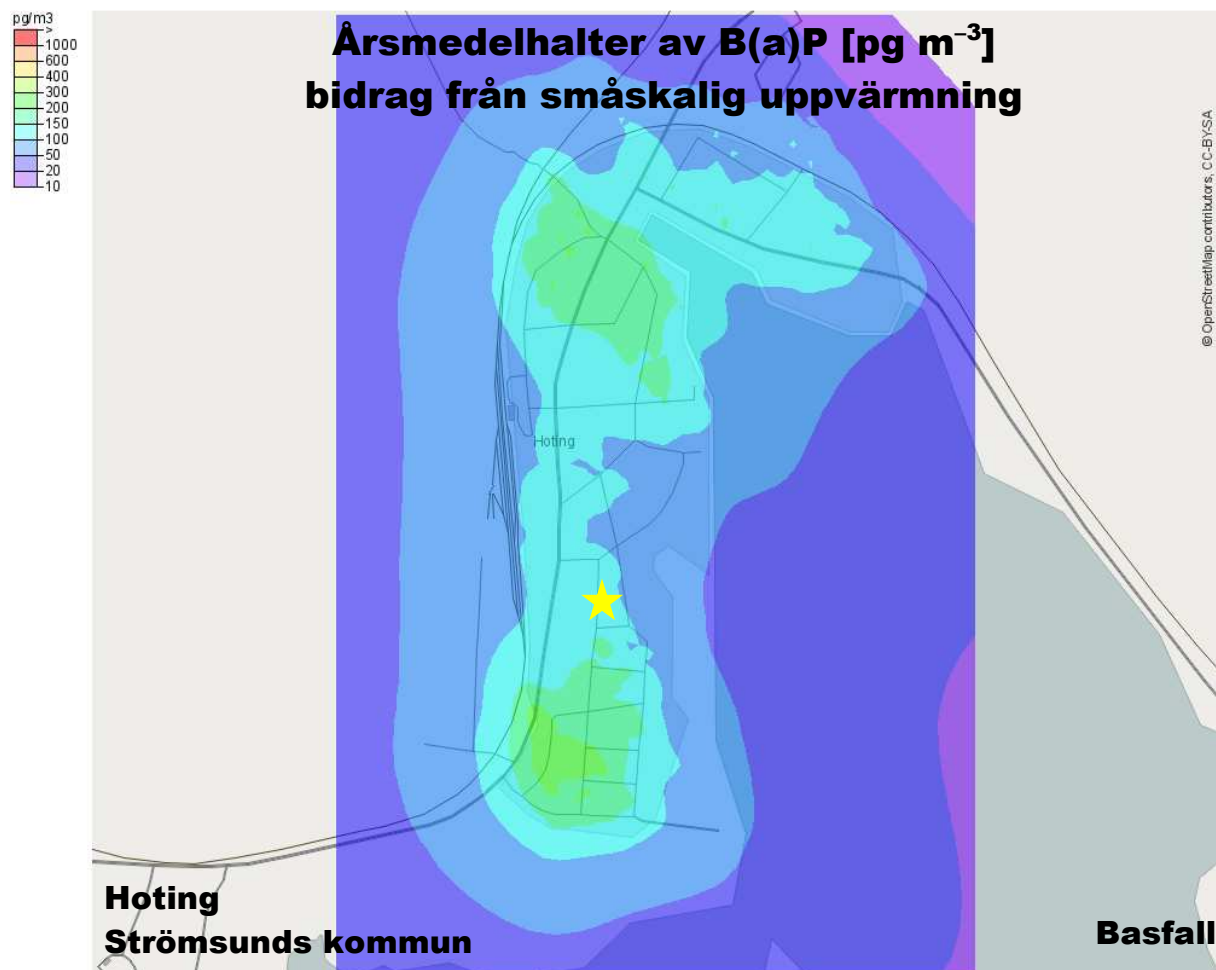
I Figur 18 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Hotings tätort i Strömsunds kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 17, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Beräkningarna visar att de högsta halterna återfinns i de norra samt södra delarna av tätorten. Känslighetsanalysen visar, precis som övriga tätorter, att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor.

Det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i Hoting tätort för kartans högsta värde (KHV) för samtliga scenarier. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer/eldvanor; för ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer och goda eldvanor erhålls ett KHV om ca $0,21 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer och sämre förbränning erhålls värden på $0,57 \text{ ng m}^{-3}$ (strax under ÖUT) respektive $0,96 \text{ ng m}^{-3}$ (strax under MKN). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort. Till skillnad från föregående tätorter visar resultaten för Hoting att årsmedelvärdena av B(a)P, även för det värsta scenariot med höga emissionsfaktorer och dålig förbränning, underskrider MKN, om än med liten marginal.

Tabell 17. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Hotings tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Ett schablontillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.
KHV = kartans högsta värde
KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta
MKN = 1 ng m^{-3}
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$
NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$
Miljökvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Hoting Strömsunds kommun	Årsmedelhalter av B(a)P [ng m ⁻³]							
	Basfall		Scenario 3: låga EF		Scenario 4: medelhöga EF		Scenario 5: höga EF	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,294	0,295	0,212	-	0,569	-	0,960	-
Maxpunkt, KYM	0,106	0,101	0,077	-	0,196	-	0,327	-



Figur 18. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Hotings tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 17.

4.2.5 Alingsås, Alingsås kommun – halter av B(a)P

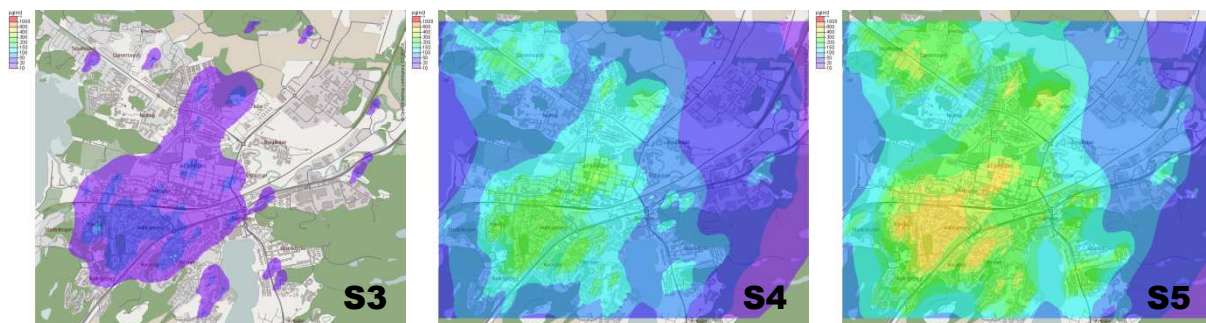
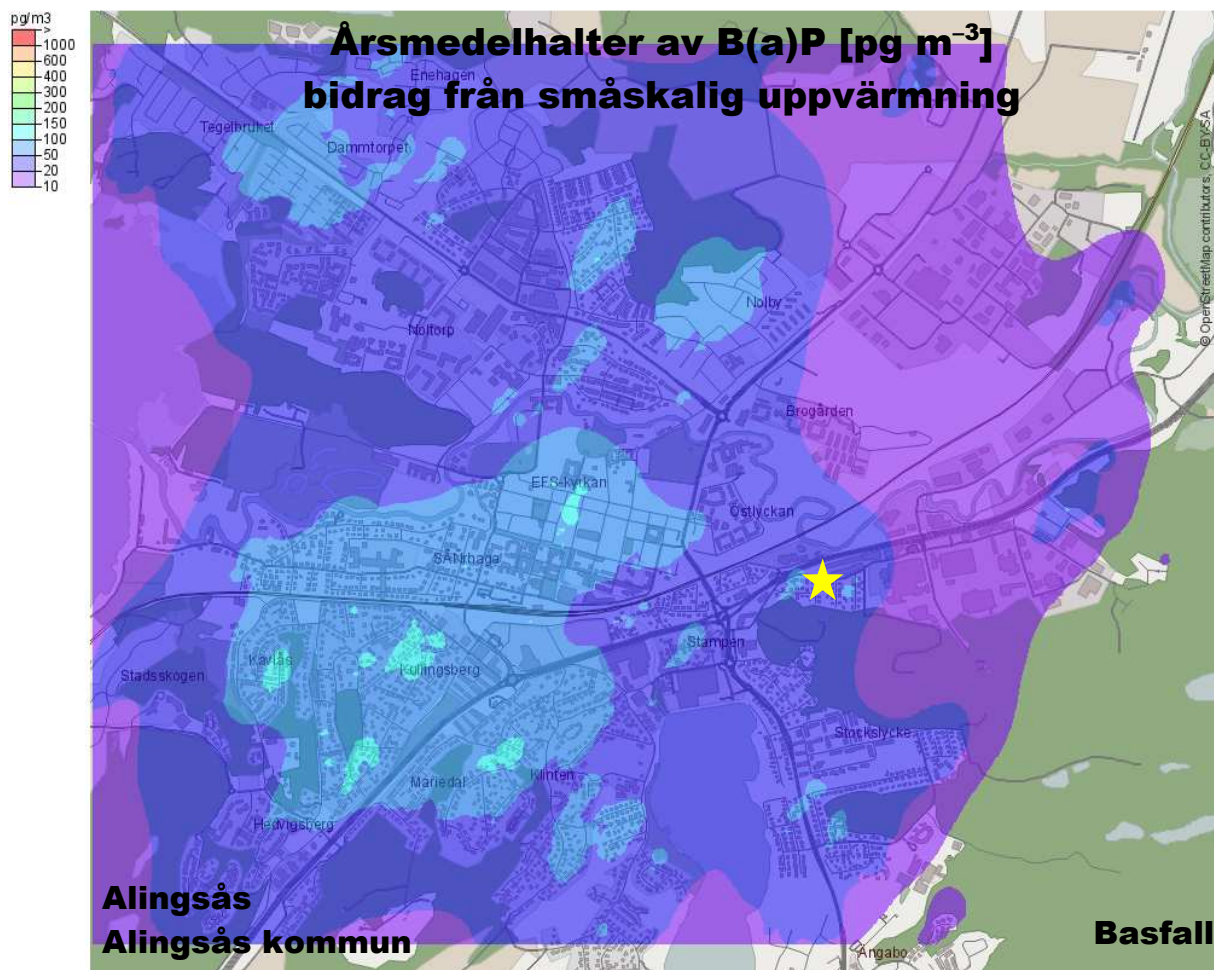
I Figur 19 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Alingsås tätort i Alingsås kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 18, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Beräkningarna visar att de högsta halterna överlag uppkommer i bostadsområdena söder om järnvägen där vedpannorna dominerar utsläppen. Tyvärr placerades inte mätstationen där. Det bör dock betonas att emissionsberäkningarna har uppdaterats efter resultat från eldvaneundersökningen som genomfördes i början av 2018, men mätplatsen valdes redan under 2017. Intressant är att det även finns ett område norr om järnvägen med nästan lika höga halter, där det bara finns enstaka vedpannor, men stor koncentration av lokaleldstäder. Notera dock att användningen och därmed emissionerna är osäkra, då det rör sig om lokaleldstäder i flerbostadshus. Känslighetsanalysen visar, precis som övriga tätorter, att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor.

Figurerna och tabellen visar att halterna av B(a)P är lägre i Alingsås än för tätorterna i Norrland; detta är ju väntat i och med det lägre uppvärmningsbehovet jämfört med norra Sverige. Emellertid kan det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i Alingsås tätort för kartans högsta värde (KHV) för samtliga scenarier. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer/eldvanor; för ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,10 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer och sämre förbränning erhålls värden på $0,41 \text{ ng m}^{-3}$ (strax över NUT) respektive $0,72 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{ÖUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort. Marginalen mot miljökvalitetsnormen för B(a)P är dock relativt stor för Alingsås tätort; här visar beräkningarna att det är tämligen sannolikt att halterna av B(a)P underskrider MKN.

Tabell 18. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Alingsås tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,03 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.
KHV = kartans högsta värde
KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta
MKN = 1 ng m^{-3}
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$
NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$
Miljökvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Alingsås Alingsås kommun	Årsmedelhalter av B(a)P [ng m ⁻³]							
	Basfall		Scenario 3: låga EF		Scenario 4: medelhöga EF		Scenario 5: höga EF	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,168	0,166	0,103	-	0,406	-	0,719	-
Maxpunkt, KYM	0,108	0,107	0,053	-	0,234	-	0,429	-



Figur 19. Modellerade årsmedelhalter av benzo(a)pyren från småskalig uppvärmning för Alingsås tätort i Alingsås kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m $\times$ 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 18.

4.2.6 Sollebrunn, Alingsås kommun – halter av B(a)P

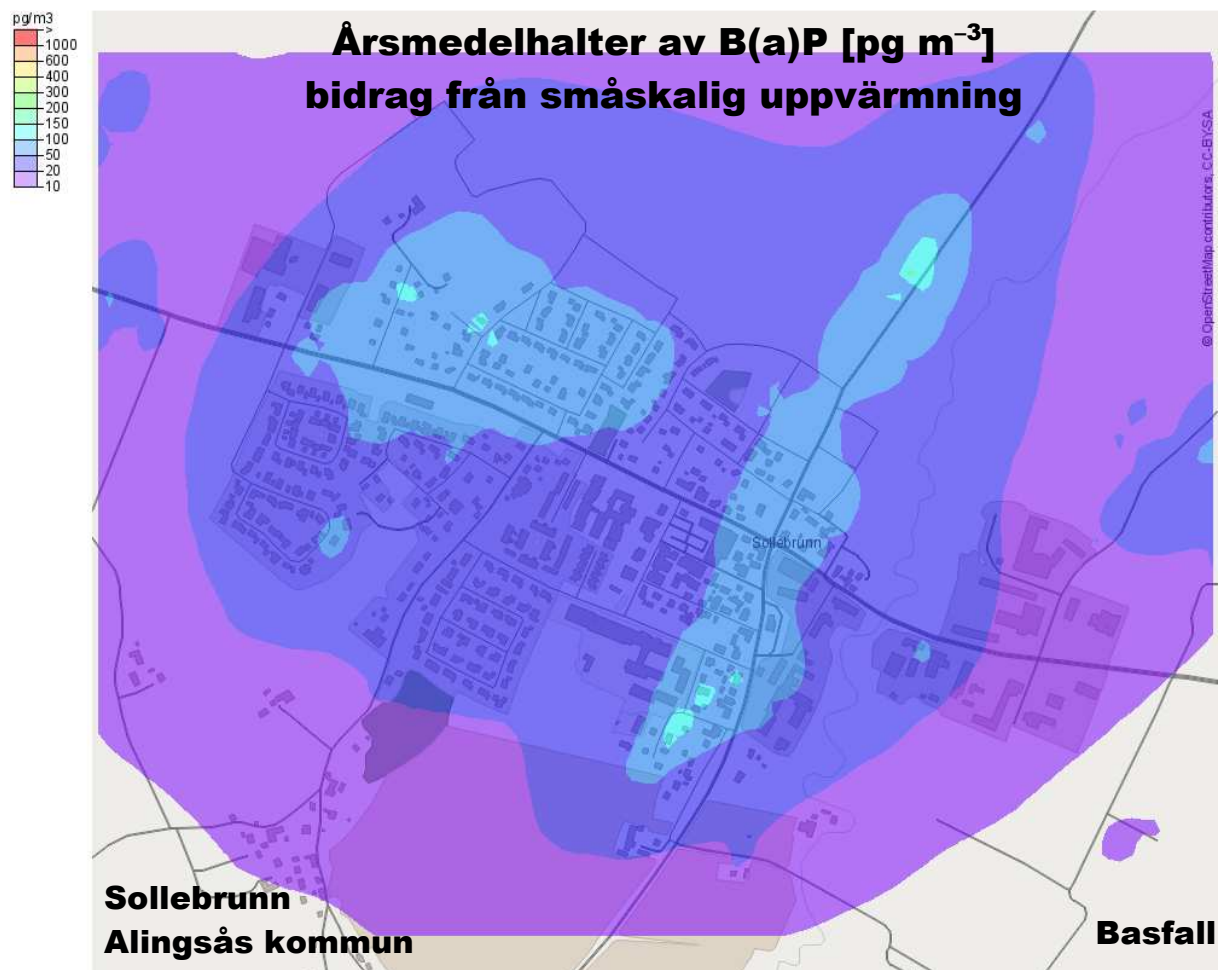
I Figur 20 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Sollebrunns tätort i Alingsås kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 19, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Beräkningarna visar att de högsta halterna återfinns på flera platser i tätorten. Känslighetsanalysen visar, precis som övriga tätorter, att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor.

Årsmedelhalterna av B(a)P är något högre än Alingsås, men lägre än tätorterna i Norrland; detta är ju väntat i och med det lägre uppvärmningsbehovet jämfört med norra Sverige. Emellertid kan det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i Sollebrunns tätort för kartans högsta värde (KHV) för samtliga scenarier. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer/eldvanor; för ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer och goda eldvanor erhålls ett KHV om ca $0,20 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer och sämre förbränning erhålls värden på $0,37 \text{ ng m}^{-3}$ (strax över NUT) respektive $0,61 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{ÖUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort. Marginalen mot miljökvalitetsnormen för B(a)P är dock, i likhet med Alingsås tätort, relativt stor för Sollebrunn tätort; här visar beräkningarna att det är relativt sannolikt att halterna av B(a)P underskrider MKN.

Tabell 19. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Sollebrunns tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,03 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.
KHV = kartans högsta värde
KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta
MKN = 1 ng m^{-3}
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$
NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$
Miljökvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Sollebrunn Alingsås kommun	Årsmedelhalter av B(a)P [ng m ⁻³]							
	Basfall		Scenario 3: låga EF		Scenario 4: medelhöga EF		Scenario 5: höga EF	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,199	0,178	0,151	-	0,365	-	0,605	-
Maxpunkt, KYM	0,074	0,076	0,055	-	0,130	-	0,232	-



Figur 20. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Sollebrunns tätort i Alingsås kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Ingen mätning har genomförts i Sollebrunn.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 20.

4.3 Modellerade halter av PM2.5

Vid redovisning av modellerade partikelhalter (PM2.5) anges två haltmått, precis som för B(a)P. Kartans högsta värde (KHV) är den högsta årsmedelhalten i beräkningsrutnätet. Kartans ytmedelvärde (KYM) är den genomsnittliga årsmedelhalten i en ruta om 1 km × 1 km runt den punkt där KHV återfinns, som valts så att KYM blir maximerad. Dessa värden har tagits fram för att underlätta jämförelse med Omstedt et al. (2014).

I presentationen av resultat visas, precis som för B(a)P, såväl basfallet (med genomsnittliga antaganden vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor), samt scenarier med lägre/högre emissionsfaktorer (se avsnitt 3.1.7). Detta för att kvantifiera osäkerheterna och visa en känslighetsanalys över hur mycket emissionsfaktorer/eldvanor påverkar resultaten. För partiklar har även bidraget från vägtrafik respektive bakgrundshalter modellerats med SIMAIR för PM10 och post-processats till halter av PM2.5. Även dessa källbidrag redovisas separat.

Sammanfattning av resultat – modellerade halter av PM2.5

- För PM2.5 är det dominerande källbidraget bakgrundshalter samt småskalig vedeldning. Lokala haltbidrag från vägtrafik har underordnad betydelse för de flesta bostadsområden i denna studie.
- Modelleringen av PM2.5 visar att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($10 \mu\text{g m}^{-3}$ som årsmedelvärde, $25 \mu\text{g m}^{-3}$ som 99,2-percentils dygnsmedelvärde) inte överskrider för någon tätort, oavsett vilket scenario för eldvanor som utvärderas (och även med beaktande av ytterligare haltpåslag från vägtrafik och bakgrundshalter).

4.3.1 Boliden, Skellefteå kommun – halter av PM2.5

I Figur 21 visas resultat från spridningsmodelleringen av PM2.5-halter för Bolidens tätort i Skellefteå kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. I Figur 22 visas en jämförelse för källbidrag från vägtrafik och bakgrundshalter avseende PM10 från SIMAIR. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 20-23.

Av figurerna och tabellerna framgår att det är den småskaliga vedeldningen, samt regionala bakgrundshalter, som bidrar mest till PM2.5-halterna i Boliden; vägtrafikens bidrag är marginellt. Notera den mycket stora påverkan av småskalig vedeldning på 99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 (Boliden har ett högre värde än övriga tätorter i Norrland i studien). Kalenderår 2017 var ett något gynnsammare år för låga halter än 2016.

Kartans högsta värde av PM2.5 för både årsmedelvärde och 99,2-percentils dygnsmedelvärde underskrider miljö kvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft för samtliga scenarier; samma slutsats gäller även om bidraget från bakgrundshalter och vägtrafik adderas.

Tabell 20. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig vedeldning för Bolidens tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall).

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta

MKN = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

ÖUT = $17 \mu\text{g m}^{-3}$

NUT = $12 \mu\text{g m}^{-3}$

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $10 \mu\text{g m}^{-3}$

Boliden Skellefteå kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,927	0,732	0,799	-	1,26	-	2,97	-
Maxpunkt, KYM	0,275	0,156 ¹	0,240	-	0,394	-	0,819	-

¹ Anledningen att KYM är väsentligt lägre 2017 än 2016 är att maxpunkten hamnar i olika delar av tätorten. När man sedan beräknar ytmedelvärdet av alla halter inom en km-ruta är känsligheten stor för var denna km-ruta hamnar.

Tabell 21. Samma som Tabell 20, men PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

Boliden Skellefteå kommun	99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	5,76	2,30	4,91	-	7,56	-	19,2	-
Maxpunkt, KYM	0,31	0,14 ¹	0,27	-	0,45	-	0,93	-

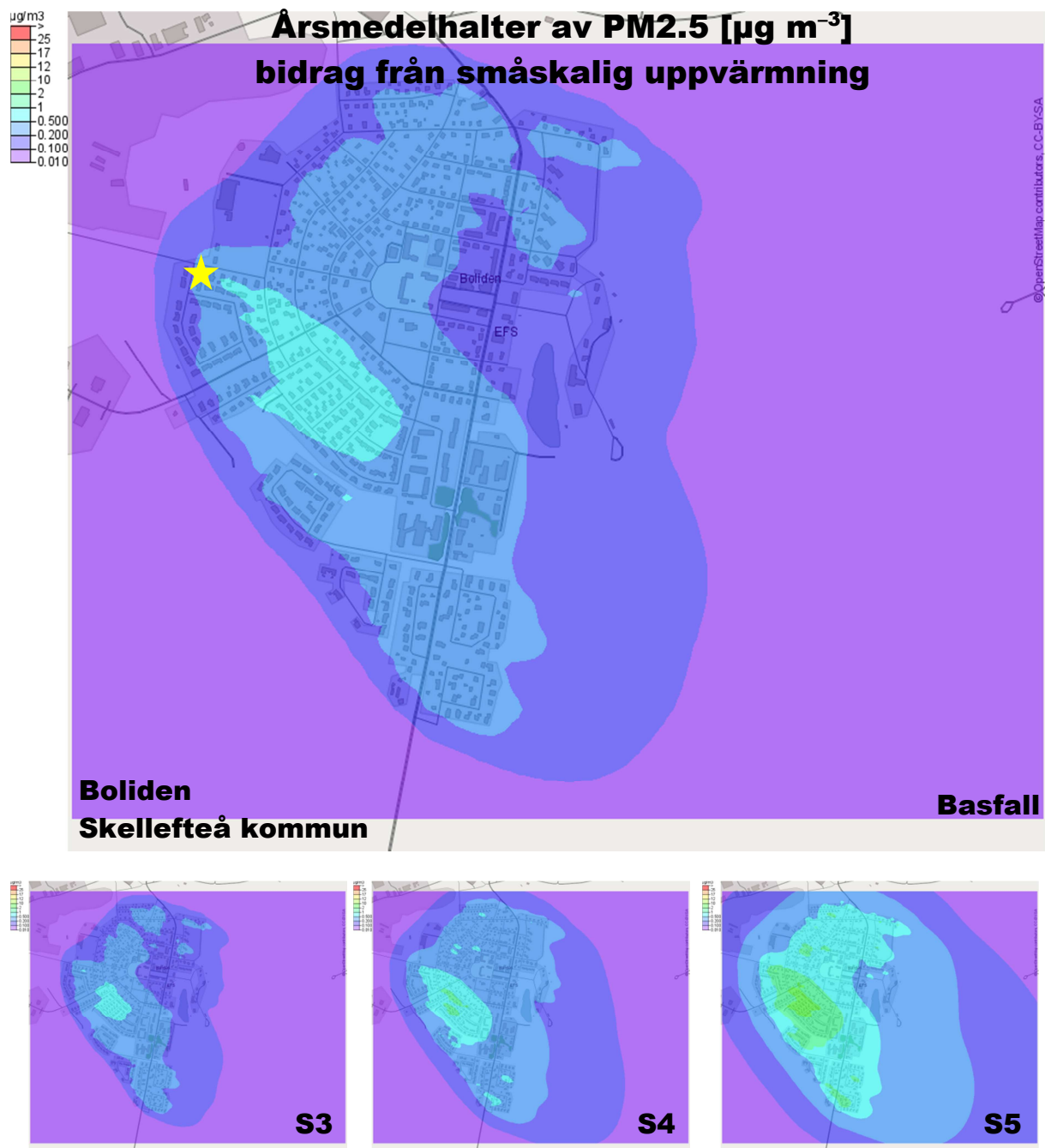
¹ Anledningen att KYM är väsentligt lägre 2017 än 2016 är att maxpunkten hamnar i olika delar av tätorten. När man sedan beräknar ytmedelvärdet av alla halter inom en km-ruta är känsligheten stor för var denna km-ruta hamnar.

Tabell 22. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 från vägtrafik och bakgrundshalter för Bolidens tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017. Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag.
 KHV = kartans högsta värde
 KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

Boliden Skellefteå kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$]				99,2-percentils dygnsmedelhalt av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$]			
	Bakgrundshalter		Vägtrafik		Bakgrundshalter		Vägtrafik	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	1,98	1,73	0,005	0,004	4,75	4,51	0,036	0,026

Tabell 23. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 avseende totalhalter för Bolidens tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyrelidning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.
 KHV = kartans högsta värde
 KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

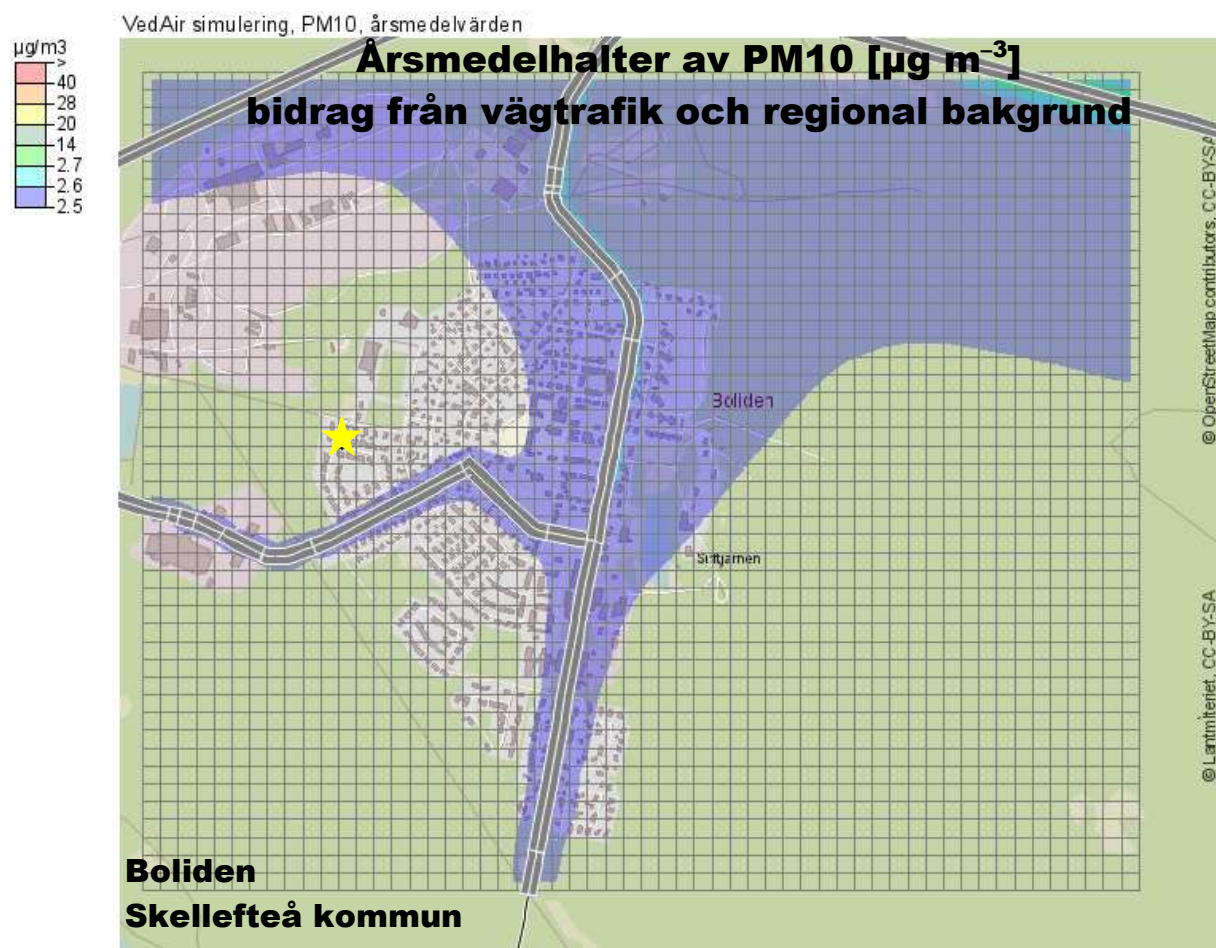
Boliden Skellefteå kommun	Totalhalter av PM2.5 (småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter)									
	PM2.5 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]					PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]				
	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5
Maxpunkt, KHV	2,91	2,47	2,78	3,24	4,95	7,17	5,40	6,58	8,87	20,5



Figur 21. Modellerade årsmedelhalter av PM_{2.5} från småskalig uppvärmning för Bolidens tätort i Skellefteå kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusgrön färg halter över miljökvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario 5 (pyrelidning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 20.



Figur 22. Modellerade årsmedelhalter av PM10 från vägtrafik och bakgrundshalter med SIMAIR för Bolidens tätort i Skellefteå kommun kalenderår 2016. Enhet: μg per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m $\times$ 50 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och mörkgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna. Notera att emissionsdatabaserna i SIMAIR inte har uppdaterats, utan baseras på trafikmängder i NVDB från Trafikverket.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 22.

4.3.2 Bureå, Skellefteå kommun – halter av PM2.5

I Figur 23 visas resultat från spridningsmodelleringen av PM2.5-halter för Bureå tätort i Skellefteå kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. I Figur 24 visas en jämförelse för källbidrag från vägtrafik och bakgrundshalter avseende PM10 från SIMAIR. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 24-27, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Av figurerna och tabellerna framgår att det är den småskaliga vedeldningen, samt regionala bakgrundshalter, som bidrar mest till PM2.5-halterna i Bureå; vägtrafikens bidrag är marginell. För 99,2-percentils dygnsmedelvärde är den småskaliga vedeldningen helt dominerande. Kalenderår 2016 var ett något gynnsammare år för låga halter än 2017 för Bureå.

Samma slutsatser gäller för Bureå; kartans högsta värde av PM2.5 för både årsmedelvärde och 99,2-percentils dygnsmedelvärde underskrider miljökvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft för samtliga scenarier. Detta gäller även om bidraget av PM2.5 från bakgrundshalter och vägtrafik adderas.

Tabell 24. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig vedeldning för Bureå tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall).

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta

MKN = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

ÖUT = $17 \mu\text{g m}^{-3}$

NUT = $12 \mu\text{g m}^{-3}$

Miljökvalitetsmål Frisk luft = $10 \mu\text{g m}^{-3}$

Bureå Skellefteå kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,870	0,99	0,745	-	1,17	-	2,81	-
Maxpunkt, KYM	0,100	0,060 ¹	0,086	-	0,151	-	0,289	-

¹ Anledningen att KYM är väsentligt lägre 2017 än 2016 är att maxpunkten hamnar i olika delar av tätorten. När man sedan beräknar ytmedelvärdet av alla halter inom en km-ruta är känsligheten stor för var denna km-ruta hamnar.

Tabell 25. Samma som Tabell 24, men PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = 25 µg m⁻³

Bureå Skellefteå kommun	99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 [µg m ⁻³] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	3,25	2,54	2,78	-	4,26	-	10,4	-
Maxpunkt, KYM	0,25	0,15 ¹	0,22	-	0,38	-	0,73	-

¹ Anledningen att KYM är väsentligt lägre 2017 än 2016 är att maxpunkten hamnar i olika delar av tätorten. När man sedan beräknar ytmedelvärdet av alla halter inom en km-ruta är känsligheten stor för var denna km-ruta hamnar.

Tabell 26. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 från vägtrafik och bakgrundshalter för Bureå tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017. Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

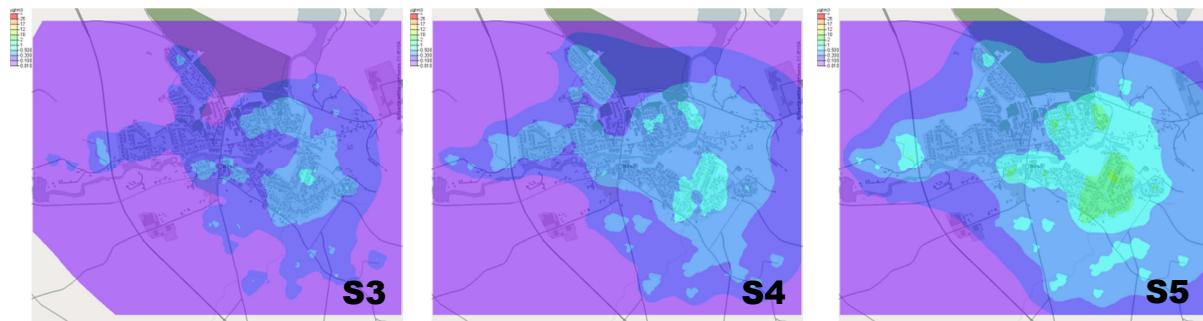
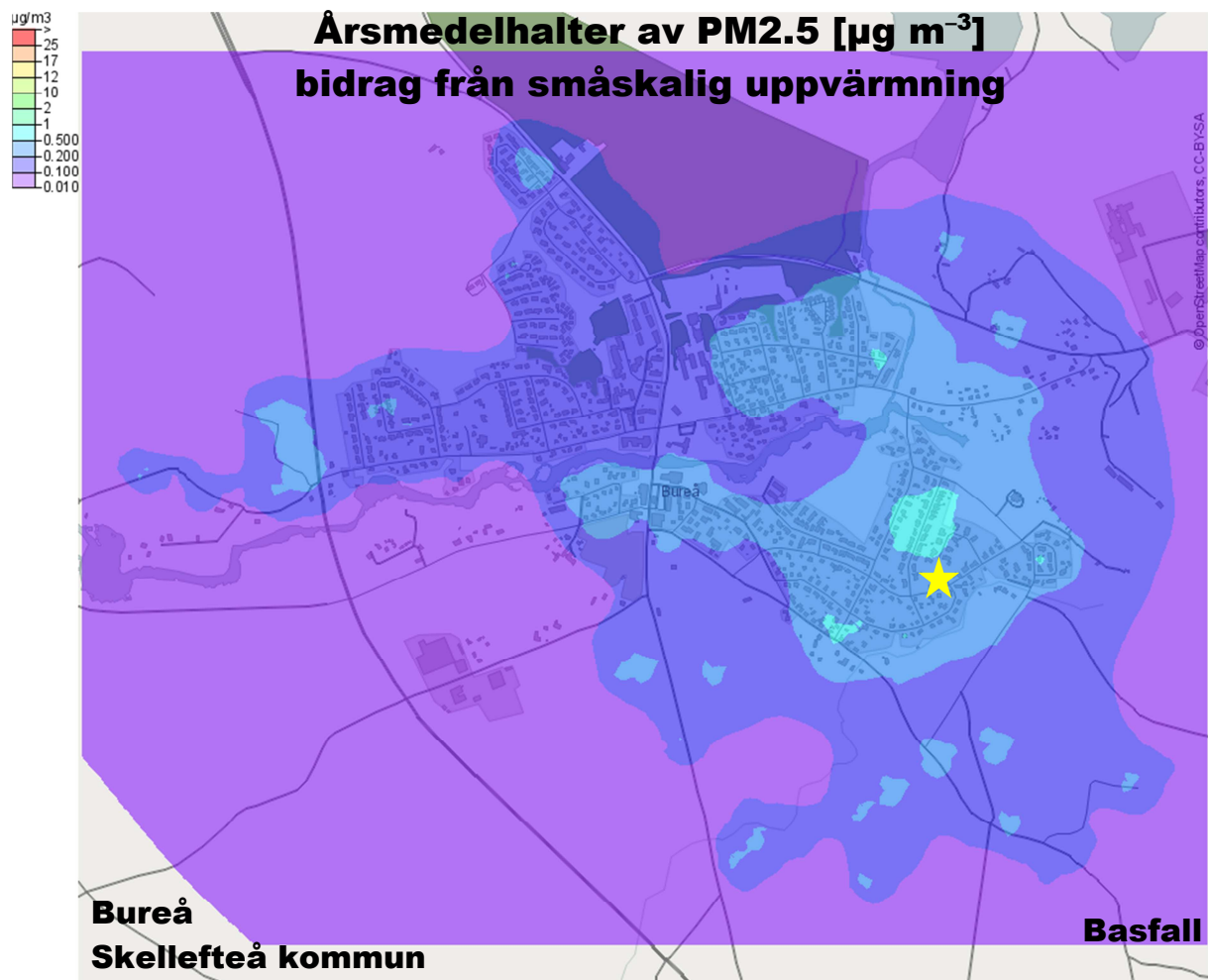
Bureå Skellefteå kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [µg m ⁻³]				99,2-percentils dygnsmedelhalt av PM2.5 [µg m ⁻³]			
	Bakgrundshalter		Vägtrafik		Bakgrundshalter		Vägtrafik	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	2,24	1,96	0,004	0,003	5,53	6,33	0,033	0,031

Tabell 27. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 avseende totalhalter för Bureå tätort, Skellefteå kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Jämförelse gör med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

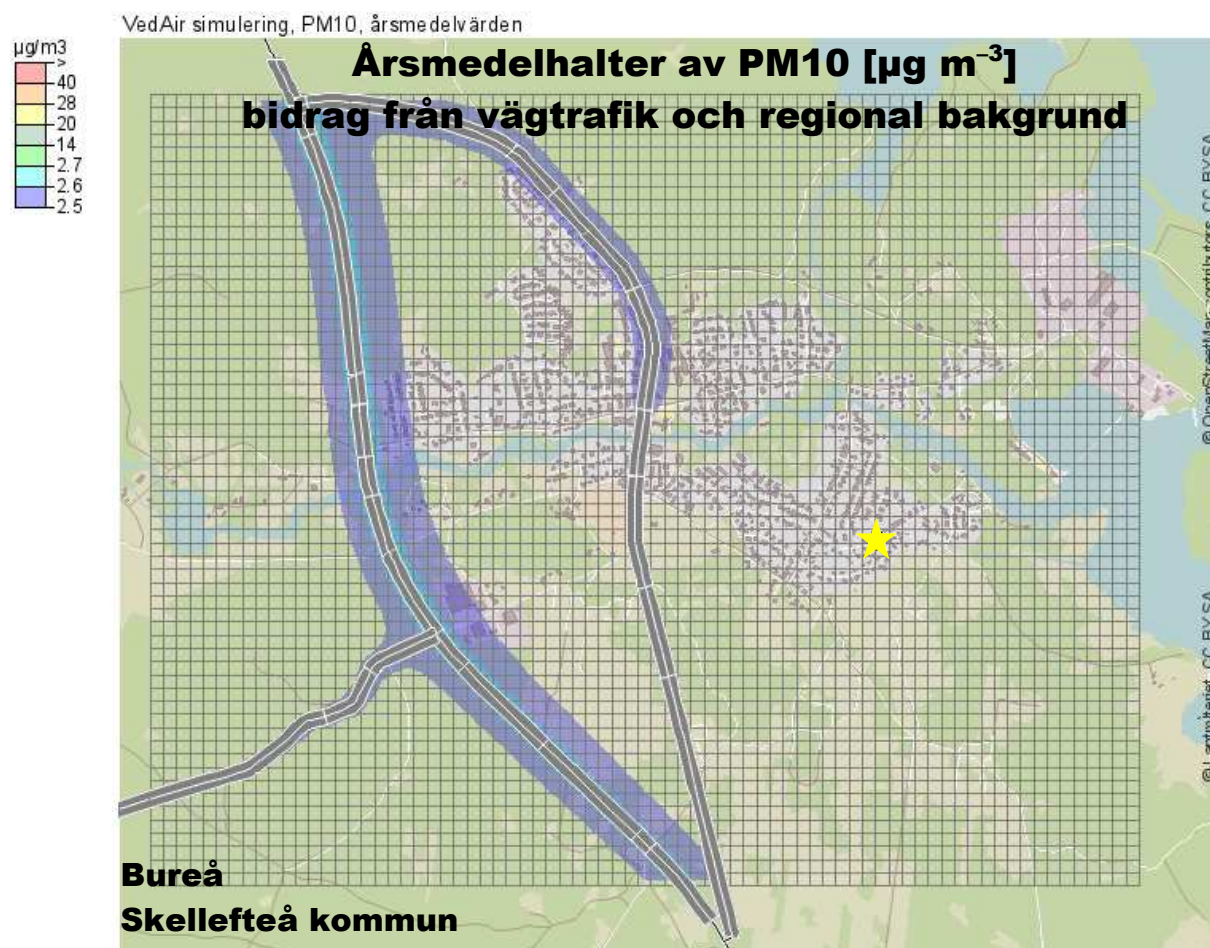
Bureå Skellefteå kommun	Totalhalter av PM2.5 (småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter)									
	PM2.5 årsmedelvärde [µg m ⁻³]					PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]				
	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5
Maxpunkt, KHV	3,11	2,96	2,99	3,41	5,06	6,64	6,97	6,45	7,71	12,1



Figur 23. Modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig uppvärmning för Bureå tätort i Skellefteå kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario 5 (pyrelidning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 24.



Figur 24. Modellerade årsmedelhalter av PM10 från vägtrafik och bakgrundshalter med SIMAIR för Bureå tätort i Skellefteå kommun kalenderår 2016. Enhet: μg per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m $\times$ 50 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och mörkgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna. Notera att emissionsdatabaserna i SIMAIR inte har uppdaterats, utan baseras på trafikmängder i NVDB från Trafikverket.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 26.

4.3.3 Backe, Strömsunds kommun – halter av PM2.5

I Figur 25 visas resultat från spridningsmodelleringen av PM2.5-halter för Backe tätort i Strömsunds kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. I Figur 26 visas en jämförelse för källbidrag från vägtrafik och bakgrundshalter avseende PM10 från SIMAIR. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 28-31, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Av figurerna och tabellerna framgår att det är den småskaliga vedeldningen, samt regionala bakgrundshalter, som bidrar mest till PM2.5-halterna i Backe; vägtrafikens bidrag är, precis som tidigare tätorter, marginell. Kalenderår 2017 var ett något gynnsammare år för låga halter än 2017 för Backe.

Samma slutsatser gäller för Backe; kartans högsta värde av PM2.5 för både årsmedelvärde och 99,2-percentils dygnsmedelvärde underskrider miljö kvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft för samtliga scenarier. Detta gäller även om bidraget av PM2.5 från bakgrundshalter och vägtrafik adderas.

Tabell 28. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig vedeldning för Backe tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall).

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta

MKN = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

ÖUT = $17 \mu\text{g m}^{-3}$

NUT = $12 \mu\text{g m}^{-3}$

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $10 \mu\text{g m}^{-3}$

Backe Strömsunds kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,928	0,862	0,795	-	1,192	-	3,078	-
Maxpunkt, KYM	0,336	0,328	0,288	-	0,435	-	1,109	-

Tabell 29. Samma som Tabell 28, men PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = 25 µg m⁻³

Backe Strömsunds kommun	99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 [µg m ⁻³] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	3,32	3,83	3,06	-	4,57	-	11,95	-
Maxpunkt, KYM	0,46	0,44	0,40	-	0,60	-	1,52	-

Tabell 30. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 från vägtrafik och bakgrundshalter för Backe tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017. Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

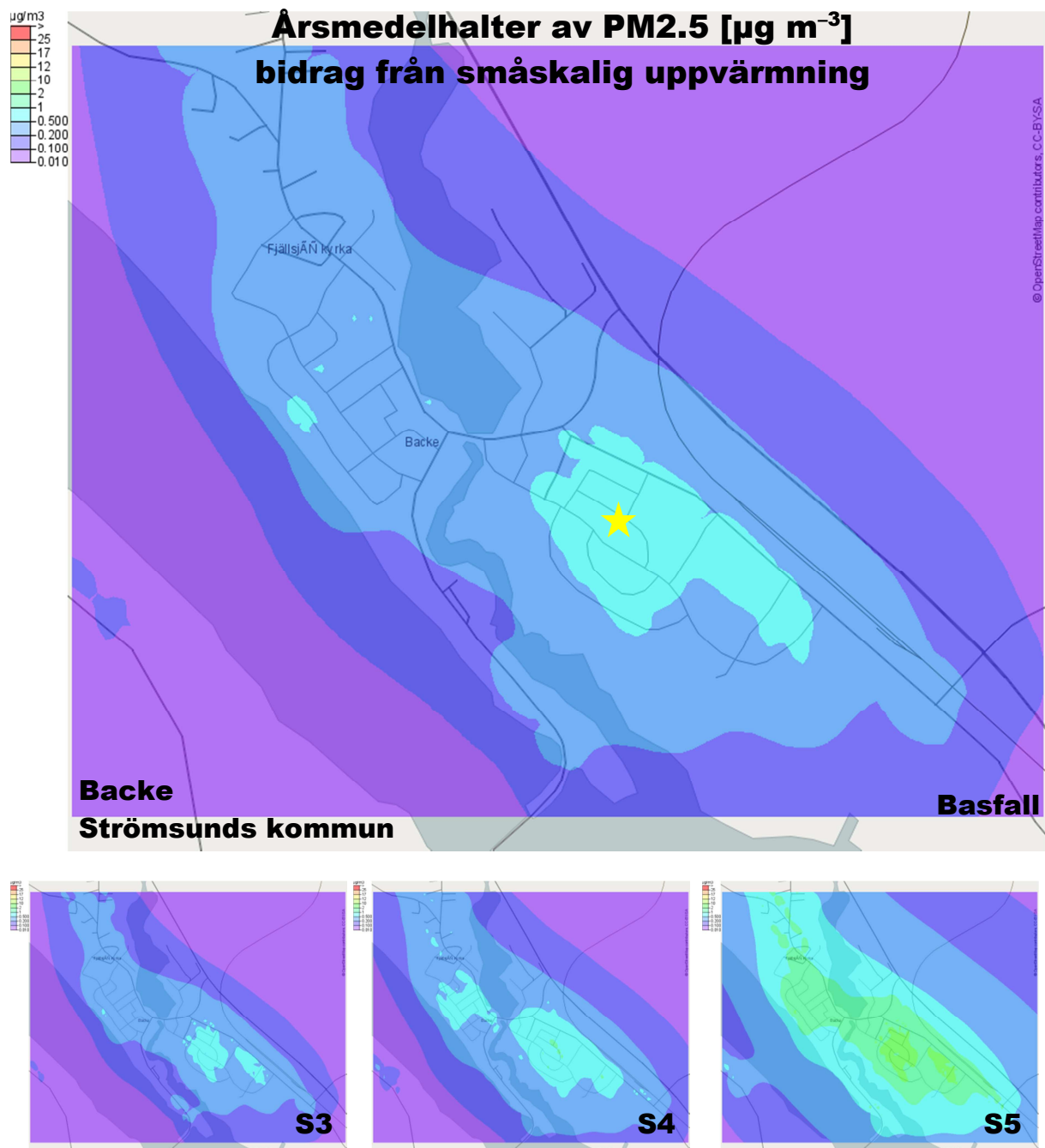
Backe Strömsunds kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [µg m ⁻³]				99,2-percentils dygnsmedelhalt av PM2.5 [µg m ⁻³]			
	Bakgrundshalter		Vägtrafik		Bakgrundshalter		Vägtrafik	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	2,18	1,90	0,004	0,004	5,32	6,28	0,021	0,021

Tabell 31. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 avseende totalhalter för Backe tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Jämförelse gör med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

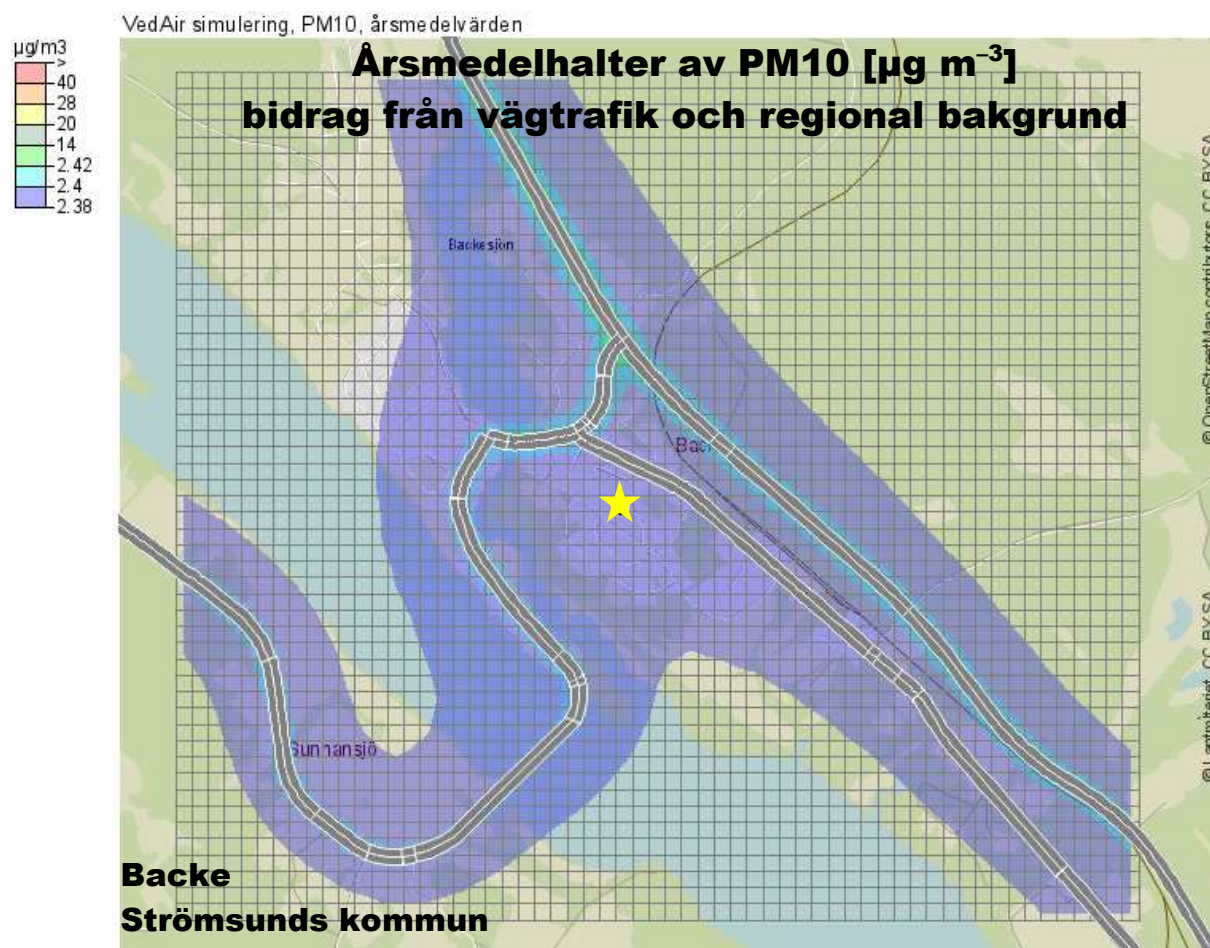
Backe Strömsunds kommun	Totalhalter av PM2.5 (småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter)									
	PM2.5 årsmedelvärde [µg m ⁻³]					PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]				
	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5
Maxpunkt, KHV	3,11	2,76	2,98	3,38	5,26	5,99	6,55	5,73	6,77	13,9



Figur 25. Modellerade årsmedelhalter av PM_{2.5} från småskalig uppvärmning för Backe tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario 5 (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 28.



Figur 26. Modellerade årsmedelhalter av PM10 från vägtrafik och bakgrundshalter med SIMAIR för Backe tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: μg per kubikmeter. Rumslig upplösning: $50\text{ m} \times 50\text{ m}$. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och mörkgrön färg halter över miljökvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna. Notera att emissionsdatabaserna i SIMAIR inte har uppdaterats, utan baseras på trafikmängder i NVDB från Trafikverket.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 30.

4.3.4 Hoting, Strömsunds kommun – halter av PM2.5

I Figur 27 visas resultat från spridningsmodelleringen av PM2.5-halter för Hotings tätort i Strömsunds kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. I Figur 28 visas en jämförelse för källbidrag från vägtrafik och bakgrundshalter avseende PM10 från SIMAIR. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 32-35, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Av figurerna och tabellerna framgår att det är den småskaliga vedeldningen, samt regionala bakgrundshalter, som bidrar mest till PM2.5-halterna i Hoting; vägtrafikens bidrag är, precis som tidigare tätorter, marginell. Kalenderår 2016 och 2017 var tämligen jämförbara vad gäller halter av PM2.5.

Samma slutsatser gäller för Hoting; kartans högsta värde av PM2.5 för både årsmedelvärde och 99,2-percentils dygnsmedelvärde underskrider miljö kvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft för samtliga scenarier. Detta gäller även om bidraget av PM2.5 från bakgrundshalter och vägtrafik adderas.

Tabell 32. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig vedeldning för Hotings tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall).

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta

MKN = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

ÖUT = $17 \mu\text{g m}^{-3}$

NUT = $12 \mu\text{g m}^{-3}$

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $10 \mu\text{g m}^{-3}$

Hoting Strömsunds kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,856	0,857	0,732	-	1,13	-	2,83	-
Maxpunkt, KYM	0,266	0,252	0,228	-	0,359	-	0,864	-

Tabell 33. Samma som Tabell 32, men PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

Hoting Strömsunds kommun	99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	3,16	5,15	2,71	-	4,27	-	10,7	-
Maxpunkt, KYM	0,54	0,49	0,46	-	0,73	-	1,73	-

Tabell 34. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 från vägtrafik och bakgrundshalter för Hotings tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017. Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

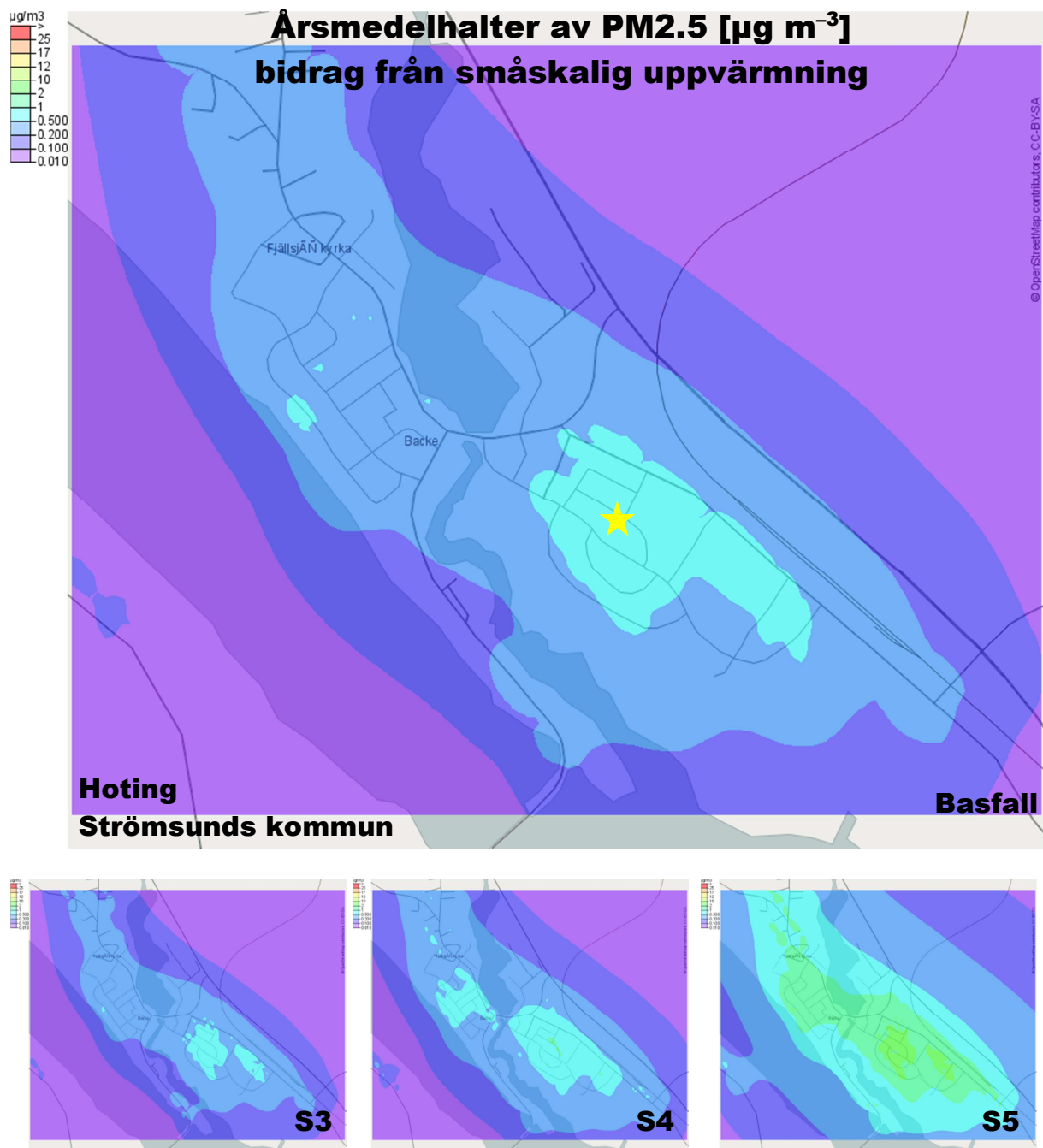
Hoting Strömsunds kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$]				99,2-percentils dygnsmedelhalt av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$]			
	Bakgrundshalter		Vägtrafik		Bakgrundshalter		Vägtrafik	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	2,08	1,83	0,016	0,013	5,02	5,93	0,11	0,075

Tabell 35. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 avseende totalhalter för Hotings tätort, Strömsunds kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Jämförelse gör med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

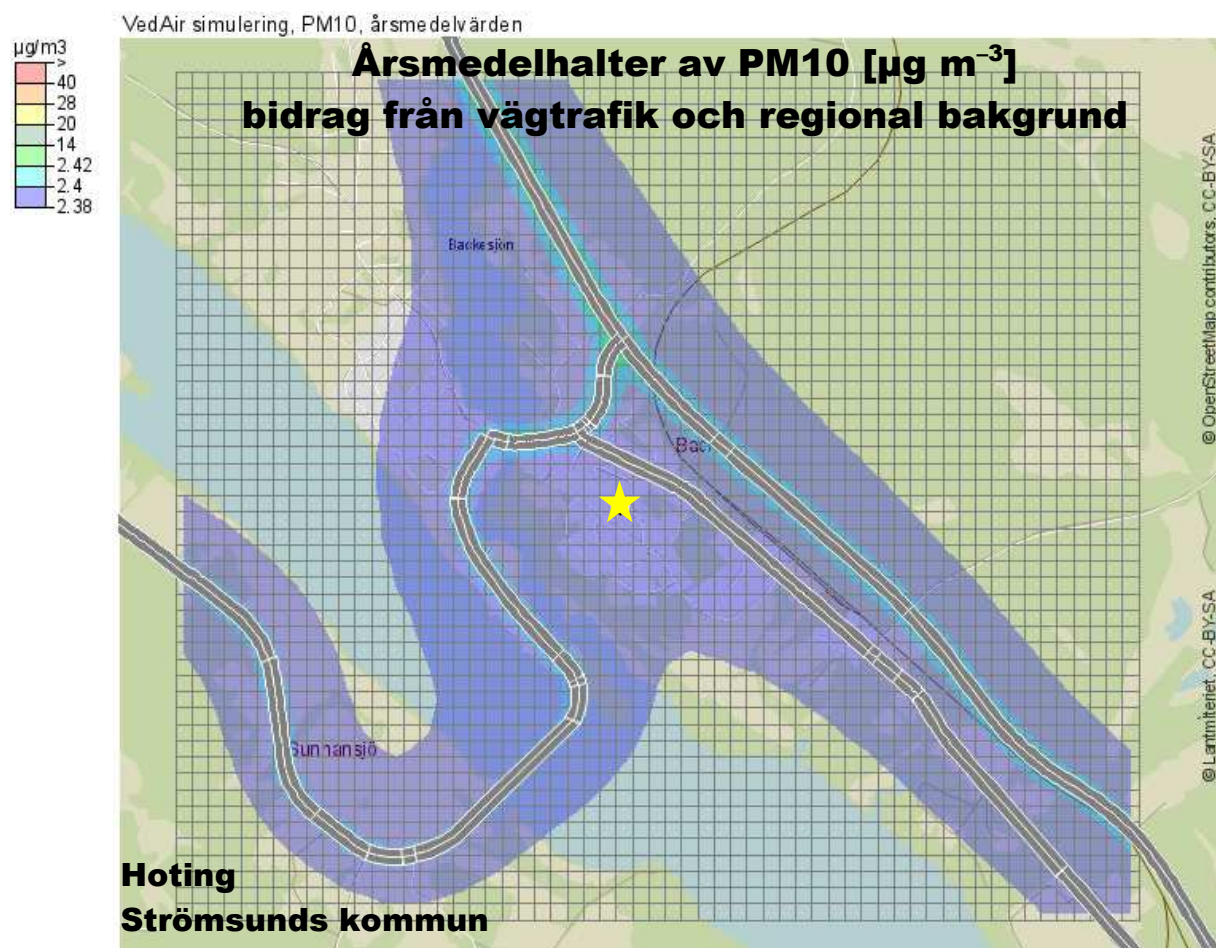
Hoting Strömsunds kommun	Totalhalter av PM2.5 (småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter)									
	PM2.5 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]					PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]				
	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5
Maxpunkt, KHV	2,96	2,70	2,82	3,22	4,92	5,65	6,52	5,53	6,37	12,0



Figur 27. Modellerade årsmedelhalter av PM_{2.5} från småskalig uppvärmning för Hotings tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario 5 (pyrelidning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 32.



Figur 28. Modellerade årsmedelhalter av PM10 från vägtrafik och bakgrundshalter med SIMAIR för Hotings tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: μg per kubikmeter. Rumslig upplösning: $50\text{ m} \times 50\text{ m}$. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och mörkgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna. Notera att emissionsdatabaserna i SIMAIR inte har uppdaterats, utan baseras på trafikmängder i NVDB från Trafikverket.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 34.

4.3.5 Alingsås, Alingsås kommun – halter av PM2.5

I Figur 29 visas resultat från spridningsmodelleringen av PM2.5-halter för Alingsås tätort i Alingsås kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. I Figur 30 visas en jämförelse för källbidrag från vägtrafik och bakgrundshalter avseende PM10 från SIMAIR. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 36-39, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Av figurerna och tabellerna framgår att vägtrafikens bidrag generellt är relativt lågt även för Alingsås, men i närheten av högtrafikerade leder kan det ha en viss påverkan. Till skillnad från tätorterna i Norrland är bakgrundshalterna dominerande i Alingsås, med årsmedelhalter av PM2.5 på ca $7 \mu\text{g m}^{-3}$ och 99,2-percentils dygnsmedelvärde på ca $22 \mu\text{g m}^{-3}$. Kalenderår 2016 och 2017 var tämligen jämförbara vad gäller halter av PM2.5.

Även miljö kvalitetsmålet Frisk luft underskrids i Alingsås tätort för samtliga scenarier.

Tabell 36. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig vedeldning för Alingsås tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall).

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta

MKN = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

ÖUT = $17 \mu\text{g m}^{-3}$

NUT = $12 \mu\text{g m}^{-3}$

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $10 \mu\text{g m}^{-3}$

Alingsås Alingsås kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,441	0,424	0,382	-	0,732	-	1,30	-
Maxpunkt, KYM	0,236	0,233	0,208	-	0,409	-	0,578	-

Tabell 37. Samma som Tabell 36, men PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

Alingsås Alingsås kommun	99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	1,77	1,63	1,53	-	3,40	-	5,31	-
Maxpunkt, KYM	0,24	0,23	0,21	-	0,43	-	0,56	-

Tabell 38. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 från vägtrafik och bakgrundshalter för Alingsås tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017. Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

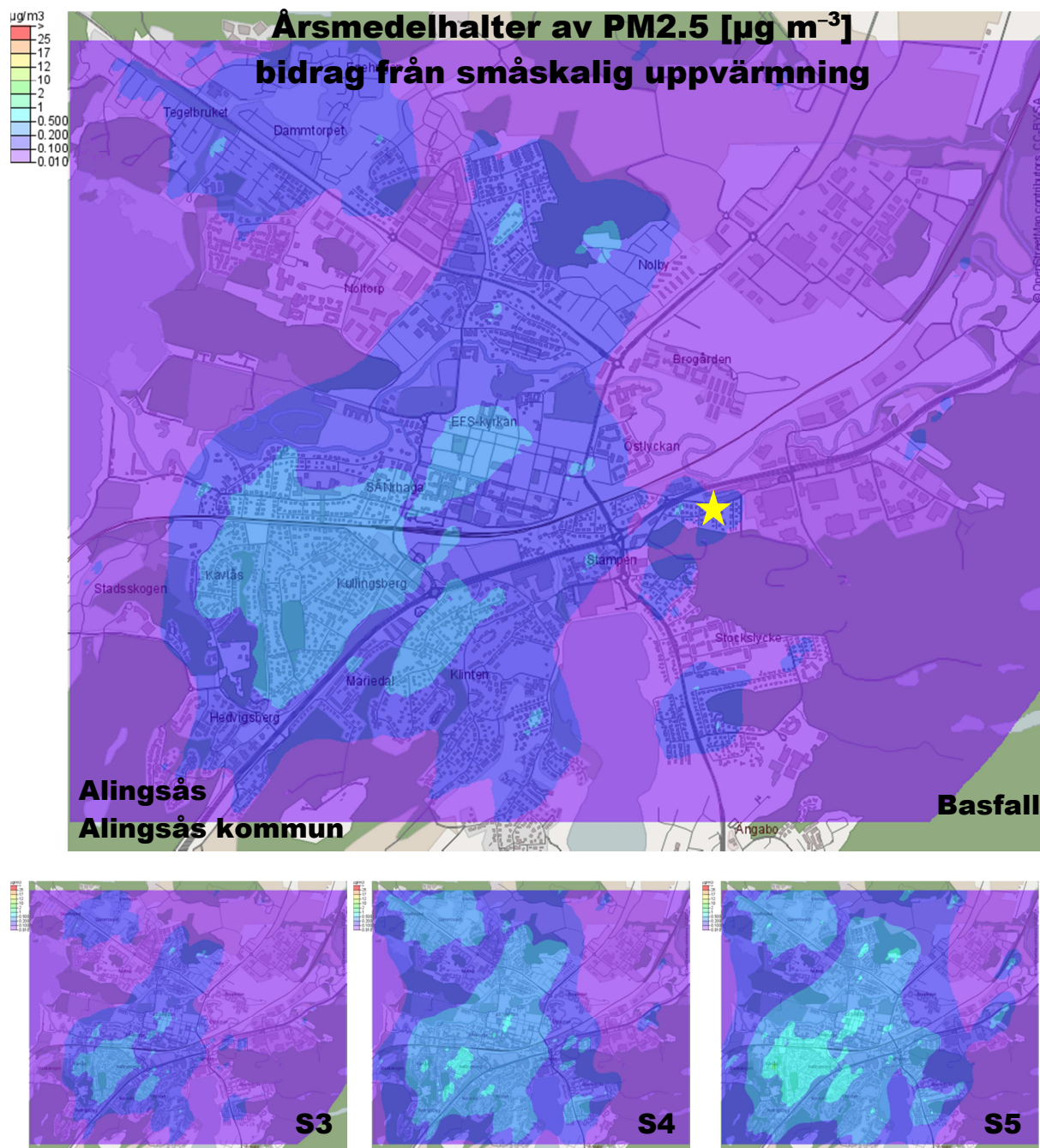
Alingsås Alingsås kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$]				99,2-percentils dygnsmedelhalt av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$]			
	Bakgrundshalter		Vägtrafik		Bakgrundshalter		Vägtrafik	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	6,49	6,06	0,062	0,050	15,0	18,7	0,60	0,54

Tabell 39. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 avseende totalhalter för Alingsås tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

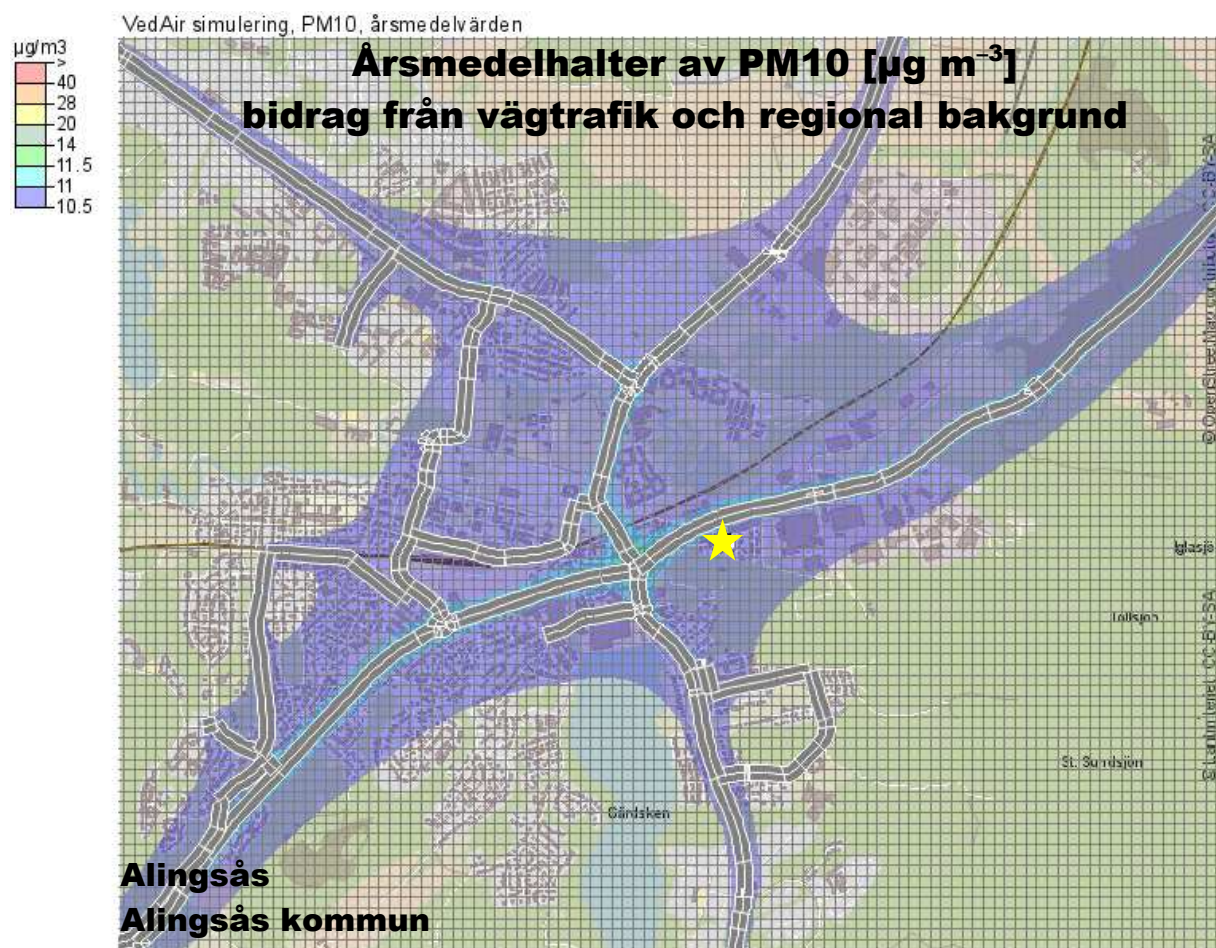
Alingsås Alingsås kommun	Totalhalter av PM2.5 (småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter)									
	PM2.5 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]					PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]				
	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5
Maxpunkt, KHV	6,99	6,53	6,93	7,28	7,84	15,1	19,6	15,1	15,5	16,6



Figur 29. Modellerade årsmedelhalter av PM_{2.5} från småskalig uppvärmning för Alingsås tätort i Alingsås kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario 5 (pyrelidning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 36.



Figur 30. Modellerade årsmedelhalter av PM10 från vägtrafik och bakgrundshalter med SIMAIR för Alingsås tätort i Alingsås kommun kalenderår 2016. Enhet: μg per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m $\times$ 50 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och mörkgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna. Notera att emissionsdatabaserna i SIMAIR inte har uppdaterats, utan baseras på trafikmängder i NVDB från Trafikverket.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 38.

4.3.6 Sollebrunn, Alingsås kommun – halter av PM2.5

I Figur 31 visas resultat från spridningsmodelleringen av PM2.5-halter för Sollebrunn tätort i Alingsås kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. I Figur 32 visas en jämförelse för källbidrag från vägtrafik och bakgrundshalter avseende PM10 från SIMAIR. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i Tabell 40-43, där även resultat för kalenderår 2017 visas.

Samma slutsatser som för Alingsås tätort gäller; det största haltbidraget är bakgrundshalterna och sedan är det småskaliga vedeldningen. Vägtrafik har en viss, men betydligt mindre påverkan, främst inom ca 50 m från högtrafikerade leder. Kalenderår 2017 var ett något mer gynnsamt år för låga halter av PM2.5 än 2016.

Vad gäller miljö kvalitetsnorm och utvärderingströsklar föreligger ingen risk för överskridande heller i Sollebrunn. Även miljö kvalitetsmålet Frisk luft klaras.

Tabell 40. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig vedeldning för Sollebrunn tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.
KHV = kartans högsta värde
KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta
MKN = $25 \mu\text{g m}^{-3}$
ÖUT = $17 \mu\text{g m}^{-3}$
NUT = $12 \mu\text{g m}^{-3}$
Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $10 \mu\text{g m}^{-3}$

Sollebrunn Alingsås kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	0,531	0,500	0,454	-	0,70	-	1,77	-
Maxpunkt, KYM	0,149	0,143	0,124	-	0,204	-	0,426	-

Tabell 41. Samma som Tabell 40, men PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = 25 µg m⁻³

Sollebrunn Alingsås kommun	99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 [µg m ⁻³] haltbidrag från småskalig vedeldning							
	Basfall		Scenario 3: god förbränning		Scenario 4: fuktig ved		Scenario 5: pyreldning	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	2,91	1,61	2,48	-	3,79	-	9,71	-
Maxpunkt, KYM	0,24	0,23	0,20	-	0,33	-	0,71	-

Tabell 42. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 från vägtrafik och bakgrundshalter för Sollebrunn tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017. Jämförelse görs med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

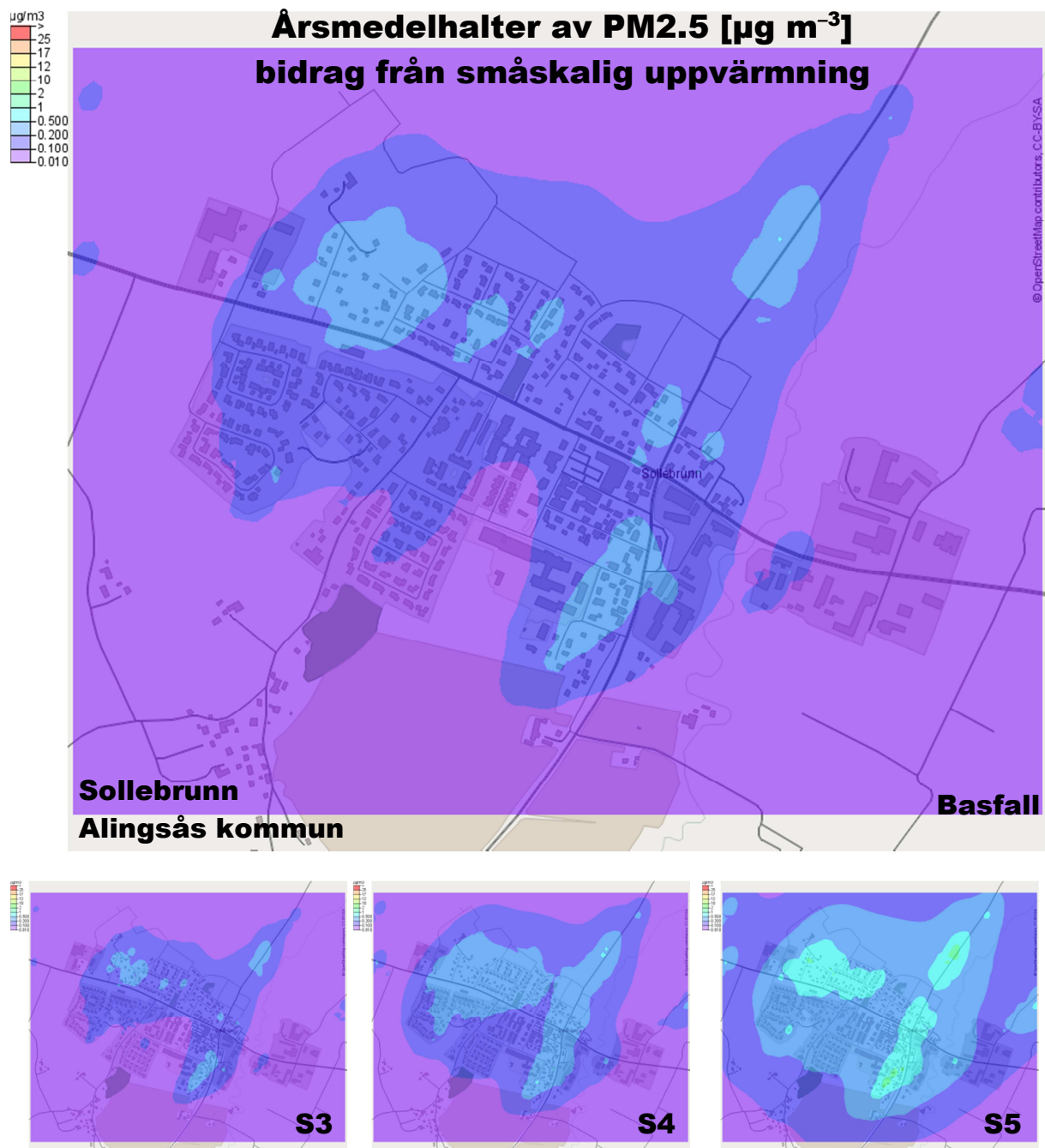
Sollebrunn Alingsås kommun	Årsmedelhalter av PM2.5 [µg m ⁻³]				99,2-percentils dygnsmedelhalt av PM2.5 [µg m ⁻³]			
	Bakgrundshalter		Vägtrafik		Bakgrundshalter		Vägtrafik	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Maxpunkt, KHV	5,84	5,47	0,02	0,02	13,4	15,3	0,14	0,13

Tabell 43. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter och 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 avseende totalhalter för Sollebrunn tätort, Alingsås kommun för kalenderår 2016 och 2017 (enbart basfall). Jämförelse gör med bakgrundshalter och vägtrafikens bidrag. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario (pyreldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

KHV = kartans högsta värde

KYM = kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta.

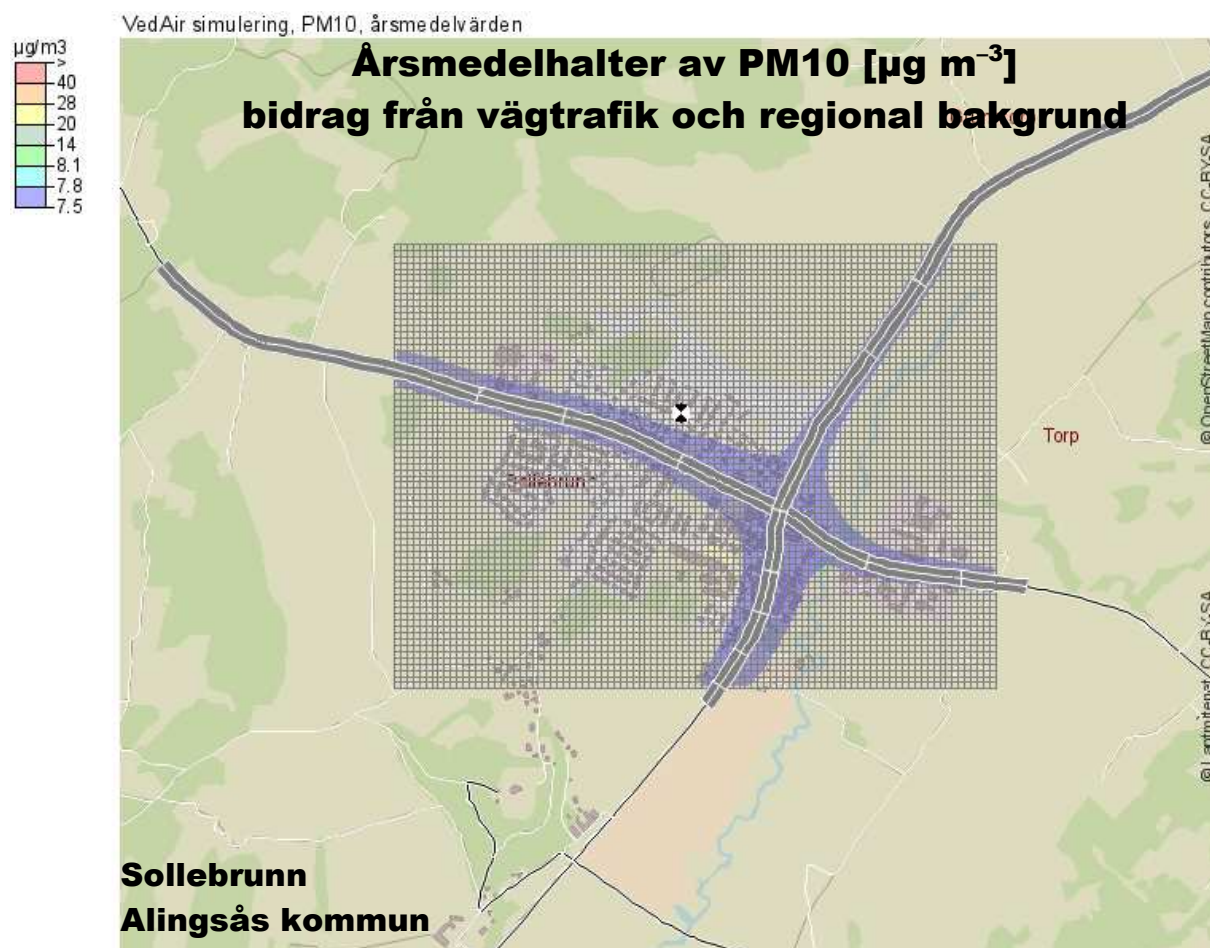
Sollebrunn Alingsås kommun	Totalhalter av PM2.5 (småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter)									
	PM2.5 årsmedelvärde [µg m ⁻³]					PM2.5 99,2-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]				
	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5	Basfall 2016	Basfall 2017	S3	S4	S5
Maxpunkt, KHV	6,49	5,98	6,41	6,65	7,72	14,1	15,7	14,1	14,3	18,4



Figur 31. Modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig uppvärmning för Sollebrunn tätort i Alingsås kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusgrön färg halter över milökvalitetsmål Frisk luft.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och scenario 5 (pyroldning, partiell bränslemängd), se Tabell 12.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 40.



Figur 32. Modellerade årsmedelhalter av PM10 från vägtrafik och bakgrundshalter med SIMAIR för Sollebrunn tätort i Alingsås kommun kalenderår 2016. Enhet: μg per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m $\times$ 50 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och mörkgrön färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft. Notera att emissionsdatabaserna i SIMAIR inte har uppdaterats, utan baseras på trafikmängder i NVDB från Trafikverket.

Numeriska värden för kartans högsta värde och kartans ytmedelvärde för maximal km-ruta framgår av Tabell 42.

4.4 Utvärdering av modellerade halter mot mätdata

Sammanfattning av resultat – utvärdering av modellering mot mätdata

Mätning och utvärdering för B(a)P

- De kompletterande mätningarna av B(a)P bekräftar att haltvariationen är stor; för fyra av tätorterna visar mätresultaten att halterna är låga och under NUT, medan halterna av B(a)P för en tätort (Backe) är betydligt högre (ca $0,5 \text{ ng m}^{-3}$ för mätperioden juni – december 2017). Notera dock att detta avser mätplatsens läge, dvs. inte den högsta halten i respektive tätort. Mätresultatet för juni 2017 – juni 2018 visar på årsmedelhalt av B(a)P på ca $0,7 \text{ ng m}^{-3}$ för Backe, dvs. under miljö kvalitetsnormen men över övre utvärderingströskeln.
- Modelleringen underskattar månadsmedelhalterna av B(a)P, i synnerhet på vintern, vad gäller basfallet. Känslighetsanalysen visar ju dock att haltvariationen är stor beroende på antagande om emissionsfaktorer.

Mätning och utvärdering för PM2.5

- Halterna av PM2.5 för såväl modellering och mätning är betydligt lägre för PM2.5 och underskider miljö kvalitetsmålet Frisk luft. För PM2.5 finns, i motsats till B(a)P, en liten överskattning av halterna när modelleringen jämfört med mätningarna; överskattningen är dock relativt låg (ca 18 % för Backe och ca 23 % för Bureå).

4.4.1 Utvärdering mot mätningar för B(a)P

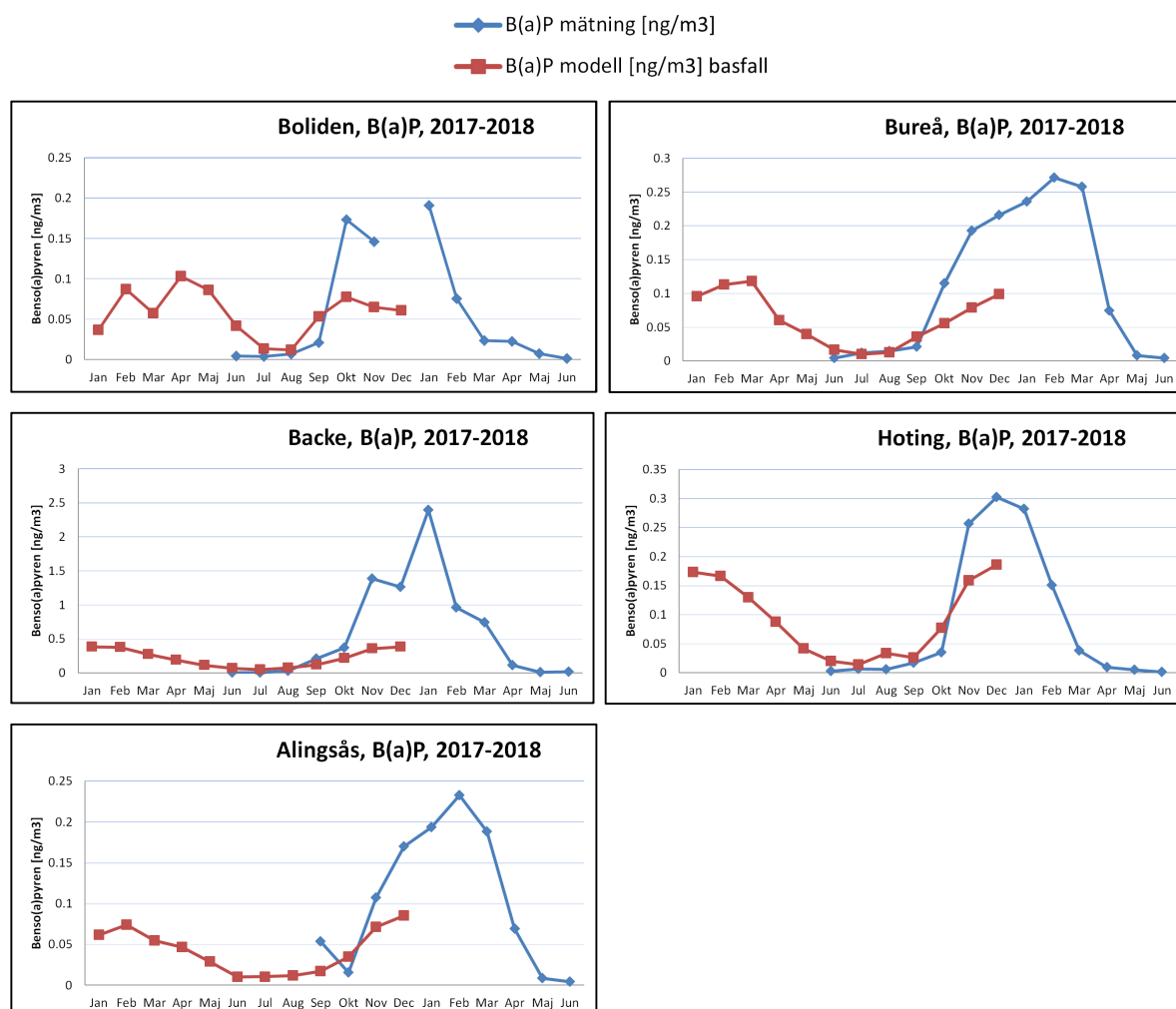
Mätningar av B(a)P genomfördes av IVL på uppdrag av Naturvårdsverket i fem av tätorterna som ingår i denna studie; provtagning gjordes på månadsbasis juni 2017 till och med december 2018. En utvärdering av modellerade månadsmedelhalter av B(a)P mot mätresultat visas i Tabell 44 och Figur 33 för juni till och med december 2017. Observera att halterna inte representerar kartans högsta värde, utan enbart platsen där mätningen har genomförts. Modellerade halter avser basfallet, dvs. emissionsfaktorer enligt ett genomsnittligt förväntat värde enligt Tabell 13 (dvs. att förbränningen är bra för merparten eldstäderna). Notera att modellerade halter enbart avser källbidraget från småskalig uppvärmning eftersom bakgrundshalter och andra källbidrag saknas.

Mätningarna indikerar att halterna av B(a)P överlag är låga och varierar för de flesta tätorter mellan $0,06\text{--}0,09 \text{ ng m}^{-3}$ för andra halvåret 2017. Modelleringen underskattar månadsmedelhalterna av B(a)P något, i synnerhet på vintern, vilket framgår av Figur 33. Notera dock att bakgrundshalter saknas i modelleringen. Det bör dock betonas att halterna är låga och att osäkerheten därmed är större för mätningarna. Dessutom visar känslighetsanalysen i modelleringen att halterna påverkas i hög grad vilka emissionsfaktorer som antas (scenario 3-5); här görs jämförelse enbart för basfallet. Om en generell korrektion mot mätdata skulle införas skulle det finnas risk att eldvanor generaliseras för hela tätorterna utifrån mätresultatet, som mest påverkas av en eller ett fåtal fastigheter i närheten. Av denna anledning införs ingen korrektion av modelleringen mot mätdata, då haltvariationen till följd av eldvanor antas fångas inom ramen för känslighetsanalysen (scenario 3-5).

En tätort avviker dock kraftigt ifrån övriga, och det är mätningen i Backe. Just denna mätning lyckades placeras mitt i ett hotspot-område, se Figur 11. Av mätningen framgår att medelhalten av B(a)P för juni-december 2017 är hela $0,47 \text{ ng m}^{-3}$; mätresultatet för juni 2017 – juni 2018 visar på årsmedelhalt av B(a)P på ca $0,7 \text{ ng m}^{-3}$ för Backe, dvs. under miljö kvalitetsnormen men över övre utvärderingströskeln. Modelleringen enligt basfallet ger avsevärt lägre halter. Emellertid visar känslighetsanalysen av olika antaganden för emissionsfaktorer och eldvanor i modelleringen (Figur 17 och Tabell 16) att halterna kan vara betydligt högre om det antas högre emissionsfaktorer (scenario 4-5). Detta är sannolikt fallet för Backe, att det finns någon/några fastigheter i närheten där husen värms upp med gamla vedpannor och det kan också vara dålig förbränning.

Tabell 44. Jämförelse mellan uppmätta och modellerade medelvärden av B(a)P för juni-december 2017 för Boliden, Bureå, Backe, Hoting och Alingsås. Modelleringen baseras på resultaten enligt basfallet (antaganden om genomsnittliga emissionsfaktorer och eldvanor, dvs. överlag god förbränning), notera att betydligt högre halter erhöles för scenarierna med medelhöga och höga emissionsfaktorer. Observera att halterna inte representerar kartans högsta värde, utan enbart platsen där mätningen har genomförts.

Kommun	Tätort	Medelhalter av B(a)P [ng m ⁻³] juni - dec 2017		Avvikelse (mätning/modellering)
		mätning	modellering (basfall)	
Skellefteå	Boliden	0,06	0,04	1,35
Skellefteå	Bureå	0,08	0,04	1,86
Strömsund	Backe	0,47	0,18	2,57
Strömsund	Hoting	0,09	0,07	1,22
Alingsås	Alingsås	0,09	0,05	1,66
Alingsås	Sollebrunn	Genomfördes ej		



Figur 33. Jämförelse mellan uppmätta (blå linje) och modellerade (röd linje) månadsmedelhalter av B(a)P för år 2017. Modelleringen baseras på resultaten enligt basfallet (antaganden om genomsnittliga emissionsfaktorer och eldvanor, dvs. överlag god förbränning); notera att betydligt högre halter erhöles för scenarierna med medelhöga och höga emissionsfaktorer. Mätningarna är preliminära och ej slutgiltigt kvalitetsgranskade av IVL. Notera att y-axeln har olika skalor i figurerna.

4.4.2 Utvärdering mot mätningar för PM2.5

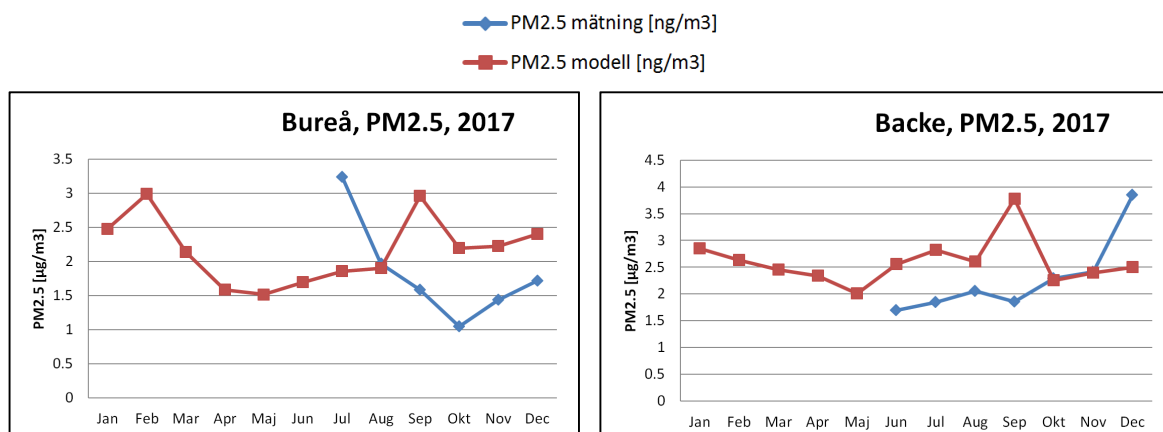
För PM2.5 genomfördes enbart mätningar av IVL på uppdrag av Naturvårdsverket för två av tätorterna i studien; Bureå och Backe. En utvärdering av modellerade halter av PM2.5 (totalhalten småskalig uppvärmning + vägtrafik + bakgrundshalter) mot dessa mätningar visas i Tabell 45 samt Figur 34. Notera återigen att enbart modellering avseende basfallet visas. Mätningarna genomfördes genom provtagning där proverna byttes ca varannan vecka; viktade månadsmedelvärden har beräknats baserat på hur stor andel av mättiden som ingick i respektive månad.

För PM2.5 finns, i motsats till B(a)P, en liten överskattning av halterna när modelleringen jämfört med mätningarna; överskattningen är dock relativt låg (ca 18 % för Backe och ca 23 % för Bureå). Det kan förefalla förvånande att halterna av PM2.5 för Backe enligt mätningarna inte alls följer samma trend som B(a)P där haltökningen i oktober – december är betydligt större. Det kan även tyckas märkligt att halterna av PM2.5 i Bureå minskar mellan juli till oktober. Å andra sidan påverkas PM2.5 av betydligt fler källor än enbart småskalig vedeldning.

Ingen korrektion av modellerade halter av PM2.5 införs mot mätningar med samma motivering som för B(a)P, samt det faktum att avvikelsen är ännu lägre för PM2.5.

Tabell 45. Jämförelse mellan uppmätta och modellerade totalhalter (småskalig uppvärmning + vägtrafik + bakgrundshalter) avseende medelvärden av PM2.5 för juni - december 2017 i Bureå och Backe. Modelleringen baseras på resultaten enligt basfallet (antaganden om genomsnittliga emissionsfaktorer och eldvanor, dvs. 90 % god förbränning).

Kommun	Tätort	Medelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] juni - dec 2017		Avvikelse (mätning/modellering)
		mätning	modellering (basfall)	
Skellefteå	Boliden	Genomfördes ej		
Skellefteå	Bureå	1,83	2,26	0,81
Strömsund	Backe	2,29	2,70	0,85
Strömsund	Hoting	Genomfördes ej		
Alingsås	Alingsås	Genomfördes ej		
Alingsås	Sollebrunn	Genomfördes ej		



Figur 34. Jämförelse mellan uppmätta (blå linje) och modellerade (röd linje) månadsmedelhalter av PM2.5 för år 2017. Modelleringen baseras på resultaten enligt basfallet (antaganden om genomsnittliga emissionsfaktorer och eldvanor, dvs. 90 % god förbränning) och avser totalhalt av PM2.5 (småskalig uppvärmning + vägtrafik + bakgrundshalter).

4.5 Gap-analys: så stora haltminskningar skulle krävas för att klara preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft

I detta avsnitt ges en gap-analys över hur stort gapet är för att klara miljökvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft med avseende på haltbidraget från småskalig vedeldning.

Sammanfattning av resultat – gap-analys

- Gap-analysen visar att gapet för att klara preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft för B(a)P är stort; haltminskningar för årsmedelvärdet om ca 0,1-1 ng m⁻³ skulle krävas för de studerade tätorterna, vilket motsvarar relativa haltminskningar från småskalig vedeldning om 30-90 %, beroende på tätort och scenario.
- För PM2.5 årsmedelvärde och 99,2-percentils dygnsmedelvärde bedöms preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft att klaras för alla scenarier.

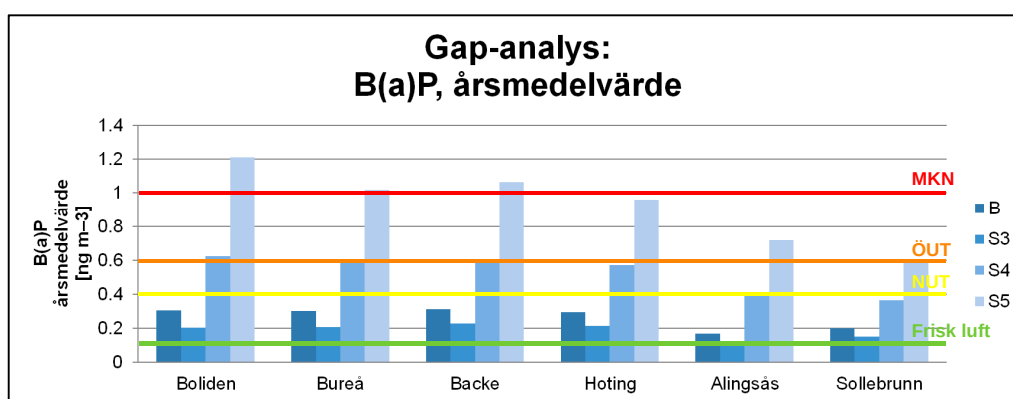
4.5.1 B(a)P gap-analys

I Figur 35 samt Tabell 46 och Tabell 47 redovisas en gap-analys hur stora haltminskningar som skulle krävas för att klara MKN, utvärderingströsklar och preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft för B(a)P. Halterna avser kartans högsta värde.

För samtliga tätorter och för samtliga scenarier kan det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft överskrids. Hur stora haltminskningar som skulle krävas beror på tätort och vilket scenario som man utgår från. För det värsta scenariot (scenario 5), med höga emissionsfaktorer och dålig förbränning, skulle det krävas haltminskningar uppåt 0,2 ng m⁻³ för att klara MKN och haltminskningar på hela 1,1 ng m⁻³ för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft. För bästa scenariot, om all förbränning antas vara god (låga emissionsfaktorer), skulle det krävas 0-0,13 ng m⁻³ för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft.

Mätningarna för Backe (avsnitt 4.4.1) visar att halterna av B(a)P kan vara högre än scenario 4. Sammanfattningsvis skulle det, av allt att döma, krävas stora utsläppsminskningar från småskalig vedeldning för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft.

I särklass högst emissionsfaktorer har de gamla vedpannorna, och stora luftmiljövinster skulle kunna uppnås genom att byta ut gamla eldstäder. Konsekvenser av att byta till modernare eldstäder analyseras i avsnitt 4.6.



Figur 35. Analys över årsmedelhalter av B(a)P enligt modelleringen för småskalig vedeldning för de olika scenarierna för respektive tätort i denna studie och hur stort gapet är för att klara de olika gränsvärdena. Halten avser punkten med maximal halt (KHV) för kalenderår 2016 i varje tätort. Röd linje anger miljökvalitetsnorm (MKN), orange linje övre utvärderingströskel (ÖUT), gul linje nedre utvärderingströskel (NUT) och grön linje preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft. Basfallet (B) representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13.

Tabell 46. Gap-analys: Så stora haltminskningar av B(a)P skulle krävas för att klara miljökvalitetsnormen (MKN), övre utvärderingströskel (ÖUT), nedre utvärderingströskel (NUT) och preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft, enligt modelleringen för de olika tätorterna i studien. Haltminskningen avser punkten med maximal halt (KHV) för kalenderår 2016 i varje tätort. Se Tabell 13 för definitioner av scenarier. B = basfall, S3 = scenario 3 (låga emissionsfaktorer), S4 = scenario 4 (medelhöga emissionsfaktorer) och S5 = scenario 5 (höga emissionsfaktorer).

	Haltminskning av B(a)P årsmedelvärde [ng m ⁻³] som skulle krävas för att klara respektive gränsvärde																							
	Boliden Skellefteå kommun				Bureå Skellefteå kommun				Backe Strömsunds kommun				Hoting Strömsunds kommun				Alingsås Alingsås kommun				Sollebrunn Alingsås kommun			
	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5
MKN	0	0	0	-0,21	0	0	0	-0,02	0	0	0	-0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ÖUT	0	0	-0,02	-0,61	0	0	0	-0,42	0	0	0	-0,46	0	0	0	-0,36	0	0	0	-0,12	0	0	0	-0,01
NUT	0	0	-0,22	-0,81	0	0	-0,20	-0,62	0	0	-0,20	-0,66	0	0	-0,17	-0,56	0	0	-0,01	-0,32	0	0	0	-0,21
Frisk luft	-0,21	-0,10	-0,52	-1,11	-0,20	-0,11	-0,50	-0,92	-0,21	-0,13	-0,50	-0,96	-0,19	-0,11	-0,47	-0,86	-0,07	0	-0,31	-0,62	-0,10	-0,05	-0,27	-0,51

Tabell 47. Samma som Tabell 46, men haltminskning i [%].

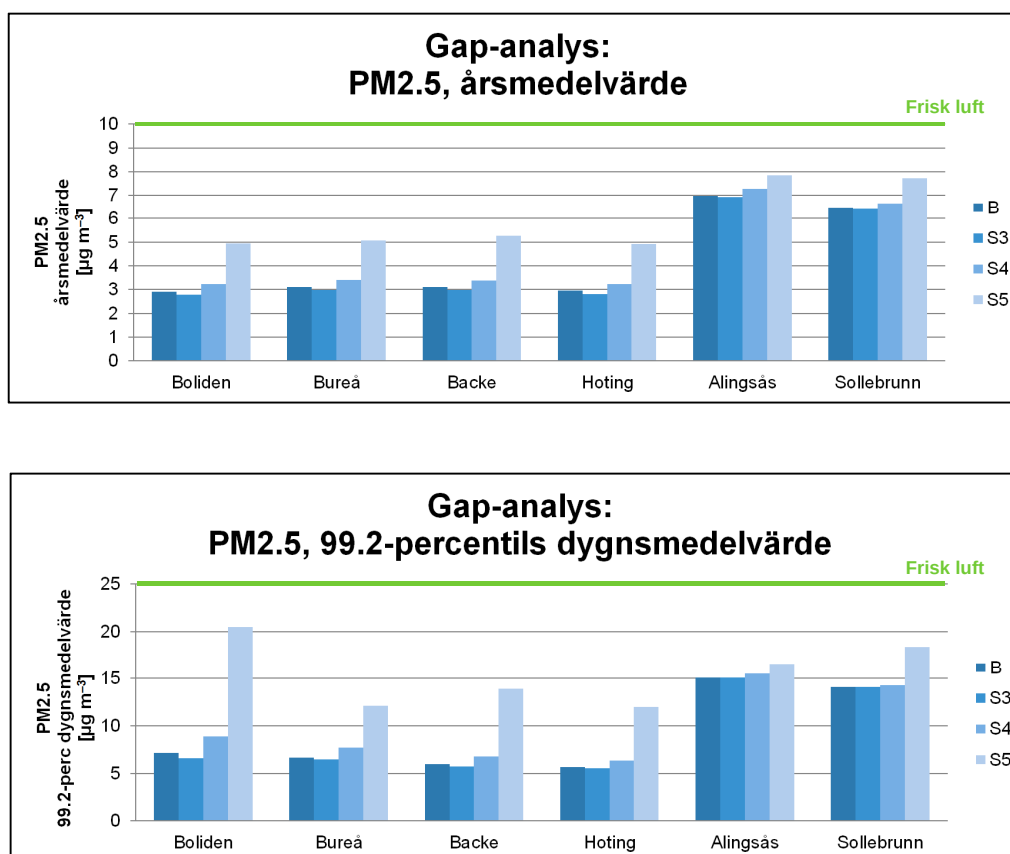
	Haltminskning av B(a)P årsmedelvärde [%] som skulle krävas för att klara respektive gränsvärde																							
	Boliden Skellefteå kommun				Bureå Skellefteå kommun				Backe Strömsunds kommun				Hoting Strömsunds kommun				Alingsås Alingsås kommun				Sollebrunn Alingsås kommun			
	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5	B	S3	S4	S5
MKN	0%	0%	0%	-18%	0%	0%	0%	-2%	0%	0%	0%	-6%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
ÖUT	0%	0%	-4%	-51%	0%	0%	0%	-41%	0%	0%	0%	-44%	0%	0%	0%	-38%	0%	0%	0%	-17%	0%	0%	0%	-1%
NUT	0%	0%	-36%	-67%	0%	0%	-33%	-61%	0%	0%	-33%	-62%	0%	0%	-30%	-58%	0%	0%	-1%	-44%	0%	0%	0%	-34%
Frisk luft	-67%	-51%	-84%	-92%	-67%	-52%	-83%	-90%	-68%	-56%	-83%	-91%	-66%	-53%	-82%	-90%	-40%	-3%	-75%	-86%	-50%	-34%	-73%	-83%

4.5.2 PM2.5 gap-analys

I Figur 36 visas en gap-analys hur stora haltminskningar som skulle krävas för att klara MKN, utvärderingströsklar och preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft för årsmedelvärde av PM2.5 samt 99,2-percentils dygnsmedelvärde. Figurerna visar resultatet för totalhalterna, dvs. det sammanlagda bidraget från småskalig vedeldning, vägtrafik och bakgrundshalter, för kartans högsta värde.

För PM2.5 är halterna lägre i förhållande till gränsvärdena. Samtliga tätorter underskrider miljökvalitetsnormen, övre utvärderingströskel och nedre utvärderingströskel. För såväl årsmedelvärde och dygnsmedelvärde av PM2.5 klaras även preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft i alla tätorter. Enligt resultaten i avsnitt 4.3 är bakgrundshalter ett synnerligen betydelsefullt bidrag (även i tätorterna i Norrland), men tillskottet från småskalig vedeldning har en stor betydelse, i synnerhet för 99,2-percentils dygnsmedelvärde. Dock beräknas även denna klaras för alla scenarier och alla tätorter. Mätningarna (avsnitt 4.4.1) visar att halterna av PM2.5 troligen inte riskerar att vara så höga som scenario 4-5.

Sammanfattningsvis är utsikterna således goda att klara preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft. Om utsläppen från småskalig vedeldning skulle minska skulle marginalen givetvis bli ännu större och det skulle ha en positiv effekt på befolkningsexponering och hälsokonsekvenser; inte minst med tanke på att utsläppen sker där människor bor.



Figur 36. Gap-analys över årsmedelhalter samt 99,2-percentils dygnsmedelhalter av PM2.5 (småskalig uppvärmning + vägtrafik + bakgrundshalter) enligt modelleringen för småskalig vedeldning för de olika scenarierna för respektive tätort i denna studie. Halten avser punkten med maximal halt (KHV) för kalenderår 2016 i varje tätort. Grön linje anger preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft. Basfallet (B) representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 (god förbränning), S4 scenario 4 (fuktig ved) och S5 scenario 5 (pyrelidning/partiell bränslemängd).

4.6 Förbättringspotential för luftkvalitet vid utbyte av gamla vedpannor till moderna eldstäder

En av de åtgärder som diskuteras för att förbättra luftkvaliteten i bostadsområden med småskalig vedeldning är utbyte av gamla eldstäder mot nya. Av sammanställningen av emissionsfaktorer i Tabell 12 och 13 ses att störst utsläppsminskningar skulle uppnås om gamla vedpannor skulle bytas ut. Detta gäller oavsett vilka eldvanor som antas (scenario 3-5).

Sammanfattning av resultat – förbättringspotential utbyte av gamla vedpannor till moderna eldstäder

- En mycket effektiv åtgärd för att minska halterna av B(a)P och PM_{2.5} är att byta ut gamla vedpannor mot moderna miljögodkända eldstäder, då de gamla icke-miljögodkända vedpannorna svarar för de särklass högsta emissionerna.
- Spridningsmodelleringen visar att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft sannolikt skulle klaras om alla gamla vedpannor byttes ut mot moderna miljögodkända vedpannor, alternativt om alla vedpannor skulle bytas ut mot moderna pelletspannor.
- Det bör betonas för B(a)P att osäkerheterna är större, pga. osäkrare emissionsfaktor samt att utvärderingen mot mätdata påvisade en underskattning av halterna.
- För PM_{2.5} överskreds inte miljökvalitetsmålet Frisk luft innan, men även där skulle halterna sänkas markant, vilket är gynnsamt ur ett hälsoperspektiv.
- Andra åtgärder för att förbättra luftkvaliteten kan t.ex. vara att förbättra eldvanor, såsom att använda normaltorr ved samt att undvika partiell bränslemängd (pyrelldning). Denna enskilda åtgärd skulle dock inte räcka för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft i närheten av aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor.

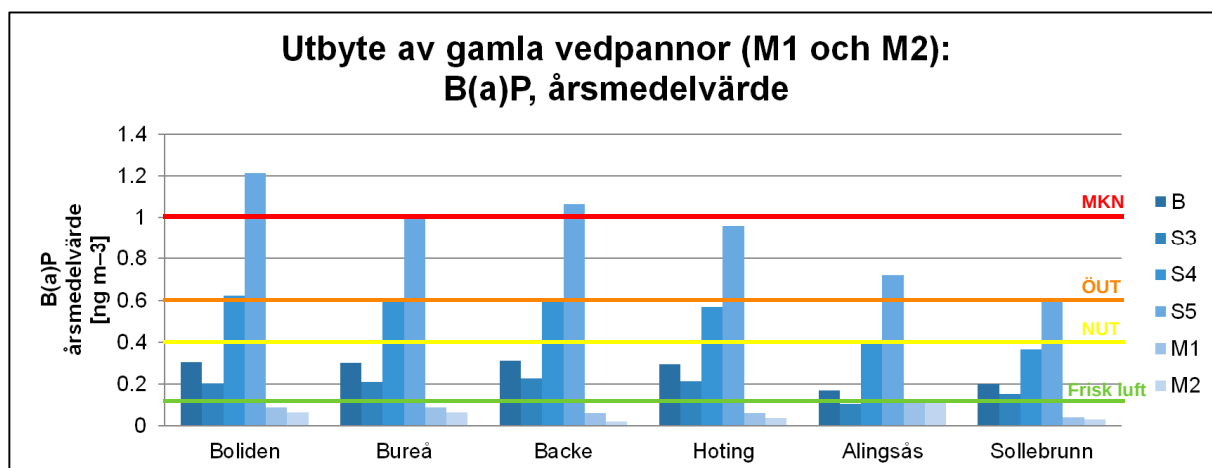
4.6.1 Förbättringspotential B(a)P

I Figur 37 visas en sammanställning av konsekvenserna av att byta ut gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna vedpannor (scenario M1) respektive att byta ut samtliga vedpannor mot moderna pelletspannor (scenario M2). Numeriska värden återfinns i Tabell 48. Exempel på haltkartor visas för Backe i Figur 37, vilket var den tätort där mätningarna visade på högst B(a)P-halter. Resterande orter redovisas i Appendix 2. Som framgår av figurerna och tabellerna skulle luftmiljövinster vara mycket stora av att byta ut de gamla vedpannorna. För både scenario 1 och scenario 2 uppnås årsmedelhalter av B(a)P som underskrider preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft för alla tätorter utom Alingsås. Överskridandet av preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft är dock i en liten punkt i de centrala delarna av Alingsås och orsakas av 10-talet samverkande lokaleldstäder i flerbostadshus. Nyttjandegraden av dessa lokaleldstäder är dock mycket osäker såsom tidigare har diskuterats. Således är det också mycket osäkert om verkligen preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft överskrids i Alingsås.

Notera dock att osäkerheterna i emissionsfaktorer för B(a)P är större än för PM_{2.5}, se avsnitt 3.1.5. Vidare visade utvärdering mot mätdata i avsnitt 4.4.1 att basfallet underskattar halterna. Notera att eldvanor inte har lika stor betydelse för moderna vedpannor, i och med att de ofta har invers förbränning och nästan uteslutande eldas mot en ackumulatortank, vilket innebär att det i princip inte går att pyrellda / använda partiell bränslemängd.

Scenario 2 ger mycket låga B(a)P-halter, vilket återspeglar de låga emissionsfaktorerna av B(a)P för moderna pelletspannor.

Det bör understrykas att – på grund av att småskalig vedeldning är ett så lokalskaligt luftkvalitetsproblem – räcker det med att en aktiv gammal icke-miljögodkänd vedpanna finns i kommunen för att miljökvalitetsmålet Frisk luft ska riskera att överskridas för B(a)P.



Figur 37. Analys över konsekvensen på årsmedelvärden av B(a)P vid utbyte av gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna miljögodkända eldstäder. Scenario M1 visar halterna om alla gamla icke-miljögodkända vedpannor byts ut mot moderna miljögodkända vedpannor. Scenario M2 visar halterna om alla vedpannor byts ut mot moderna pelletspannor, se Tabell 13. Halterna avser punkten med maximal halt (KHV) för kalenderår 2016 i varje tätort. Röd linje anger miljö kvalitetsnorm (MKN), orange linje övre utvärderingströskel (ÖUT), gul linje nedre utvärderingströskel (NUT) och grön linje preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft. Basfallet (B) representerar basfall för eldvaror/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer.

Tabell 48. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P (kartans högsta värde) från småskalig vedeldning för alla tätorter 2016, för två scenarion om gamla eldstäder skulle bytas ut mot moderna eldstäder. Ett schablontillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med 0,02 ng m⁻³.

Scenario M1 visar halterna om alla gamla icke-miljögodkända vedpannor byts ut mot moderna miljögodkända vedpannor. Scenario M2 visar halterna om alla vedpannor byts ut mot moderna pelletspannor, se Tabell 13.

MKN = 1 ng m⁻³

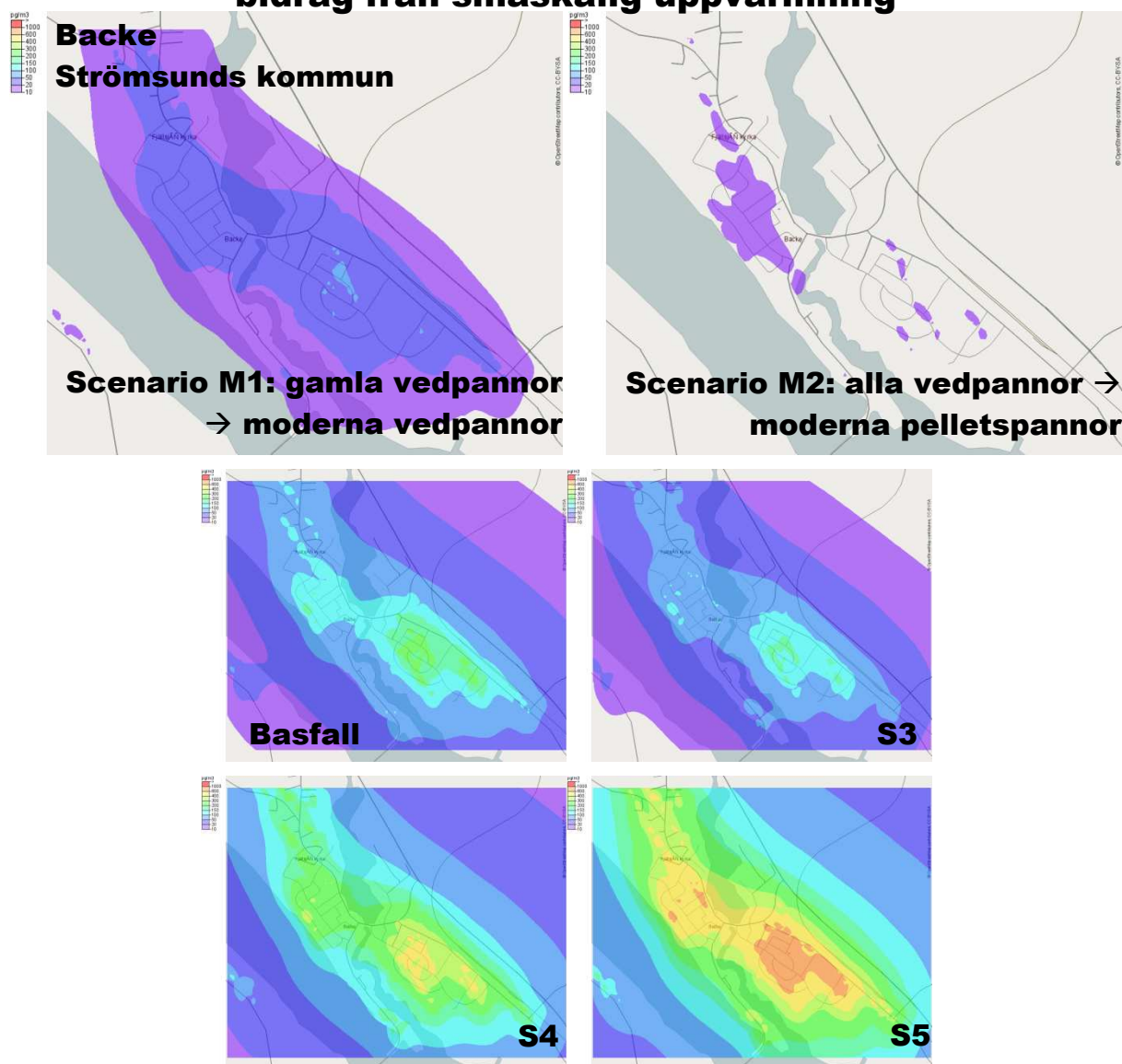
ÖUT = 0,6 ng m⁻³

NUT = 0,4 ng m⁻³

Miljö kvalitetsmål Frisk luft = 0,1 ng m⁻³

	Årsmedelhalter av B(a)P [ng m ⁻³]	
	Scenario M1: utbyte av gamla icke- miljögodkända vedpannor mot moderna miljö- godkända vedpannor	Scenario M2: utbyte av gamla icke- miljögodkända vedpannor mot moderna pelletspannor
Boliden	0,089	0,063
Bureå	0,089	0,063
Backe	0,061	0,019
Hoting	0,062	0,037
Alingsås	0,117	0,114
Sollebrunn	0,041	0,031

Årsmedelhalter av B(a)P [$\mu\text{g m}^{-3}$] bidrag från småskalig uppvärmning

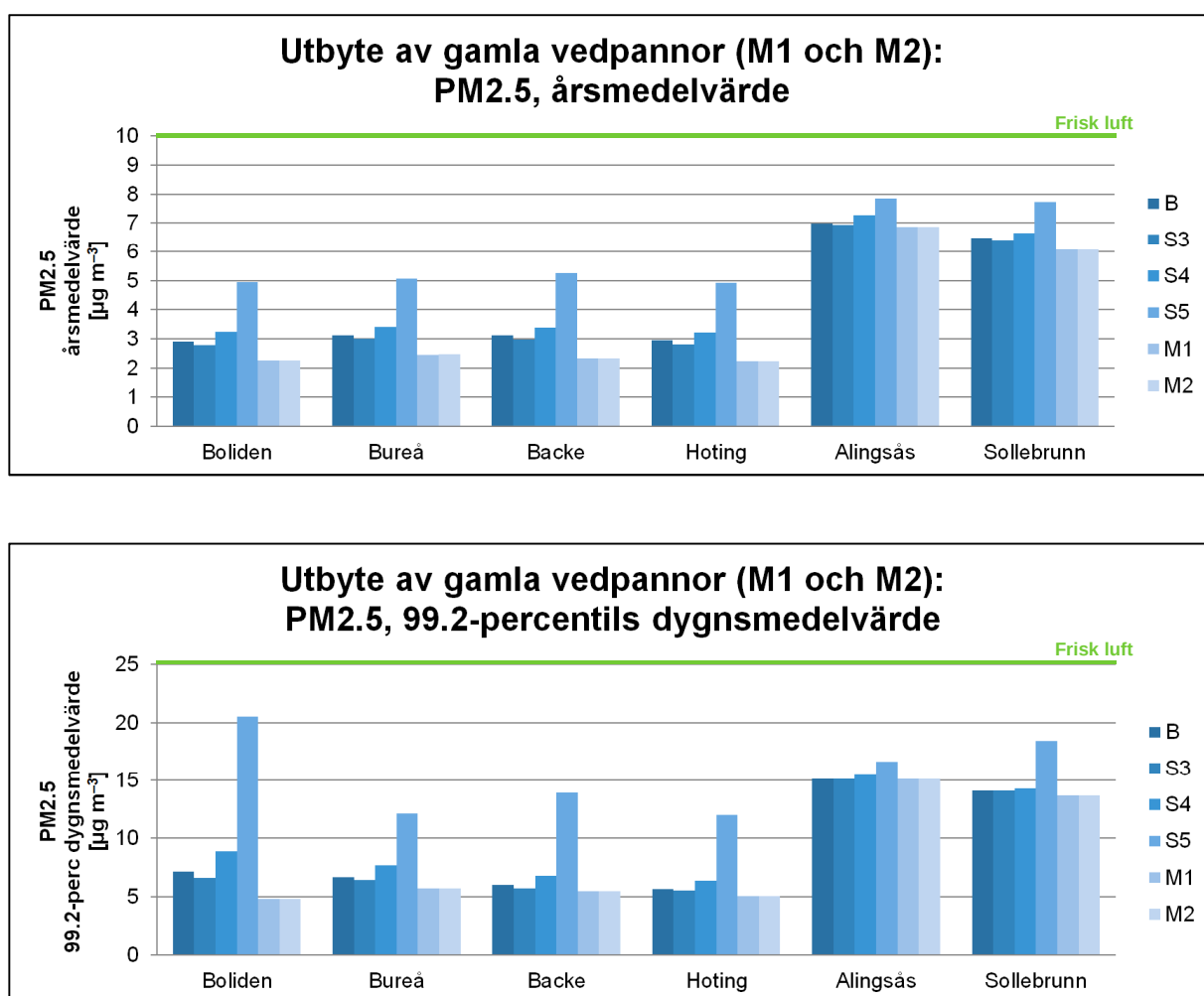


Figur 38. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Backe tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 13. Scenario M1 visar effekterna av att byta ut gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna miljögodkända vedpannor. Scenario M2 visar effekterna av att byta ut alla vedpannor mot moderna pelletspannor.

4.6.2 Förbättringspotential PM2.5

I Figur 39 och Tabell 49 och 50 visas motsvarande resultat för PM2.5, dvs. luftmiljöeffekterna av utbyte av gamla icke-miljögodkända vedpannor till moderna miljögodkända eldstäder. Exempel för Backe tätort visas i Figur 40 (övriga tätorter finns i Appendix 2). Som framgår av modelleringen är luftmiljövinster stora även för partiklar, men där är påverkan från bakgrundshalter också stor. Effekten på 99,2-percentils dygnsmedelvärde är påtaglig. Dock underskeds miljö kvalitetsmålet Frisk luft avseende årsmedelvärde och dygnsmedelvärde även innan, men med scenario M1 och scenario M2 blir marginalen ännu större, vilket givetvis är gynnsamt ur ett hälsokonsekvensperspektiv. Dessutom innebär en minskning av partikelutsläppen även en minskning av B(a)P-utsläppen i och med att tyngre PAH (från 4 ringar och uppåt), såsom B(a)P, är i fast form (Bozek et al., 2016). Notera att emissionsfaktorerna för pelletspannor är ungefär lika stora som för vedpannor avseende PM2.5, vilket innebär att scenario 1 och scenario 2 för PM2.5 ger likvärdiga resultat.



Figur 39. Analys över konsekvensen på årsmedelvärden och 99,2-percentils dygnsmedelvärden av PM2.5 vid utbyte av gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna miljögodkända eldstäder. Scenario M1 visar halterna om alla gamla icke-miljögodkända vedpannor byts ut mot moderna miljögodkända vedpannor. Scenario M2 visar halterna om alla vedpannor byts ut mot moderna pelletspannor, se Tabell 12. Halterna avser punkten med maximal halt (KHV) för kalenderår 2016 i varje tätort. Röd linje anger miljö kvalitetsnorm (MKN), orange linje övre utvärderingströskel (ÖUT), gul linje nedre utvärderingströskel (NUT) och grön linje preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft. Basfallet (B) representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer.

Tabell 49. Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av PM2.5 (kartans högsta värde) från småskalig vedeldning för alla tätorter 2016, för två scenarion om gamla eldstäder skulle bytas ut mot moderna eldstäder. Halterna avser totalhalter av småskalig uppvärmning, vägtrafik och bakgrundshalter. Scenario 1 visar halterna om alla gamla icke-miljögodkända vedpannor byts ut mot moderna miljögodkända vedpannor. Scenario 2 visar halterna om alla vedpannor mot moderna pelletspannor, se Tabell 12.

MKN = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

ÖUT = $17 \mu\text{g m}^{-3}$

NUT = $12 \mu\text{g m}^{-3}$

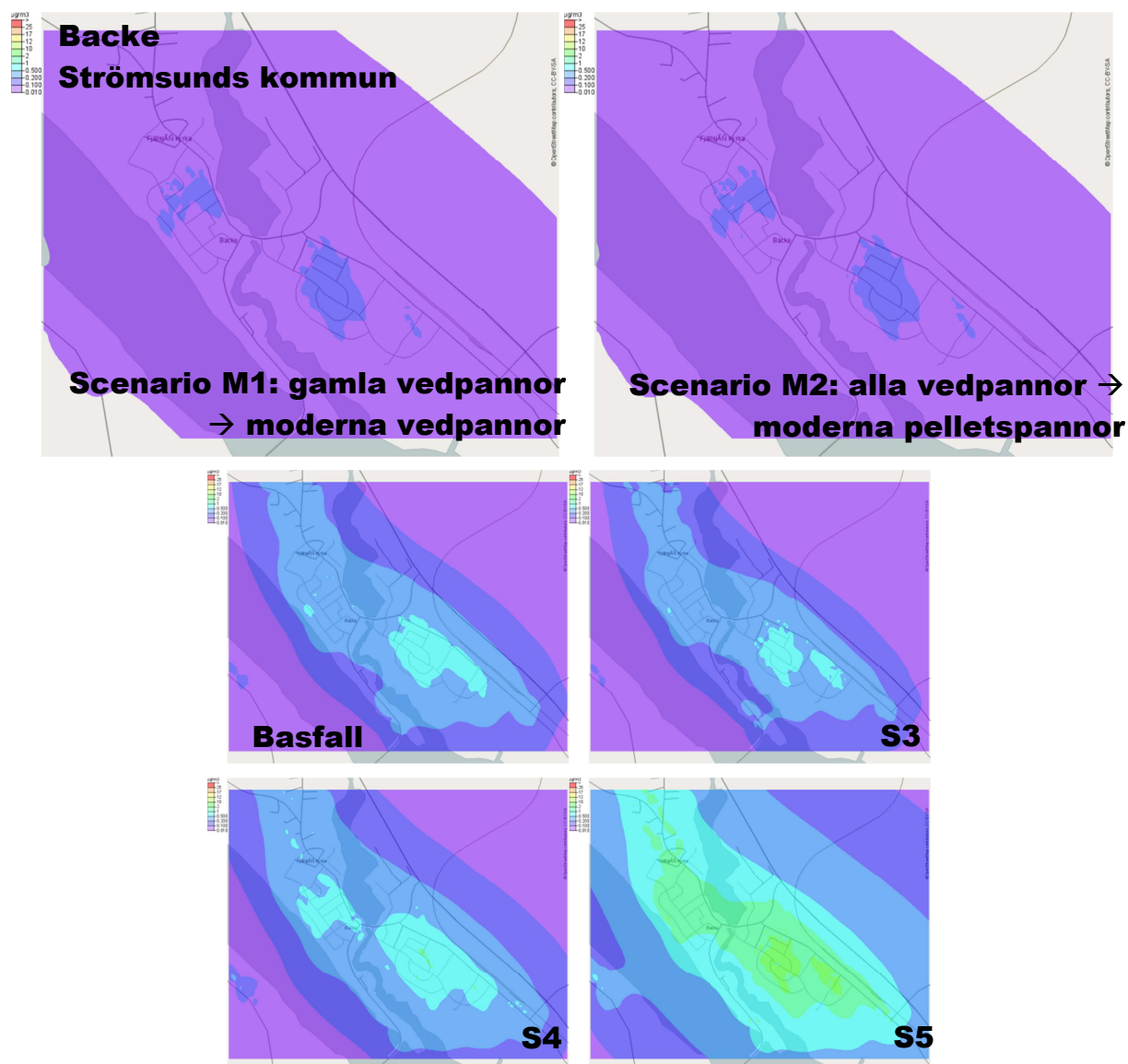
Miljökvalitetsmål Frisk luft = $10 \mu\text{g m}^{-3}$

	Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] Småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter	
	Scenario 1: utbyte av gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna miljö-godkända vedpannor	Scenario 2: utbyte av gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna pelletspannor
Boliden	2,258	2,259
Bureå	2,460	2,462
Backe	2,333	2,336
Hoting	2,240	2,242
Alingsås	6,862	6,863
Sollebrunn	6,070	6,070

Tabell 50. Samma som Tabell 49, men för 99,2-percentils dygnsmedelvärde. Miljökvalitetsmål Frisk luft = $25 \mu\text{g m}^{-3}$

	99,2-percentils dygnsmedelvärde av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] Småskalig vedeldning + vägtrafik + bakgrundshalter	
	Scenario 1: utbyte av gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna miljö-godkända vedpannor	Scenario 2: utbyte av gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna pelletspannor
Boliden	4,81	4,81
Bureå	5,71	5,71
Backe	5,47	5,47
Hoting	5,04	5,03
Alingsås	15,1	15,1
Sollebrunn	13,7	13,7

Årsmedelhalter av PM2.5 [$\mu\text{g m}^{-3}$] bidrag från småskalig uppvärmning



Figur 40. Modellerade årsmedelhalter av PM2.5 från småskalig uppvärmning för Backe tätort i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: mikrogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 20 m × 20 m. Röd färg motsvarar halter över MKN, orange färg halter över övre utvärderingströskel, gul färg halter över nedre utvärderingströskel och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft.

Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S3 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S4 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 5 höga emissionsfaktorer, se Tabell 12. Scenario M1 visar effekterna av att byta ut gamla icke-miljögodkända vedpannor mot moderna miljögodkända vedpannor. Scenario M2 visar effekterna av att byta ut alla vedpannor mot moderna pelletspannor.

5 Diskussion

5.1 Jämförelse med tidigare nationella kartläggning av B(a)P-halter

5.1.1 Sammanfattande rekommendation

Resultaten från spridningsmodelleringen av småskalig vedeldning i de sex olika tätorterna i denna studie visar att haltnivåerna av B(a)P avseende kartans högsta värde (för basfallet) är betydligt lägre än de som indikerades i den nationella kartläggningen (Andersson et. al., 2015). Emellertid visar modelleringen i känslighetsanalysen (scenario 3-5) att känsligheten är stor för vilka emissionsfaktorer av B(a)P som antas. Dessutom, mätningen i en kommun (Strömsunds kommun, Backe tätort) pekade på att årsmedelhalterna var lika som i nationella kartläggningen (ca 0,7 ng m⁻³) och övre utvärderingströskel överskrids. För denna plats ger mätningarna att halterna är närmare scenarierna med högre emissionsfaktor (4-5). Detta bekräftar osäkerheterna i den nationella kartläggningen och att den inte kan användas för en fullgod objektiv skattning av B(a)P-halterna. Det går inte att utesluta att nedre utvärderingströskeln överskrids så länge som det finns en enda aktiv gammal icke-miljögodkänd vedpanna i kommunen. Däremot kan karteringen användas för att ringa in de kommuner där problemen med småskalig vedeldning potentiellt är störst och mest omfattande.

I nästkommande delavsnitt görs en jämförelse och utvärdering av nationella karteringen, baserat på resultaten i denna studie. Nästkommande delavsnitt förklarar de svårigheter som bör beaktas vid en sådan jämförelse.

5.1.2 Jämförelse denna studie mot nationella kartläggningen

I Tabell 51 visas en jämförelse av resultaten från denna studie, där detaljerade spridningsberäkningar genomfördes, och resultaten från den tidigare nationella karteringen av B(a)P-halter. Som ses i tabellen är resultaten i nationella kartläggningen högre än modelleringen för basfallet för Skellefteå och Alingsås, men högre än scenario 4 (medelhöga emissionsfaktorer) i Strömsunds kommun. Detta bekräftar osäkerheterna i nationella kartläggningen.

Tabell 51. Jämförelse av modellerade B(a)P-halter för 2016 från denna studie och objektivt skattade B(a)P-halter från den nationella karteringen av B(a)P-halter (Andersson et al., 2015). KHV = kartans högsta värde, KYM = kartans ytmedelvärde. B motsvarar B(a)P-halter för basfallet vad gäller eldvanor/emissionsfaktorer, S3 låga emissionsfaktorer, S4 medelhöga emissionsfaktorer och S5 höga emissionsfaktorer.

Kommun	Årsmedelhalt av B(a)P KHV [ng m ⁻³]					Årsmedelhalt av B(a)P KYM [ng m ⁻³]				
	Denna studie				Nat. kartlägg.	Denna studie				Nat. kartlägg.
	B	S3	S4	S5		B	S3	S4	S5	
Skellefteå	0,30	0,21	0,62	1,21	0,85	0,11	0,07	0,23	0,41	0,21
Strömsund	0,31	0,23	0,60	1,01	0,73	0,12	0,09	0,23	0,41	0,18
Alingsås	0,20	0,15	0,41	0,72	0,57	0,11	0,06	0,23	0,43	0,14

Mätningarna som har utförts på uppdrag av Naturvårdsverket har för Skellefteå och Alingsås kommun gett lägre halter än kartans högsta värde enligt nationella karteringen, men lika höga halter som nationella karteringen för Strömsunds kommun. Notera dock att detta avser mätstationens placering. Att mätningarna inte ger lika höga halter som kartans högsta värde för Skellefteå och Alingsås beror sannolikt på att de flesta mätningar, av praktiska skäl, inte kunde placeras i ett område med hotspot vad gäller emissioner från småskalig vedeldning (detta bekräftas i avsnitt 4.1). För en tätort i Strömsunds kommun, Backe, var dock mätstationens placering i en hotspot och mätningen indikerade att halterna är höga (ca 0,7 ng m⁻³ som årsmedelvärde) och således är över ÖUT, vilket är samma slutsats som i nationella karteringen.

5.1.3 Skillnader och svårigheter som bör beaktas

En av de parametrar som hade störst känslighet på resultaten från den nationella karteringen, och som även bedömdes ha störst osäkerhet, var dataunderlaget över antalet eldstäder från MSB (2015). I Tabell 52 visas antalet eldstäder per kommun enligt sotarregistren i denna studie jämfört med eldstadsinformationen från MSB som användes i nationella karteringen. Med vedpannor avses de eldstäder som klassats som vedpanna icke-miljögodkänd och vedpanna miljögodkänd enligt Tabell 1. Med lokaleldstäder avses eldstäder som klassats som lokaleldstad och udda eldstad. Notera att det i denna studie finns ett bortfall på ett fåtal procent för eldstäder som inte har kunnat geolokaliseras. Av Tabell 52 framgår att antalet eldstäder stämmer relativt bra mellan de olika studierna.

Tabell 52. Antalet eldstäder per kommun från sotarregistren i denna studie jämfört med antalet eldstäder per kommun från MSB som användes i den nationella kartläggningen av B(a)P (Andersson et al., 2015).

Kommun	Antalet vedpannor		Antalet lokaleldstäder	
	Denna studie	Nat. kartläggning	Denna studie	Nat. kartläggning
Skellefteå	3453	3956	15228	14175
Strömsund	1321	966	5067	4063
Alingsås	1048	1341	6198	4146

En jämförelse mellan beräknade kommunvisa emissioner av B(a)P från småskalig uppvärmning i denna studie och den nationella kartläggningen visas i Tabell 52. Underlaget är samma som i Tabell 51. Från tabellen framgår att de kommunvisa emissionerna har relativt god överensstämmelse mellan de två studierna, med undantag av emissionerna från vedpannor i Alingsås.

Tabell 52. Jämförelse av beräknade årsemissioner av B(a)P per kommun för denna studie respektive nationella karteringen av B(a)P-halter (Andersson et al., 2015). Emissionerna redovisas för det totala antalet eldstäder, respektive särredovisat för vedpannor och lokaleldstäder (inklusive udda eldstäder).

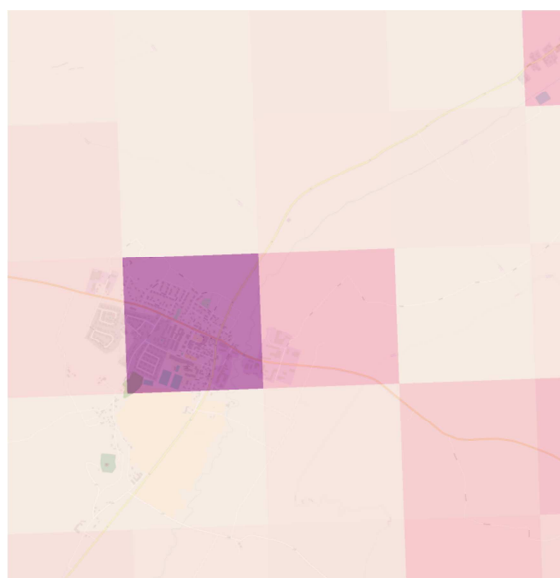
Kommun	Kommunvisa emissioner [g år ⁻¹] Andersson et al. (2015)			Kommunvisa emissioner [g år ⁻¹] Denna studie		
	Totalt	Vedpannor	Lokalelds.	Totalt	Vedpannor	Lokalelds.+ udda eldst.
Skellefteå	26 181	19 053	7053	24 167	17 339	6760
Strömsund	7297	5275	2010	10 055	8393	1646
Alingsås	6870	5333	1503	4902	2791	2082

Den stora skillnaden i högsta halt av B(a)P mellan nationella kartläggningen och denna studie ligger alltså i den geografiska fördelningen av utsläppskällor inom kommunerna. I Tabell 53 redovisas årsemissionen av B(a)P för gridrutan med högsta värde i varje kommun respektive varje tätort, avseende basfallet. Emissionsfältet i denna studie har rasterats om för att ha samma utbredning och upplösning som emissionsrastret i nationella karteringen på 1 km × 1 km. Utöver detta har även en maximerad emissionsruta tagits fram; ett exempel för Sollebrunn visas i Figur 41. Som framgår av tabellen och figuren är alltså resultatet känsligt för vilket emissionsraster som används. Den maximerade rutan blir dock jämförbar med metodiken i Omstedt et al. (2014), som ligger till grund för haltberäkningarna i nationella kartläggningen. Av Tabell 53 framgår att den maximala emissionsrutan per kommun är genomgående högre i nationella kartläggningen än emissionerna i denna studie; avvikelsen varierar med en faktor 2,4 till 3,3. Detta, tillsammans med osäkerheter i de linjära sambanden mellan emissioner och halter, gör att nationella karteringen ska ses som en preliminär bedömning.

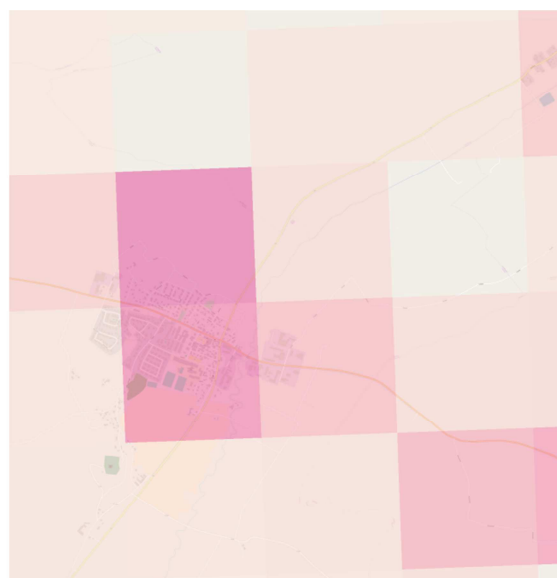
Tabell 53. Jämförelse mellan beräknade årsemissioner av B(a)P i den nationella kartläggningen av B(a)P (Andersson et al., 2015) och beräknade årsemissioner av B(a)P i denna studie (avseende basfallet). Resultat visas både för maxrutan i aktuell tätort och maxrutan för hela kommunen. Emissionerna i denna studie har även beräknats "maximerad", vilket betyder att km-rutan har optimerats för att inkludera maximalt med emissioner (denna metodik blir jämförbar med Omstedt et al. (2014), som ligger till grund för haltberäkningarna i nationella kartläggningen).

Kommun	Tätort	Emission B(a)P [mg m ⁻²] Andersson et al. (2015)		Emission B(a)P [mg m ⁻²] Denna studie, basfallet		
		maxruta tätort	maxruta kommun	maxruta tätort	maxruta kommun	maximerad ruta
Skellefteå	Boliden	423 344	603 000	225 675	251 393	237 969
Skellefteå	Bureå	371 445	603 000	251 393	251 393	297 254
Strömsund	Hoting	175 579	518 000	174 322	196 259	193 673
Strömsund	Backe	131 115	518 000	196 259	196 259	212 745
Alingsås	Alingsås	401 049	404 000	104 450	120 729	154 585
Alingsås	Sollebrunn	170 306	404 000	120 729	120 729	225 363

Grid med maximerad ruta



Grid enligt Andersson et al. (2015)



Figur 41. Vilka maxvärden per tätort/kommun som erhålls för griddade emissioner är känsligt för hur gridDET definieras. Exempel för Sollebrunns tätort för basfallet. Till vänster har gridDET (1 km × 1 km) optimerats för högsta halt inom en gridruta (benämns maximerad ruta i Tabell 53) och till höger visas grid (1 km × 1 km) enligt Andersson et al. (2015). Den högra kartan innehåller det högsta värdet i Alingsås kommun enligt den rasteringen. Numeriska värden återfinns i Tabell 53.

Jämförelser ruta-för-ruta mellan de två metodikerna ger mycket stora skillnader både vad gäller emissioner och halter. De rutor som erhållit högst emissioner i den här studien har i flera fall inte varit samma rutor i nationella kartläggningen; det mest extrema exempel från denna studie är Bureå där maximala emissionen beräknades till 371 g år⁻¹ och där motsvarande gridruta i nationella kartläggningen hade en emission på 25 g år⁻¹. Detta understryker att nationella karteringen enbart ska användas på kommunnivå som en preliminär bedömning av maximala halterna i kommunen (alltså ej för enskilda bostadsområden).

Det bör även betonas att kartans högsta värde för årsmedelhalterna inte alltid återfinns i den gridruta som har de högsta emissionerna. Lokaliseringen av vedpannor är kritiskt för halterna och om eldning sker vid flera närbelägna vedpannor kan halterna bli höga till följd av samverkan mellan flera närbelägna vedpannor.

5.2 Jämförelser med Västerbottenprojektet

5.2.1 Halter av B(a)P

Årsmedelhalterna av B(a)P som erhöles i tätorterna i denna studie (basfallet) skiljer sig något från haltnivåerna som Omstedt et al. (2014) erhöles för Vännäs och Sävar i Västerbottenprojektet. Kartans högsta värde av B(a)P (avseende basfallet) för orterna i Norrland i denna studie är ca $0,31 \text{ ng m}^{-3}$ (Backe, Strömsunds kommun) medan motsvarande värde för Vännäs och Sävar är $0,42 \text{ ng m}^{-3}$ respektive $0,33 \text{ ng m}^{-3}$ i Omstedt et al. (2014). Skillnader är dock att förvänta eftersom beräkningsförutsättningarna delvis skiljer sig åt.

Huvudorsaken till skillnaden bedöms vara att i denna studie medgav sotarregistren uppdelning i miljögodkända och icke-miljögodkända vedpannor, vilket inte var fallet i sotarregistren för Vännäs och Sävar. Således kunde olika emissionsfaktorer appliceras för de olika klassificerade vedpannorna ($0,02$ respektive $0,12 \text{ mg MJ}^{-1}$, se Tabell 10). I Omstedt et al. (2014) användes ett genomsnittligt värde på $0,1 \text{ mg MJ}^{-1}$. För tätorterna i denna studie varierar det genomsnittliga värdet på emissionsfaktorn mellan $0,084 \text{ mg MJ}^{-1}$ och $0,112 \text{ mg MJ}^{-1}$ för basfallet.

Andra orsaker till skillnader att beakta är:

- Olika tätorter jämförs, visserligen med liknande förutsättningar vad gäller fjärrvärmetilgång, men Vännäs är t.ex. en betydligt större tätort än Hötting och Backe, vilket kan påverka den urbana bakgrunden.
- Olika meteorologiska kalenderår jämförs (2016/2017 jämfört med 2012) och i denna studie används ett normalår för att beräkna uppvärmningsbehovet jämfört med 2012 för Omstedt et al. (2014), om än att Andersson et al. (2015) visade att 2012 är ett relativt normalt meteorologisk år vad gäller uppvärmningsbehov.

5.2.2 Halter av PM2.5

För PM2.5 skiljer sig också resultatet; betydligt högre årsmedelhalter modellerades i Omstedt et al. (2014) jämfört med basfallet i denna studie. Kartans högsta värde för årsmedelhalten av PM2.5 i Omstedt et al. (2014) motsvarar ungefär scenario 5 i denna studie (antagande om dålig förbränning och pyroldning). Samma motiveringar till avviken som ovan kan appliceras även för PM2.5; för PM2.5 är också huvudförklaringen att uppdelning gjordes mellan miljögodkända och icke-miljögodkända vedpannor i denna studie, vilket inte gjordes i Västerbottenprojektet. Alla vedpannor sattes till att ha emissionsfaktorer om 600 mg MJ^{-1} i Västerbottenprojektet, vilket är nära dubbelt så höga emissionsfaktorer som för gamla vedpannor i basfallet i denna studie. Även för lokaledstäder var skillnaden stor; i Västerbottenprojektet användes en emissionsfaktor om 400 mg MJ^{-1} medan motsvarande värde här var $115\text{--}259 \text{ mg MJ}^{-1}$ beroende på scenario.

5.3 Osäkerhet

Det bör betonas att även denna detaljerade spridningsmeteorologiska studie innehåller osäkerheter och ett antal generaliserade antaganden. Några exempel på detta är:

- Emissionsfaktorerna är osäkra (men detta kvantifieras i form av känslighetsanalyserna med olika scenarier).
- Eldvanor och nyttjandegraden av eldstäderna är generaliserade och bygger på en enkätstudie till 176 hushåll i Västerbottenprojektet (Omstedt et al., 2014), samt en kompletterande mindre eldvaneundersökning i Alingsås i början av 2018.

- Osäkerheter föreligger i sotarregistren hur aktiva/aktuella som eldstäderna är.
- En fjärrvärmefaktor används (dock har fjärrvärmetillgången i tätorterna undersökts och uppdaterats baserat på underlag från kommunerna/energibolagen).
- Hur effektivt eldningen sker och hur fuktig ved som används är generaliserad (men känslighetsanalys genomförs dock som kvantifierar osäkerheterna till följd av dessa antaganden).
- Emissionen är beräknad avseende uppvärmningsbehovet för ett genomsnittligt småhus med en boyta om 152 m²; sotarregistren saknar tyvärr information om uppvärmningsbehov eller fastigheters boyta.
- Bakgrundshalter har inte inkluderats i spridningsberäkningarna av B(a)P. Dock ansätts ett schablon tillägg om 0,02 ng m⁻³ till tätorterna i norra Sverige och 0,03 ng m⁻³ till tätorterna i södra Sverige (Datavärdskapet för luftkvalitet, 2018; Omstedt et al, 2013).

För vedpannorna i sotarregistren gäller i praktiken att de kan ha en nyttjandegrad allt mellan 0 % och 100 %. Metodiken i den här studien generaliserar dock nyttjandegraden så att den blir samma inom en tätort. Kartans högsta värde för halten orsakas av synnerligen lokala koncentrationer av några få emissionskällor. Av allt att döma medför det här att vi får en utsmetande effekt. Den kan dock inte vara större än inversen av nyttjandegraden ($1/\alpha$). I Backes fall blir då resultatet att emissionerna från vedpannor ökar med en faktor 1/0,63 dvs. ca 1,59, vilket medför att årsmedelhalterna av B(a)P (med antagandet om linjärt samband mellan emissioner och halter) i värsta fall, om ingen av de närmast bidragande hushållen har någon kompletterande värmekälla, ökar från 0,31 ng m⁻³ till 0,49 ng m⁻³ för basfallet. För scenario 4 och 5 med högre emissionsfaktorer blir motsvarande värden 0,95 ng m⁻³ respektive 1,60 ng m⁻³. Även det faktum att samma energibehov har antagits för samtliga fastigheter (ett genomsnittligt småhus) inom en tätort har också en utslätande effekt som underskattar högsta värden. Detta torde ha en påverkan med ungefär samma storleksordning som nyttjandegraden, även om vi här inte har något teoretiskt maxvärde. Sedan bör det betonas betydelsen av eldvanor, vilket resultaten i känslighetsanalysen för de olika scenarierna visar.

Trots ovanstående osäkerheter och generaliseringar är denna studie en av de mer systematiska och omfattande modelleringsstudier av småskalig vedeldning i Sverige, där modellering och mätning har använts tillsammans för att kartlägga luftkvalitet och småskalig vedeldning. Studien utgör ett viktigt underlag i det fortsatta arbetet med att följa upp luftkvalitet vid småskalig vedeldning.

6 Slutsatser

Halter av benzo(a)pyren

- För B(a)P är den småskaliga vedeldningen den dominerande källan till halterna i de undersökta tätorterna. Det är ett mycket lokalskaligt fenomen där haltvariationen är stor; de högsta halterna återfinns i närheten av gamla icke-miljögodkända vedpannor.
- Modellerade årsmedelhalter av B(a)P, avseende kartans högsta värde, beräknas för basfallet vara över preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$), men under nedre utvärderingströskel ($0,4 \text{ ng m}^{-3}$), för samtliga tätorter. Dock är osäkerheten stor, då känslighetsanalysen visar att emissionsfaktorer spelar stor roll. För scenariot med de högsta emissionsfaktorerna (och därmed dålig förbränning), visar spridningsmodelleringen att miljökvalitetsnormen för årsmedelvärde av B(a)P (1 ng m^{-3}) överskrids för Boliden, Bureå och Backe tätort.
- De kompletterande mätningarna bekräftar att haltvariationen är stor; för fyra av tätorterna visar de preliminära mätresultaten att halterna är låga och under NUT, medan halterna av B(a)P för en tätort (Backe) är betydligt högre (ca $0,5 \text{ ng m}^{-3}$ för mätperioden juni – december 2017). Där placerades mätningen i ett hotspot-område. Mätresultatet för juni 2017 – juni 2018 visar på årsmedelhalt av B(a)P på ca $0,7 \text{ ng m}^{-3}$ för Backe, dvs. under miljökvalitetsnormen men över övre utvärderingströskeln.

Halter av PM2.5

- För PM2.5 är det dominerande källbidraget bakgrundshalter (i synnerhet i södra Sverige) samt småskalig vedeldning. Lokala haltbidrag från vägtrafik har underordnad betydelse för de flesta bostadsområden i denna studie.
- För PM2.5 är situationen bättre. Där visar beräkningarna att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($10 \mu\text{g m}^{-3}$ som årsmedelvärde, $25 \mu\text{g m}^{-3}$ som 99,2-percentils dygnsmedelvärde) inte överskrids i någon tätort, oavsett vilket scenario för eldvanor som utvärderas (och även med beaktande av ytterligare haltpåslag från vägtrafik och bakgrundshalter).
- Mätningarna i två av tätorterna (Backe och Bureå) bekräftar denna bild. Således är det främst B(a)P som är den miljökvalitetsmålskritiska luftföroreningen vad gäller småskalig vedeldning.

Utvärdering mot mätdata

- Utvärderingen av modellerade B(a)P-halter (avseende basfallet) mot mätdata visar att halterna underskattas i modelleringen, i synnerhet på vinterhalvåret. Ingen korrektion mot mätdata har valts att införas, då en korrektion skulle riskera att generalisera individuella eldvanor från fåtalet närbelägna fastigheter på hela tätorter (haltvariationen anses fångas bra inom ramen för känslighetsanalysen av eldvanor, dvs. scenario 3, 4 och 5 med låga, medelhöga respektive höga emissionsfaktorer).
- För PM2.5 överskattas halterna med ca 20 % i modelleringen för basfallet (antalet mätplatser är dock enbart två). Här införs inte heller någon korrektion med samma motivering som ovan.

Gap-analys

- Gap-analysen visar att gapet för att klara preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft för B(a)P är stort; haltminskningar för årsmedelvärdet om ca $0,1\text{--}1 \text{ ng m}^{-3}$ skulle krävas för de studerade tätorterna, vilket motsvarar relativa haltminskningar från småskalig vedeldning om

30-90 %, beroende på tätort och scenario.

- Det går inte att utesluta att miljökvalitetsmålet Frisk luft för B(a)P lokalt överskrids så länge som det finns en enda aktiv gammal icke-miljögodkänd vedpanna i kommunen.
- För PM2.5 årsmedelvärde och 99,2-percentils dygnsmedelvärde bedöms preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft att klaras för alla scenarier.

Förbättringspotential av att byta ut gamla icke-miljögodkända vedpannor till moderna miljögodkända eldstäder

- En mycket effektiv åtgärd för att minska halterna av B(a)P och PM2.5 är att byta ut gamla vedpannor mot moderna miljögodkända eldstäder, då de gamla icke-miljögodkända vedpannorna svarar för de särklass högsta emissionerna. Spridningsmodelleringen visar att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft sannolikt skulle uppnås om alla gamla vedpannor byttes ut mot moderna miljögodkända vedpannor, alternativt om alla vedpannor skulle bytas ut mot moderna pelletspannor. För PM2.5 överskreds inte miljökvalitetsmålet Frisk luft innan, men en sänkning av halterna är givetvis gynnsamt ur ett hälsoperspektiv.
- Andra åtgärder för att förbättra luftkvaliteten kan vara att förbättra eldvanor, såsom att använda normaltorr ved samt att undvika partiell bränslemängd (pyrelndning). Denna enskilda åtgärd skulle dock inte räcka för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft i närheten av aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor.

Användning av nationella karteringen

- Modellerade årsmedelhalter av B(a)P (asveende basfallet) i denna studie är betydligt lägre än den preliminära bedömningen i nationella kartläggningen av B(a)P-halter. Resultaten för känslighetsanalysen (scenario 3, 4 och scenario 5) visar dock att känsligheten är stor för vilka emissionsfaktorer för B(a)P som antas. Vidare bekräftar mätningen i en kommun (Strömsunds kommun, Backe tätort) att halterna kan vara lika höga som den nationella kartläggningen.
- Det går inte att utesluta att nedre utvärderingströskeln överskrids så länge som det finns en enda aktiv gammal icke-miljögodkänd vedpanna i kommunen.
- Osäkerheterna i nationella karteringen är därför stora, och metodiken är inte tillräckligt detaljerad för att göra en fullgod objektiv skattning av B(a)P-halterna. Däremot kan karteringen användas för att ringa in de kommuner där problemen med småskalig vedeldning potentiellt är störst och mest omfattande.

Sotarregister

- Emissionsinventering behövs som ett första steg i en fördjupad kartläggning för kontroll och uppföljning av luftkvalitet och småskalig vedeldning. Viktigaste underlaget för detta är sotarregister. Tillräckliga sotarregister är en nödvändighet för att spridningsmodellering ska kunna utföras och mätningar inriktas till de mest kritiska områdena.
- Flera kommuners sotarregister har i tidigare förstudie visat sig inte vara tillräckligt detaljerade för att kunna användas som underlag till emissions- och haltberäkningar från småskalig vedeldning. De tre kommunerna i denna studie var exempel på kommuner med tillräckliga sotarregister.
- Ett lägsta krav för att ett sotarregister ska kunna användas för emissions- och haltberäkningar är uppgifter om lokalisering (koordinater eller adresser), typ av eldstad (minst uppdelning mellan vedpannor och lokaleldstäder, men gärna i fler kategorier) samt uppgift och vedpannor är miljögodkända eller ej (gärna specificerat om det är BBR-godkänd som avses, eller någon miljömärkning såsom Svanen)

Framtida studier och utvecklingsmöjligheter av metodiken

- I denna studie gjordes en känslighetsanalys för emissionerna. En känslighetsanalys skulle även kunna göras för spridningsmodelleringen i en framtida studie, t.ex. för att undersöka känsligheten och påverkan av antaganden av skorstenshöjder, byggnadshöjder mm.
- Denna studie var inriktad på luftkvalitet i förhållande till gränsvärden enligt MKN-lagstiftningen, dvs. identifiering av hotspots. I en ny studie skulle även befolkningsexponering kunna undersökas; trivseldning med lokaleldstäder skulle sannolikt få en större betydelse för befolkningsexponering än vad de har för hotspots (där gamla vedpannor istället dominerar).
- Många antaganden i metodiken skulle kunna förbättras med hjälp av bättre indata, exempelvis förbättrade sotarregister, data över boyta för småhus etc.
- Analysen och valideringen mot mätningar skulle kunna förbättras om mätningarnas tidupplösning skulle vara högre (åtminstone dygnsmätningar). Det vore även intressant att verifiera de kraftiga rumsliga gradienterna med exempelvis passiva provtagare eller mikrosensorer.

7 Referenser

- Andersson, C., Langner J. and Bergström, R., 2007: *Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis*. Tellus B, Vol. 59, 77-98. (Description of the MATCH model).
- Andersson, S., Omstedt, G. och Robertson, L., 2010: *Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM*. SMHI Meteorologi, Nr. 142, 37 pp. (In Swedish).
- Andersson, S., Arvelius, J., Verbova, M., Omstedt, G. och Torstensson, M., 2015: *Identifiering av potentiella riskområden för höga halter av benso(a)pyren. Nationell kartering av emissioner och halter av B(a)P från vedeldning i småhusområden*. SMHI Meteorologi, Nr. 159, 45 pp.
https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.97256!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/meteorologi_159.pdf
- Andersson, S., Arvelius, J., Verbova, M., Ortiz, C., Jonsson, M., Svanström, S., Gerner, A. och Danielsson, H., 2017: *Metod och kvalitetsbeskrivning för geografiskt fördelade emissioner till luft under 2017*. SMED Rapport Nr 7 2017.
<http://extra.lansstyrelsen.se/rus/SiteCollectionDocuments/Statistik%20och%20data/Nationell%20emissionsdatabas/Metod-och-kvalitetsbeskrivning-SMED-Rapport-Nr7-2017.pdf>
- Arvelius, J., 2016: *Förstudie BaP-halter i kommuner*. PM till Naturvårdsverket.
- Boverket, 2017: *Regelefterlevnad vid byte av fastbränsleanordning*. Rapport 2017:32.
<https://www.boverket.se/globalassets/publikationer/dokument/2017/regelefterlevnad-vid-byte-av-fastbransleanordningar.pdf>
- Bozek, F., Huzlik, J., Pawelczyk, A., Hoza, I., Naplavova, M. and Jedlicka, J., 2016: Polycyclic aromatic hydrocarbon adsorption on selected solid particulate matter fractions. *Atmospheric Environment* 126, 128-135. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.018>
- Bydén, S., Alfsdotter, T. och Wemmer, S., 2018: *Eldvaneundersökning i Alingsås*. PM, 2018-02-07.
- Datavärdsskapet för luftkvalitet, 2018: SMHI på uppdrag av Naturvårdsverket.
<https://www.smhi.se/klimatdata/miljo/luftmiljodata>
- Dreij, K., Mattsson, Å., Jarvis, I.W.H., Lim, H., Hurkmans, J., Gustafsson, J., Bergvall, C., Westerholm, R., Johansson, C. and Stenius, U., 2017: Cancer Risk Assessment of Airborne PAHs Based on in Vitro Mixture Potency Factors. *Environmental Science and Technology*, 51, 8805-8814, DOI: 10.1021/acs.est.7b02963.
- EMEP/EEA, 2013: *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013*. EEA technical report, No. 12/2013.
<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> A.4 Small combustion Appendix D 20+13update of methodologies for Small combustion(1A4)
- Energimarknadsinspektionen, 2015: *Levererad värme per prisområde*.
http://ei.se/Documents/Publikationer/arsrapporter/fjarrvarme/rapporter_om_drift_och_affarsforhallanden/Levererad_varme_per_prisomrade.xlsx.
- Forsberg, B., Hansson, HC., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K. and Järholm, B., 2005: Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio* 34(1):11-19. 2005.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.1.11>
- Energimyndigheten, 2015: *Det svenska genomsnittshuset 2013*. <https://www.energimyndigheten.se/Hushall/Din-uppvarmning/>
- Gidhagen, L., Johansson, H. and Omstedt, G., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*. *Atmospheric Environment*, 43, 1029-1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Gustafsson, T. och Helbig, T., 2017: *Uppdatering av nationella emissionsfaktorer för PM_{2,5}, BC, EC, OC, CH₄ och NMVOC från småskalig biobränsleeldning*. SMED PM, 2017-11-06.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. and Olofsson, P.O., 2000: *Mesan, an operational mesoscale analysis system*. Tellus A, Vol. 52, 1-20.
- Jensen, L. och Warfvinge, C., 2001: *Värmebehovsberäkning – Kursmaterial Installationsteknik FK*. Lunds Tekniska högskola.
http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.97256!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/meteorologi_159.pdf
- Kindbom, K., Mawdsley, I., Nielsen, O-K., Saarinen, K., Jonsson, K. och Aasestad, K., 2017: *Emission factors for SLCP emissions from residential wood combustion in the Nordic countries. Improved emission inventories of Short Lived Climate Pollutants (SLCP)*. TemaNord 2017:570, ISSN 0908-6692. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1174670/FULLTEXT01.pdf>

- MSB, 2015: <https://www.msb.se/sv/Forebyggande/Tillsyn--tillsynsvagledning/Skydd-mot-olyckor/Tillsynsvagledning/Arsuppfoljning-LSO/>
- Nordic Welfair, 2017: Pågående forskningsprojekt om samband mellan luftkvalitet, hälsa och välfärd. <http://projects.au.dk/nordicwelfair/>
- Omstedt, 1988: *An operational air pollution model*. SMHI RMK 57.
- Omstedt, G., Bringfelt, B. and Johansson, C., 2005: *A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads*. Atmospheric Environment 39, 6088-6097.
- Omstedt, G., 2007: VEDAIR - ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning. Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007. SMHI Meteorologi rapport, Nr. 123, 37 pp. http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.10010!/meteorologi_123.pdf
- Omstedt, G., Andersson, S., Johansson, C. och Löfgren, B-E., 2008: *Luftkvalitet och småskalig biobränsleeldning Tillämpningar av SIMAIR ved för några kommuner*. SMHI Meteorologi Rapport, Nr. 135, 57 pp. http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.2961!/Meteorologi_135.pdf
- Omstedt, G., Andersson, S., Bennet, C., Bergström, R., Gidhagen, L., Johansson C. och Persson, K., 2010: *Kartläggning av partiklar i Sverige - halter, källbidrag och kunskapsluckor*. SMHI Meteorologi, Nr. 144, 102 pp.
- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. and Robertson, L., 2011: *Evaluation of new model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: A case study on the studded tyre use in Sweden*. International Journal of Environment and Pollution, Vol. 47, No. 1/2/3/4, 79-96, DOI: 10.1504/11.47328.
- Omstedt et al., 2013: *Simulering av B(a)P i SIMAIR*. Projekt på uppdrag av Naturvårdsverket, avtalsnummer 5011208.
- Omstedt, G., Forsberg, B. och Persson, K., 2014: *Vedrök i Västerbotten – mätningar, beräkningar och hälsokonsekvenser*. SMHI Meteorologi rapport, nr. 156, 83 pp. http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.80218!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Meteorologi_156.pdf
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. Journal of Applied Meteorology, Vol. 38, 190-210. (Description of the MATCH model).
- Segersson, D., Eneroth, K., Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Engström Nylén, A. and Forsberg, B., 2017: *Health Impact of PM10, PM2.5 and Black Carbon Exposure Due to Different Source Sectors in Stockholm, Gothenburg and Umea, Sweden*. International Journal of Environmental Research and Public Health 14, doi:10.3390/ijerph14070742.
- SMED och Naturvårdsverket, 2017: *Informative Inventory Report Sweden 2017*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/samar-miljon/klimat-och-luft/luft/luftfororeningar/informative-inventory-report-sweden-2017.pdf>
- SOU 2016:47: *En klimat- och luftvårdsstrategi för Sverige, del 1*. <http://www.regeringen.se/49ec6a/contentassets/01cd0e73c9b446a5937a43a347a911b1/en-klimat--och-luftvardsstrategi-for-sverige-sou-201647>
- Taesler, R. och Andersson, C., 1984: *A method for solar radiation computations using routine meteorological observations*. Energy and Buildings Vol. 7, p 341 – 352.
- Taesler, R., Andersson, C., Nord, M. och Gollvik, L., 2006: *Analyses of impacts of weather and climate on building energy performance with special regard to urban climate characteristics*. Preprint, 6th International Conference on Urban Climate, Göteborg, Sweden, June 12th – 16th 2006.
- Todorovic, J., Broden, H., Pader, N., Lange, S., Gustavsson, L., Johansson, L., Paulrud, S. och Löfgren, B., 2007: *Syntes och analys av emissionsfaktorer för småskalig biobränsleförbränning*. Slutrapport för avtal 503 0506 och 503 0507 Naturvårdsverket.

Appendix A: Enkätfrågor i eldvaneundersökning i Alingsås

Enkätfrågor om eldningsvanor i Alingsås

Adress:

E-post (för utskick av resultat):

1. Är huset anslutet till fjärrvärme? Ja: ☐ Nej: ☐ Vet ej: ☐

2. Vilket är husets huvudsakliga uppvärmningssätt?

- ☐ a) fjärrvärme
- ☐ b) ved- eller flis- eller pelletspanna (pelletskamin)
- ☐ c) lokaleldstad (braskamin, kakaleugn, öppen spis)
- ☐ d) oljeeldning
- ☐ e) annat

3. Vilken kompletterande uppvärmning används?

- ☐ a) ved- eller flis- eller pelletspanna (pelletskamin)
- ☐ b) lokaleldstad (braskamin, kakaleugn, öppen spis)
- ☐ c) annat

Ni som inte har eldning som huvudvärmekälla kan gå till fråga 13

4. Ungefär hur mycket ved används per år? m³

5. Ungefär hur mycket pellets används per år? ton

6. Ålder på pannan

- ☐ a) mindre än 5 år
- ☐ b) 5-10 år
- ☐ c) 11-20 år
- ☐ d) äldre än 20 år
- ☐ e) vet ej

7. Är pannan miljögodkänd? Ja: ☐ Nej: ☐ Vet ej: ☐

8. Används:

- ☐ a) köpt bränsle (ved/pellets)
- ☐ b) eget bränsle (ved)

9. Hur länge har den egna veden torkat?

- ☐ a) inte alls – två månader
- ☐ b) över sommaren
- ☐ c) flera år

10. Förvaras veden under tak på vinterhalvåret? Ja: ☐ Nej: ☐ Vet ej: ☐

11. Vilken tid på året används pannan? Vår: ☐ Sommar: ☐ Höst: ☐ Vinter: ☐

12. Finns det någon ackumulatortank? Ja: ☐ Nej: ☐ Vet ej: ☐

Kompletteringsvärme/myseldning

13. Hur mycket pellets används ton

14.. Ungefär hur mycket ved används per år? m³

15. Används

- ☐ a) egen ved eller
☐ b) köpt ved?

16. Hur länge har den egna veden torkat?

- ☐ a) inte alls – två månader
☐ b) över sommaren
☐ c) flera år

17. Aldern på braskaminen/kakelugnen/öppna spisen

- ☐ a) mindre än 5 år ☐ d) äldre än 20 år
☐ b) 5-10 år ☐ e) vet ej
☐ c) 11-20 år

18. Är braskaminen miljögodkänd? Ja: ☐ Nej: ☐ Vet ej: ☐

19. Hur många gånger per vecka eldar ni under vintern? (nov-mars): Gånger

20. Brukar ni elda dagtid? Ja: ☐ Nej: ☐ Vet ej: ☐

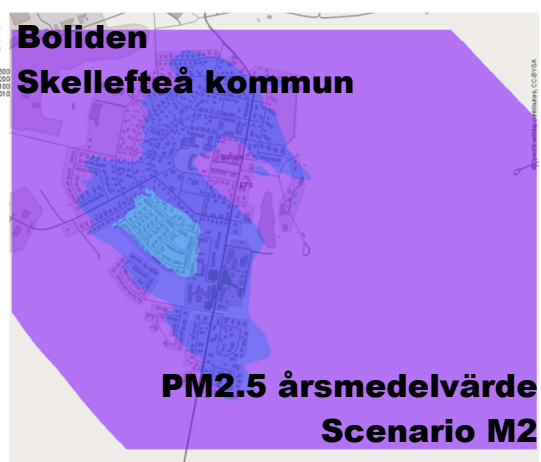
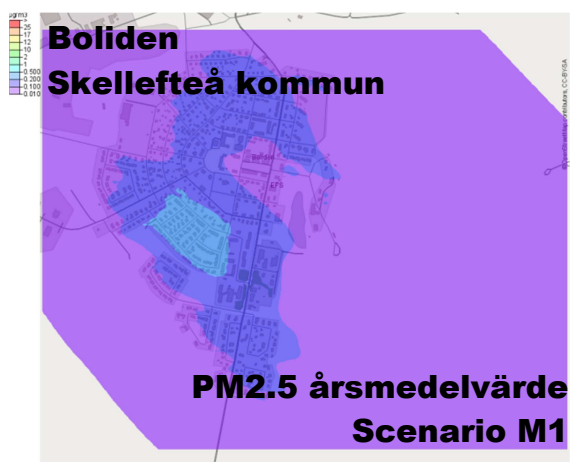
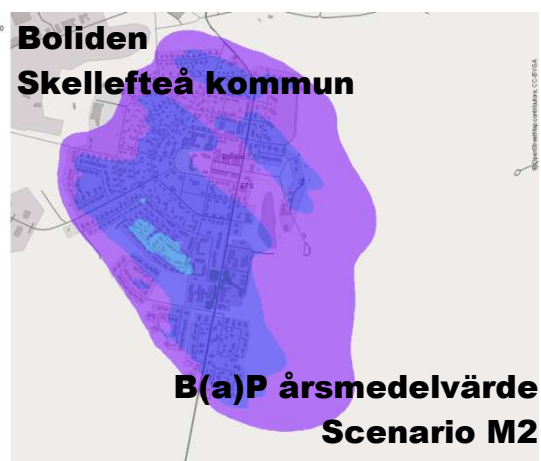
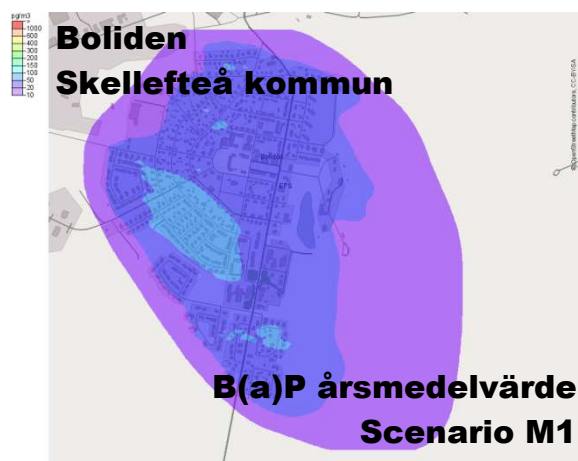
21. När eldades det senast (ved/pellets)?

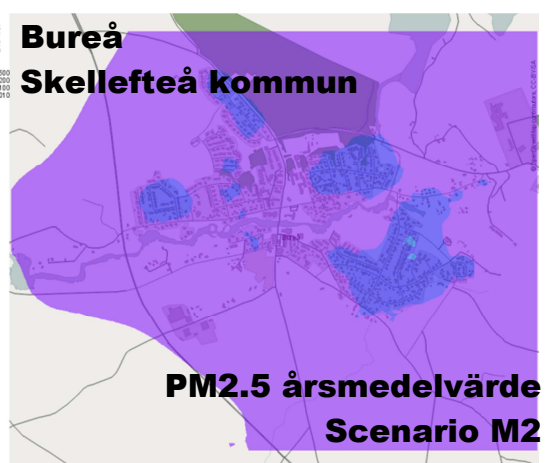
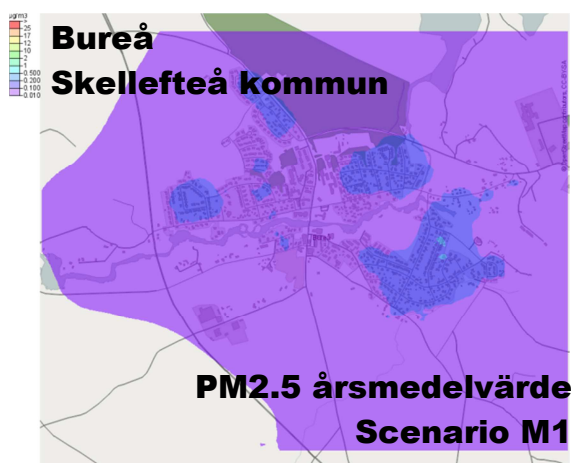
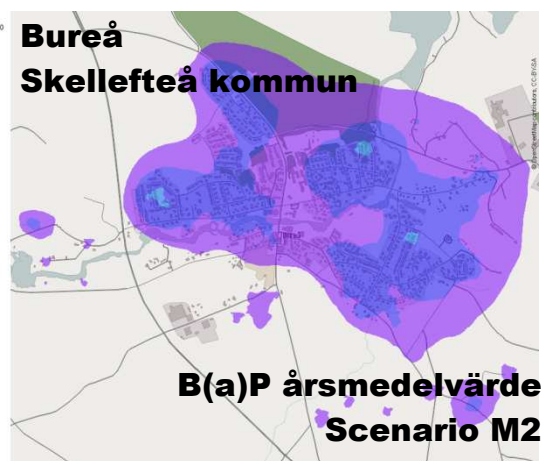
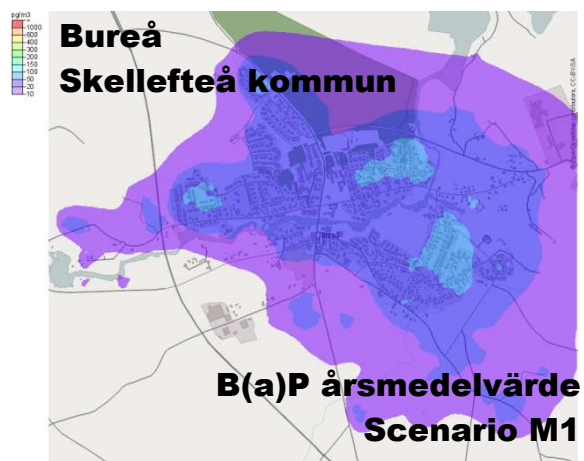
- ☐ a) några timmar sedan
☐ b) några dagar sedan
☐ c) några månader sedan

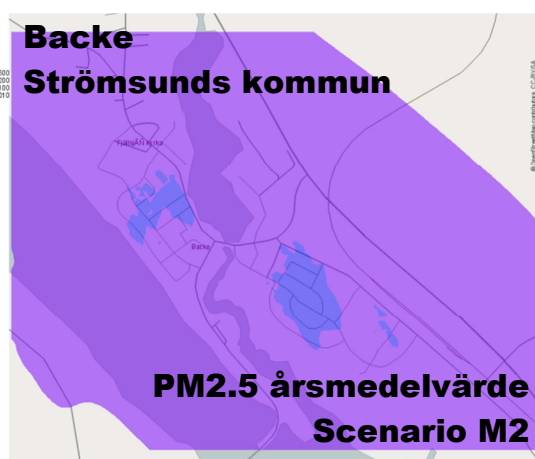
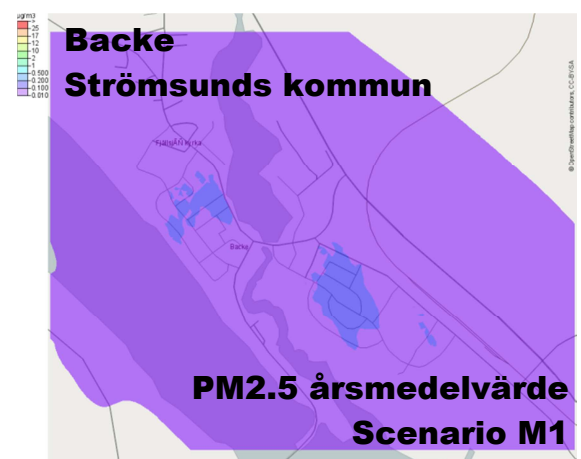
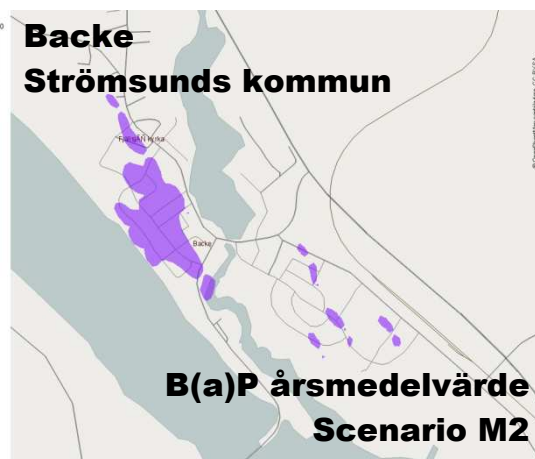
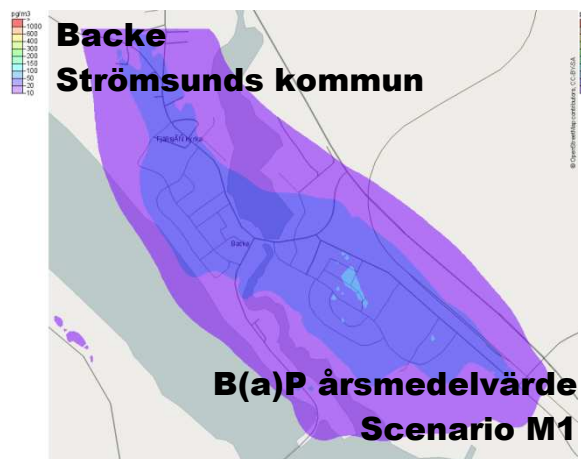
22. Brukar ni strypa lufttillförseln vid eldning? Ja: ☐ Nej: ☐ Vet ej: ☐

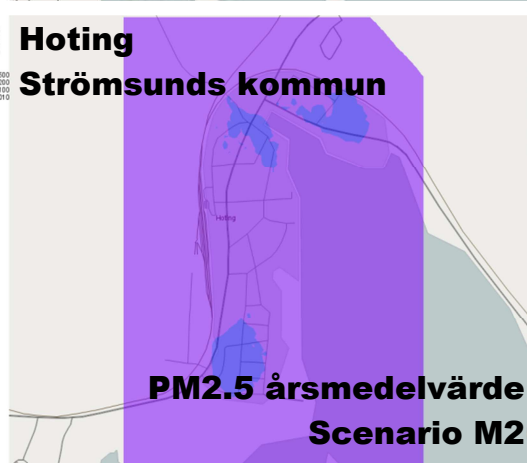
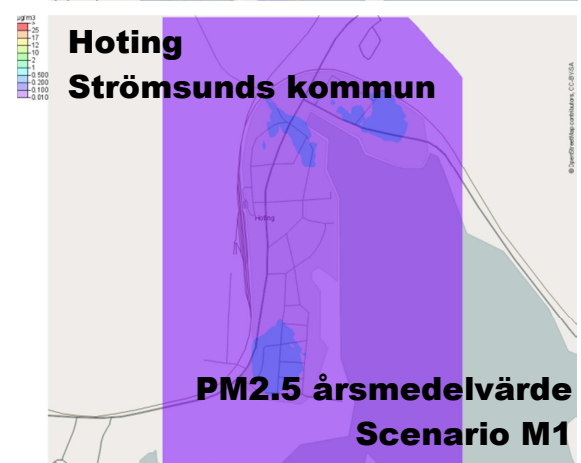
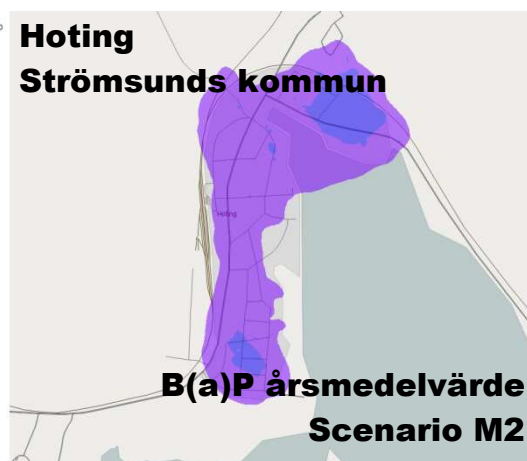
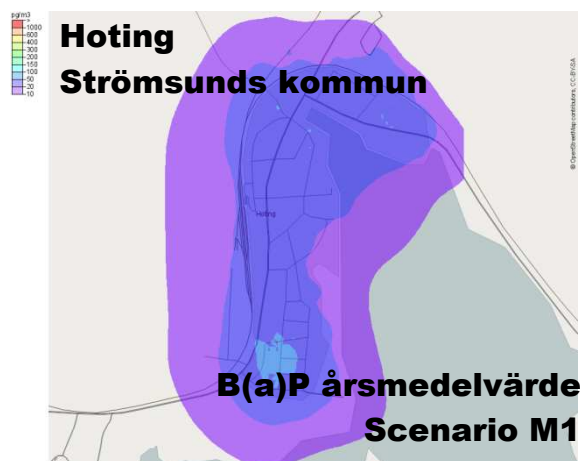
23 Ev. kommentarer

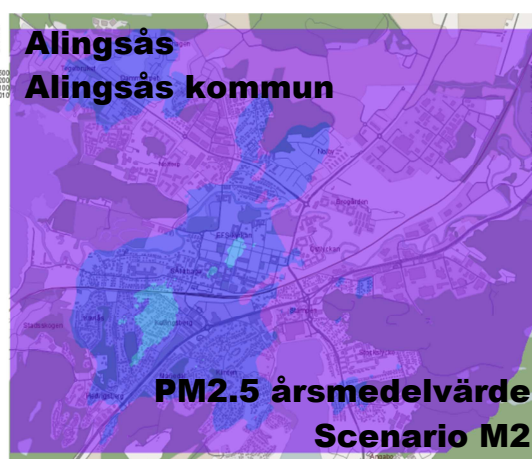
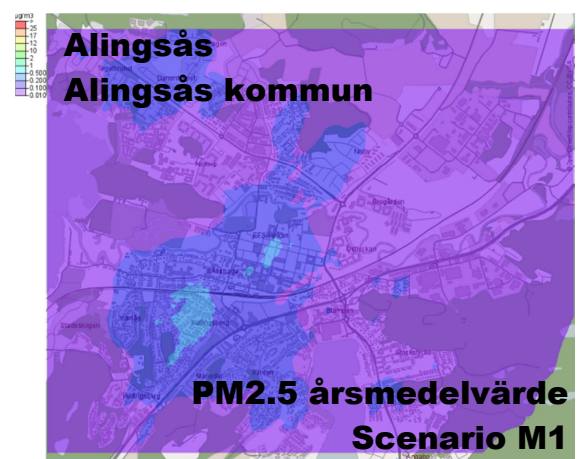
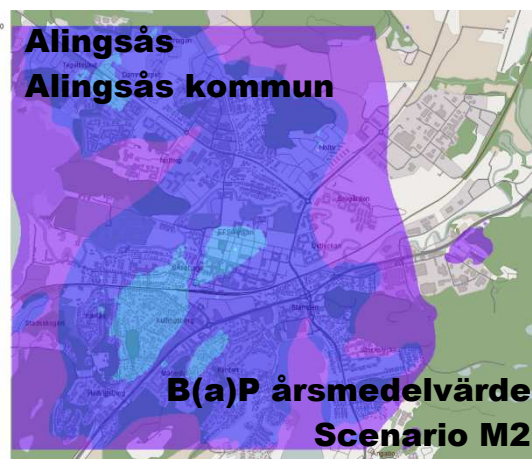
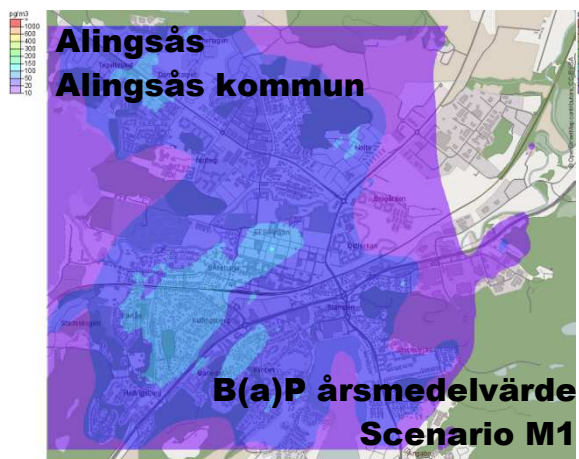
Appendix B: Effekten av att byta ut gamla vedpannor mot moderna a pannor (scenario M1) respektive moderna pelletspannor (scenario M2)

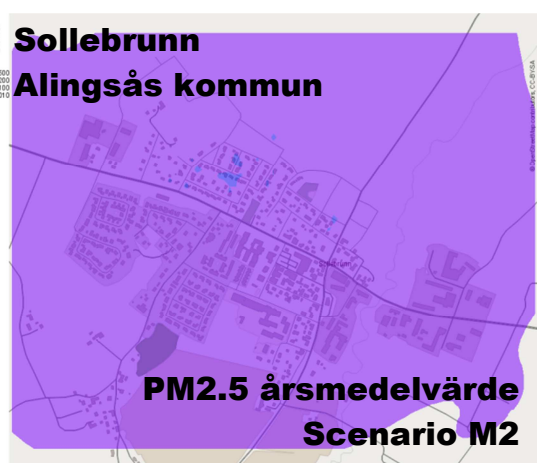
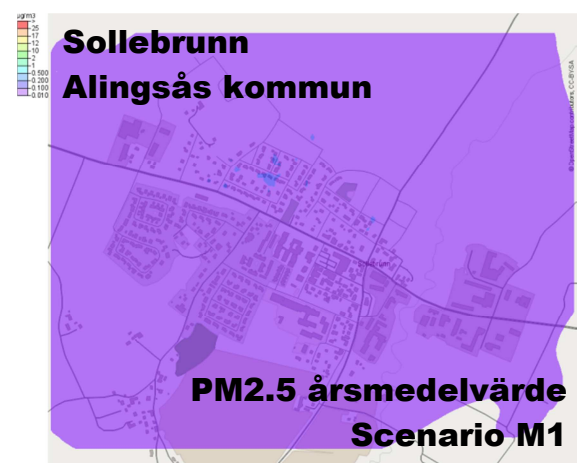
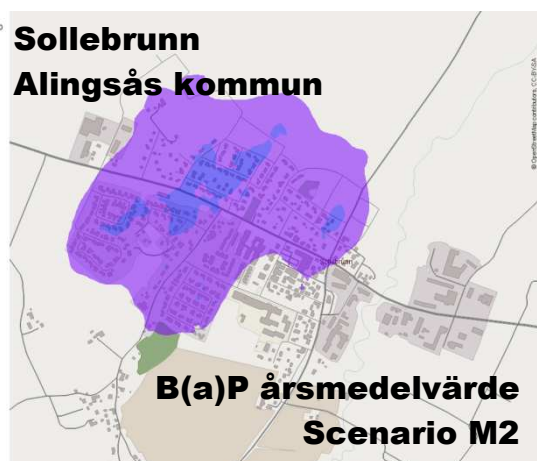
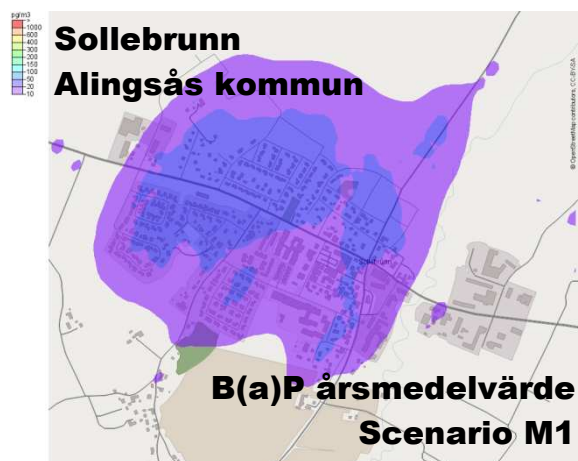












SMHI Publikationer

SMHI publicerar sju rapportserier. Tre av dessa, R-serierna är avsedda för internationella läsare och skrivs oftast på Engelska. I de övriga serierna används oftast Svenska men även Engelska.

Seriernas namn

RMK (Report Meteorology and Climatology)
RH (Report Hydrology)
RO (Report Oceanography)
METEOROLOGI
HYDROLOGI
OCEANOGRAFI
KLIMATOLOGI

Publiceras sedan

1974
1990
1986
1985
1985
1985
2009

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

1985

- 1 Hagmarker, A. (1985)
Satellitmeteorologi
- 2 Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S. (1985) U
Helsingborgsluft
- 3 Persson, Ch, Wern, L. (1985) U
Spridnings- och
depositionsberäkningar för
avfallsförbränningsanläggningar i
Sofielund och Högdalen
- 4 Kindell, S. (1985) U
Spridningsberäkningar för SUPRAs
anläggningar i Köping
- 5 Andersson, C., Kvick, T. (1985) U
Vindmätningar på tre platser på
Gotland.
Utvärdering nr 1
- 6 Kindell, S. (1985) U
Spridningsberäkningar för Ericsson,
Ingelstafabriken
- 7 Fredriksson, U. (1985)U
Spridningsberäkningar för olika
plymyft vid avfallsvärmeverket
Sävenäs
- 8 Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985) U
NO_x- och NO₂-beräkningar vid
Vasaterminalen i Stockholm
- 9 Wern, L. (1985) U
Spridningsberäkningar för ASEA
transformers i Ludvika
- 10 Axelsson, G., Eklind, R. (1985)
Ovädret på Östersjön 23 juli 1985
- 11 Laurin, S., Bringfelt, B. (1985) U
Spridningsmodell för kväveoxider i
gatumiljö
- 12 Persson, Ch., Wern, L. (1985) U
Spridnings- och
depositionsberäkningar för
avfallsförbränningsanläggning i
Sofielund
- 13 Persson, Ch., Wern, L. (1985) U
Spridnings- och
depositionsberäkningar för
avfallsförbränningsanläggning i
Högdalen
- 14 Vedin, H., Andersson, C. (1985) U
Extrema köldperioder i Stockholm
- 15 Krieg, R., Omstedt, G. (1985) U
Spridningsberäkningar för Volvos
planerade bilfabrik i Uddevalla
- 16 Kindell, S. Wern, L. (1985) U
Luftvårdsstudie avseende
industrikombinatet i Nynäshamn
(koncentrations- och luktberäkningar)
- 17 Laurin, S., Persson, Ch. (1985) U
Beräknad formaldehydspridning och
deposition från SWEDSPANs
spånskivefabrik
- 18 Persson, Ch., Wern, L. (1985) U
Luftvårdsstudie avseende industri-
kombinatet i Nynäshamn –
depositions-beräkningar av koldamm
- 19 Fredriksson, U. (1985) U
Luktberäkningar för Bofors Plast i
Ljungby, II

- 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985) U
Spridningsberäkningar för Volvos
planerade bilfabrik i Uddevalla -
energi-centralen
 - 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985) U
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) U
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) U
Avesta stadsmodell
 - 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytemperatur
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C.
(1986) U
Vindmätningar i höga master, kvartals-
rapport 3/1985
 - 2 Olsson, L.-E., Kindell, S. (1986) U
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) U
Spridnings- och
depositionsberäkningar för en
sopförbränningsanläggning i Skövde
 - 5 Laurin, S. (1986) U
Bilavgaser vid intagsplan – Eskilstuna
 - 6 Robertson, L. (1986) U
Koncentrations- och depositions-
beräkningar för en sopförbrännings-
anläggning vid Ryaverken i Borås
 - 7 Laurin, S. (1986) U
Luften i Avesta - föroreningsbidrag
från trafiken
 - 8 Robertson, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för bromcyan
 - 9 Wern, L. (1986) U
Extrema byvindar i Orrefors
 - 10 Robertson, L. (1986) U
Koncentrations- och depositions-
beräkningar för Halmstads avfalls-
förbränningsanläggning vid
Kristinehed
 - 11 Törnevik, H., Ugnell (1986) U
Belastningsprognoser
 - 12 Joelsson, R. (1986)
Något om användningen av numeriska
prognoser på SMHI (i princip
rapporten till ECMWF)
 - 13 Krieg, R., Andersson, C. (1986) U
Vindmätningar i höga master, kvartals-
rapport 4/1985
 - 14 Dahlgren, L. (1986) U
Solmätning vid SMHI
 - 15 Wern, L. (1986) U
Spridningsberäkningar för ett
kraftvärme-verk i Sundbyberg
 - 16 Kindell, S. (1986) U
Spridningsberäkningar för Uddevallas
fjärrvärmecentral i Hovhult
 - 17 Häggkvist, K., Persson, Ch.,
Robertson, L (1986) U
Spridningsberäkningar rörande
gasutsläpp från ett antal källor inom
SSAB Luleå-verken
 - 18 Krieg, R., Wern, L. (1986) U
En klimatstudie för Arlanda stad
 - 19 Vedin, H. (1986)
Extrem arealnederbörd i Sverige
 - 20 Wern, L. (1986) U
Spridningsberäkningar för
lösningsmedel i Tibro

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

- 51 Wern, L. (1986) U
Spridningsberäkningar för Volvo BM
ABs anläggning i Braås
- 52 Ericson, K. (1986) U
Meteorological measurements
performed May 15, 1984, to June,
1984, by the SMHI
- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986) U
Spridningsberäkning för Kockums
Plåt-teknik, Ronneby
- 54 Eriksson, B. (1986)
Frekvensanalys av timvisa temperatur-
observationer
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986) U
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen
- 56 Robertson, L. (1986) U
Spridningsberäkningar rörande utsläpp
av NO_x inom Fagersta kommun
- 57 Kindell, S. (1987)
Luften i Nässjö
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987) U
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) U
Spridningsberäkningar för Varbergs
kommun. Bestämning av halter av SO₂,
CO, NO_x samt några kolväten
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987) U
E 66 - Linderödsåsen –
klimatförhållanden
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987) U
Spridningsberäkningar för Kockums
Plåtteknik, Ronneby. 2
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin,
C., Krieg, R. (1987) U
Klimatkorrigering för
energiförbrukningen i ett eluppvärmt
villaområde
- 64 Fredriksson, U. (1987) U
Spridningsberäkningar för AB Åtå-
Trycks planerade anläggning vid
Kungens Kurva
- 65 Melgarejo, J. (1987) U
Mesoskalig modellering vid SMHI
- 66 Häggkvist, K. (1987)
Vindlaster på kordahus vid Alviks
Strand -numeriska beräkningar
- 67 Persson, Ch. (1987) U
Beräkning av lukt och
föroreningshalter i luft runt Neste
Polyester i Nol
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987) U
En överskalig klimatstudie för Tornby,
Linköping
- 69 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av
vertikal momentumtransport i områden
med stora råhetelement. Tillämpning
på ett energiskogsområde
- 70 Lindström, Kjell (1987)
Weather and flying briefing aspects
- 71 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av
vertikal momentumtransport i områden
med stora råhetelement. En
koefficient-bestämning
- 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 forecast
- 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 nederbördskemi 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 nederbördskemiska
mätdata som utnyttjas för
dataassimilation i MATCH-Sverige
modellen.
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)
Climate Monitoring 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
nederbördsmängder inom svenska
nederbördskemiska 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., Barring,
L., Kjellström, E. (2007)
Beräknade temperaturförhållanden för
tre platser i Sverige – perioderna 1961-
1990 och 2011-2040
- 125 Engardt, 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 exponerings-
minskningsmål 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
dubbdäcksscenarioer
- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson,
Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsle-
eldning. 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
Uppdaterad version publicerad
september 2017
- 142 Andersson, S., Omstedt, G., Robertson,
L (2010)
Känslighetsanalys, vidareutveckling
och validering av SIMAIRs urbana
spridnings-modell 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 (2014)
A dynamic model for shipping emissions
- Adaptation of Airviro and application in the Baltic Sea
- 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.
- 156 Gunnar Omstedt, Bertil Forsberg*, Karin Persson**, *Umeå Universitet, **IVL Svenska Miljöinstitutet (2014)
Vedrök i Västerbotten - mätningar, beräkningar och hälsokonsekvenser.
- 157 Patrick Samuelsson, Stefan Gollvik, Christer Jansson, Marco Kupiainen, Ekaterina Kourzeneva, Willem Jan van de Berg. (2014)
The surface processes of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA4)
- 158 Lennart Wern (2015)
Snödjup i Sverige 1904/05 – 2013/14
- 159 Stefan Andersson, Johan Arvelius, Marina Verbova, Gunnar Omstedt och Martin Torstensson (2015)
Identifiering av potentiella riskområden för höga halter av benso(a)pyren. Nationell kartering av emissioner och halter av B(a)P från vedeldning i småhusområden.
- 160 Magnuz Engardt, Helene Alpfjord, Camilla Andersson (2016)
PODY-beräkningar med MATCH Sverigesystemet
- 161 Weine Josefsson, Mikael Ottosson Löfvenius , Pernilla Löfvenius (2016)
Measurements of total ozone 2012-2015

- 162 Wing Leung, Fredrik Windmark,
Ludvik Brodl, Joakim Langner
(2018)
A basis to estimate marginal cost
for air traffic in Sweden.
Modelling of ozone, primary and
secondary particles and deposition
of sulfur and nitrogen.
- 163 Camilla Andersson (2018)
(ej publicerad)



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

ISSN 0283-7730