

Emissionsinventering och spridningsmodellering av B(a)P från småskalig vedeldning i Jämtlands län

Luftkvalitetsmodellering för Bergs, Härjedalens, Ragunda, Åre, och Östersunds kommuner

Daniel Englund, Johan Arvelius



Pärbild

Fotograf:Okänd. Utsläpp från vedeldning i ett samhälle.

RAPPORT NR 2022-24

Emissionsinventering och spridningsmodellering av småskalig vedeldning i Jämtlands län

Luftkvalitetsmodellering för Bergs, Härjedalens, Ragunda,
Åre, och Östersunds kommuner

Daniel Englund, Johan Arvelius

UPPDRAGSGIVARE

Länsstyrelsen Jämtland län, Residensgränd 7, 831 86 Östersund

Annika Lundmark

Telefon 010-2253000

E-post Annika.Lundmark@lansstyrelsen.se

PROJEKTANSVARIG

Daniel Englund SMHI, 601 76 Norrköping

Telefon 011-4958052

E-post Daniel.Englund@smhi.se

Innehållsförteckning

1.	BAKGRUND	8
2.	SYFTE	8
3.	METODIK	8
3.1	Sotarregister och geolokalisering	8
3.2	Eldstadsinformation	10
3.3	Emissionsberäkningar av B(a)P	12
3.3.1	Energiebehov och vedeldningsaktivitetens tidsvariation	12
3.3.2	Antaganden om eldvanor och nyttjandegrad av eldstäder	14
3.3.3	Emissionsfaktorer för B(a)P	17
3.3.4	Verkningsgrad	18
3.3.5	Känslighetsanalys för eldvanor samt utbyte av gamla vedpannor.....	18
3.4	Urval av hotspot områden	20
3.5	Spridningsmodellering	21
3.5.1	Meteorologiska data	22
3.5.2	Bakgrundshalter	22
3.6	Mätplats	22
4.	RESULTAT	23
4.1	Emissioner av B(a)P	23
4.1.1	Berg kommun – emissioner	24
4.1.1.1	Rätan, Berg kommun – emissioner	25
4.1.1.2	Åsarna, Berg kommun – emissioner	26
4.1.2	Härjedalen kommun – emissioner	27
4.1.2.1	Sveg, Härjedalen kommun – emissioner	28
4.1.2.2	Ytterhogdal Härjedalen kommun – emissioner	29
4.1.3	Ragunda kommun – emissioner	30
4.1.3.1	Ragunda, Ragunda kommun – emissioner	31
4.1.3.2	Stugun, Ragunda kommun – emissioner	32
4.1.4	Åre kommun – emissioner	33
4.1.4.1	Järpen, Åre kommun – emissioner	34
4.1.5	Östersund kommun – emissioner	35
4.1.5.1	Häggenås, Östersund kommun – emissioner	36
4.1.5.2	Orrviken, Östersund kommun – emissioner	37
4.1.6.1	Backa, Strömsund kommun – emissioner	38
4.1.6.2	Hoting, Strömsund kommun – emissioner	39
4.2	Modellerade halter av B(a)P!	40
4.2.1	Rätan, Berg kommun – halter av B(a)P	41
4.2.2	Åsarna, Berg kommun – halter av B(a)P	43
4.2.3	Sveg, Härjedalen kommun – halter av B(a)P	45
4.2.4	Ytterhogdal, Härjedalen kommun – halter av B(a)P	47
4.2.5	Ragunda, Ragunda kommun – halter av B(a)P	49
4.2.6	Stugun, Ragunda kommun – halter av B(a)P	51

4.2.7	Järpen, Åre kommun – halter av B(a)P	53
4.2.8	Häggenås, Östersund kommun – halter av B(a)P	55
4.2.9	Orrviken, Östersund kommun – halter av B(a)P	57
4.2.10	Backa, Strömsund kommun – halter av B(a)P	59
4.2.11	Hoting, Strömsund kommun – halter av B(a)P	61
4.3	Utvärdering av modellerade halter mot mätdata	63
4.4	Gap-analys	64
5.	DISKUSSION	66
5.1	Sammanfattande rekommendationer	66
5.2	Jämförelser med Alingsås, Strömsund, Skellefteåprojektet.....	66
5.3	Osäkerhet	67
5.4	Meteorologiska året 2020	67
6.	SLUTSATSER	68
6.1	Halter av benso(a)pyren	68
6.2	Utvärdering mot mätdata	68
6.3	Förbättringspotential av att byta ut gamla vedpannor mot nya	68
6.4	Gap-analys	68
6.5	Sotarregistret	69
7.	REFERENSER	70

Sammanfattning

I denna studie har emissioner och halter i utomhusluften av benso(a)pyren (förkortat B(a)P) beräknats för Berg, Härjedalen, Ragunda, Åre, och Östersunds kommuner avseende småskalig uppvärmning. Emissioner har beräknats för hela kommunerna, medan luftkvalitet har modellerats för en eller två undersökningsområde i varje kommun; Rätan och Åsarna i Bergs kommun, Sveg och Ytterhogdal i Härjedalens kommun, Ragunda och Stugun i Ragunda Kommun, Järpen i Åre kommun, samt Häggenås och Orrviken i Östersunds kommun. Undersökningsområdena valdes ut i samråd med kommunerna genom att analysera emissionsberäkningarna i varje kommun och välja ut de områden med de högsta emissionerna.

Syftet med studien är undersöka hur B(a)P-halterna i de aktuella kommunerna förhåller sig till miljö kvalitetsnormer, utvärderingströsklar samt preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft och analysera hur stort gapet är för att klara dessa. Detta genom lokalskalig spridningsmodellering och utvärdering mot mätdata från en tidigare detaljstudie över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019).

Emissionerna från eldstäderna har beräknats utifrån information från sotarregister i de olika kommunerna, där eldstäderna har klassificerats som vedpannor (miljö godkända och icke-miljö godkända), lokaleldstäder, udda eldstäder, flis- och pellets pannor samt andra pannor (gas, olje och varmluftspannor). Utifrån eldstädernas gatuadresser och fastighetsbeteckningar så har geolokalisering skett, dvs framtagning av koordinater för dessa. Med hjälp av modellerade energibehov för ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår för perioden 1960–1990, samt antaganden om emissionsfaktorer, eldstäders nyttjandegrad samt verkningsgrad har sedan emissionerna beräknats.

Lokalskalig spridningsmodellering med en rumslig upplösning om 50 m × 50 m har genomförts för de utvalda undersökningsområdena med den Gaussiska lokalskaliga spridningsmodellen NG2M. Vid spridningsmodelleringen har meteorologiska data från SMHIs meteorologiska analysmodell Mesan använts för det senaste kalenderåret 2020. Lokalt haltbidrag från småskalig uppvärmning har beräknats för B(a)P; ett schablon tillägg av bakgrundshalter för B(a)P har gjorts för varje undersökningsområde. Modelleringen har också utvärderats mot preliminära mätresultat (månadsprovtagning) av B(a)P avseende januari-december 2018 i Backe och Hoting, Strömsund (mätningarna har utförts av Svenska Miljöinstitutet IVL på uppdrag av Naturvårdsverket).

Halter av benso(a)pyren

- För B(a)P är den småskaliga vedeldningen den dominerande källan till halterna i undersökta undersökningsområdena.
- Småskalig vedeldning är ett lokalskaligt problem där de högsta halterna av B(a)P återfinns i områden med aktiva gamla icke-miljö godkända vedpannor.
- Haltnivåerna av B(a)P avseende kartans högsta värde är en bra bit under utvärderingströsklar och miljö kvalitetsnormen för samtliga undersökningsområden för basfallet, och därigenom också för samtliga fem kommuner i studien. Dock kan man konstatera att preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft överskrids för ett eller flera områden i samtliga undersökningsområden i de aktuella kommunerna för basfallet. Emellertid visar modelleringen i känslighetsanalysen (scenari 1-3) att känsligheten är stor för vilka emissionsfaktorer av B(a)P som antas.

Utvärdering mot mätdata

- Utvärderingen av modellerade B(a)P-halter (avseende basfallet) mot mätdata visar att Hoting stämmer bra överrens, medans de modellerade halterna underskattas för Backe undersökningsområde. Ingen korrektion mot mätdata har valts att införas, då en korrektion skulle riskera att generalisera individuella eldvanor från fåtalet närbelägna fastigheter på hela undersökningsområden (haltvariationen anses fångas bra inom ramen för känslighetsanalysen av eldvanor, dvs. scenario 1, 2 och 3 med låga, medelhöga respektive höga emissionsfaktorer).

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 är att byta ut gamla vedpannor mot moderna miljögodkända eldstäder, då de gamla icke-miljögodkända vedpannorna svarar för de i 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.
- 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.

Gap-analys

- För samtliga undersökningsområden kan det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft överskrids. Hur stora haltminskningar som skulle krävas för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft, beror på vilken undersökningsområde man utgår ifrån, men haltminskningar ligger i intervallet 0,019 - 0,085 ng m⁻³. För det värsta scenariot (scenario 3), med höga emissionsfaktorer skulle det krävas haltminskningar uppåt 0,26 ng m⁻³ för att klara ÖUT och haltminskningar på hela 0,76 ng m⁻³ för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft. För bästa scenariot, om all förbränning antas vara god (låga emissionsfaktorer), skulle det krävas 0-0,03 ng m⁻³ för att klara miljökvalitetsmålet Frisk luft.

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 fem 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).

1. Bakgrund

Den småskaliga vedeldningen är en av de mest betydande emissionskällorna till benso(a)pyren (B(a)P) i Sverige och sektorn uppskattas svara för ca 66 % av Sveriges totalemissioner. Vid en kartläggning av tillgänglig statistik för småskalig uppvärmning (Andersson m fl, 2015) var Strömsund och Krokoms i Jämtlands län bland de 10 kommuner i landet där man kan befara de högsta värdena av benso(a)pyren. Den uppföljande detaljstudien där bl.a Strömsund var med (Andersson m.fl 2019) visade att det behövs högupplöst modellering med noggrann lokalisering av eldstäder för att lokalisera och beräkna de högsta värdena och visa på om luften uppfyller miljö kvalitetsnormen. För att kunna uppskatta storlek och geografisk fördelning av dessa utsläpp krävs dock underlag av hög kvalitet. SMHI har i tidigare projekt, i samarbete med kommuner som Skellefteå, Strömsund och Alingsås, utarbetat en metodik för att beskriva dessa emissioner baserade på sotarregister. Länsstyrelsen och ett antal av kommunerna i Jämtlands län är nu intresserade av att låta SMHI genomföra en sådan studie av vedeldningens påverkan i länet.

2. Syfte

Syftet med denna studie är att med lokalskalig spridningsmodellering och utvärdering mot mätdata genomföra detaljerade kartläggningar av halterna av benso(a)pyren för småskalig vedeldning för fem kommuner i Jämtlands län. Resultaten av B(a)P-halterna har sedan jämförts mot miljö kvalitetsnormer, miljö kvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft.

3. Metodik

3.1 Sotarregister och geolokalisering

Information har samlats in från respektive kommun genom det s.k sotarregistret. Det första steget var att göra en grov gallring av materialet för att få bort uppenbara felaktigheter samt komplettera materialet med data som saknas (ex felaktiga eller saknade postorter). Därefter har de ej aktiva eldstäderna sorterats bort (obrukad, riven, ej aktivt, mm) vilket var angivet i samtliga sotarregister. Efter att ha stämt av att dataunderlagen var kompletta och innehåller den information som behövdes så har geolokaliseringen påbörjats, dvs. ta fram koordinaterna utifrån adresserna. Geolokaliseringen av materialet utfördes av SCB, som mottog en lista med de adresser som behövde koordinatsättas och returnerade koordinatsatta adresser där där det var möjligt. Detta gjordes i två omgångar. Efter första geolokaliseringen (Omgång 1) så gick materialet igen igen och undersökte de adresser som inte kunde koordinatsätta och rättade till de uppenbara inmatningsfelen som kunde hittas, t.ex. stavfel, felaktig format, sär- eller sammanskrivningar. Ånga adresser gick att rättas till när man lade till områdesnamnet innan adressen, t.ex. Vemdalskalet, Mårdsundsbodarna, eller Björnrike. Efter att adresserna korrigerats så skickades dessa åter till SCB för den andra geolokaliseringens omgången och fick nu resultatet att bortfallet hade minskat drastiskt i alla kommuner utom Ragunda som redan hade en hög träffprocent (Omgång 2). Alla kommuner utom Åre hade nu en tillräckligt hög träffsäkerhet och därigenom kvalitet för att gå vidare med spridningsberäkningar för dessa. För Åre så var det stora problemet att många adresser saknade gatunummer vilket i princip är ett krav för att kunna koordinatsättas. Dock hade dessa adresser, till skillnad från de andra i Jämtland, också fastighetsbeteckningar för adresserna vilket kunde nyttjas under geolokaliseringen. Eftersom SCB inte hade hade möjlighet att geolokalisera utifrån fastighetsbeteckningar så gjordes en

kompletterande beställning från lantmäteriet och deras öppna data. Denna information gick också att hämta ut tillsammans med annan data som kunde vara till nytta i denna studien (småhusens boarea, läs mer om detta i avsnitt 3.3.1). Efter att Åres adresser kopplats mot lantmäteriets data så kunde även bortfallet minska för den kommunen med flera tusen adresser vilket slutligen gav oss ett slutresultat att samtliga kommuners eldstäder till mer än 80 % kunde geolokaliseras till en byggnad, (omgång 3) vilket var en lägre gräns som satts för att materialet ska anses tillförlitligt. Det togs inte heller kontakt med kommunerna en andra runda då vi hade möjligheten att kunna komplettera materialet bättre t.ex. genom lantmäteriets data.

Tabell 1. Statistik över antalet totala och aktiva eldstäder för kommunernas sotarregister. Samt andelen som blev geolokaliserad i de olika omgångarna

Kommun	Antal eldstäder i dataunderlaget		Andel geolokaliserade till byggnad		
	Totalt	Aktiva	Omg.1	Omg.2	Omg.3
Berg	9454	6363	72,3 %	81,9 %	81,9 %
Härjedalen	16 636	12 758	69,4 %	87,1 %	87,1 %
Ragunda	4343	3116	95,2 %	97,0 %	97,0 %
Åre	14 806	10 828	58,5 %	68,4 %	86,1 %
Östersund	19 783	10 783	81,3 %	93,3 %	93,3 %

De eldstäder som inte kunnat geolokaliseras är till största del adresser som består av gårdsnamn eller postlådenummer och är lokaliserade utanför undersökningsområdena. Detta innebär att saknade eldstäder har mindre påverkan än som först kan tyckas i tabell 1, eftersom emissionsberäkningarna visar att det är tätorter och ofta villakvarter med gatunummer som har de högsta emissionerna. Bortfallet av dessa eldstäder har inte kompenseras i studien.



Figur 1. Geolokalisering av eldstäder är gjord av SCB. Exemplet visar södra delen av centrala Östersund.

3.2 Eldstadsinformation

Dataunderlagen från sotarregistren har varierat mellan kommunerna men samtliga har haft information om eldstadstyp, vilket använts för att kategorisera några grundtyper av eldstäderna. Kategoriseringen har gjorts utifrån vilka emissionsfaktorer som finns tillgängliga för de olika eldstäderna, samt vilken nyttjandegrad som är rimlig för respektive eldstad. Resultatet av denna kategorisering finns sammanställd i tabell 2.

Tabell 2. Kategorisering av sotarregistrets eldstäder utifrån respektive kommuns namngivning av eldstäderna.

Kategori	Typ av eldstad	Berg	Härjedalen	Ragunda	Åre	Östersund
Vedpanna, icke miljögodkänd	Vedpannor			X		
	Värmepanna fastbränsle	X	X		X	X
Vedpanna, miljögodkänd	Vedpannor - Miljö			X		
	Värmepanna fastbränsle - Miljö	X	X		X	X
Pellets / flispanna	Pelletspanna		X		X	X
	Pellets/flispannor			X		
	Värmepanna 233 - 290 kW					X
	Värmepanna fastbränsle - Flis	X	X		X	X
	Värmepanna fastbränsle - Pellets	X	X		X	X
Annan panna	Gaspanna	X	X			X
	Oljepannor			X		
	Oljepannor - Miljö			X		
	Varmluftspanna	X	X			X
	Värmepanna 60 - 116 kW		X		X	X
	Värmepanna 117 - 174 kW	X				X
	Värmepanna 175 - 232 kW				X	
	Värmepanna 291–350 kW		X			
	Värmepanna Olja	X	X		X	X
	Värmepanna Olja - Miljö		X			
	Värmepanna Spannmål				X	X
	Värmepanna Timtid		X			X
Lokaleldstad	Braskamin - Primär	X	X		X	X
	Braskamin - Sekundär	X	X		X	X
	Kakelugn - Primär	X	X		X	X
	Kakelugn - Sekundär	X	X		X	X
	Kamin - Primär	X	X		X	X
	Kamin - Sekundär	X	X		X	X
	Lokaleldstad - Primär			X		
	Lokaleldstad - Sekundär			X		
	Murspis - Primär					
	Murspis - Sekundär	X			X	X
	Oljekamin - Primär		X			
	Oljekamin - Sekundär	X	X			

	Pellets-kamin - Primär	X	X		X	X
	Pellets-kamin - Sekundär	X	X		X	X
	Sparspis - Primär	X	X		X	X
	Sparspis - Sekundär	X	X		X	X
	Vedspis - Matlagning	X	X			X
	Vedspis - Primär	X	X		X	X
	Vedspis - Sekundär	X	X		X	X
	Öppen spis - Primär	X	X		X	X
	Öppen spis - Sekundär	X	X		X	X
	Öppen spis insats - Primär	X	X		X	X
	Öppen spis insats - Sekundär	X	X		X	X
Udda eldstad	Bakugn	X	X		X	X
	Bastukamin	X	X		X	X
	Grill - ved/kol					X
	Imkanal Storkök					X
	Imkanal Uppvärmningskök					X
	Pizzaugn - vedeldad		X		X	X
	Rörspis				X	
	Tvättgryta	X	X		X	
	Ässja					X

I tabell 3 visas hur många eldstäder det finns i respektive undersökningsområde enligt sotarregistren beskrivna ovan. Enbart vedpannor och lokaleldstäder listas eftersom det är dessa som har störst påverkan på emissionerna av B(a)P (se avsnitt 3.3.3). I tabellen anges även antal eldstäder per landareal och invånare (urvalet av undersökningsområdena finns beskrivet i avsnitt 3.4).

Eldstäderna är uppdelade så att arean även kan inkludera landsbygden runt undersökningsområdet. Av tabellen framgår att antalet eldstäder är i särklass störst för undersökningsområdet Sveg och Järpen, vilket är att förvänta då dessa har avsevärt större befolkning än de övriga undersökningsområden. Stugun och Åsarna har störst andel icke miljögodkända vedpannor per landareal och ligger även bland de högsta per capita, här ligger även Rätan högt per landareal. Åsarna och Stugun har även de flesta lokaleldstäderna per landareal samt ligger högt i eldstäder per capita tillsammans med Rätan.

Tabell 3. Totala antalet icke-miljögodkända vedpannor, miljögodkända vedpannor respektive lokaleldstäder i de undersökningsområde 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
Berg	Rätan	64	0,75	0,33	13	0,15	0,07	341	4,01	1,77
Berg	Åsarna	72	1,18	0,28	33	0,54	0,13	377	6,18	1,48
Härjedalen	Sveg	137	0,42	0,05	55	0,17	0,02	1700	5,21	0,68

Härjedalen	Ytterhogdal	80	0,35	0,17	27	0,12	0,06	498	2,17	1,08
Ragunda	Stugun	167	1,56	0,29	27	0,25	0,05	748	6,99	1,28
Ragunda	Ragunda	14*	0,14	0,30	2*	0,02	0,04	24*	0,24	0,52
Åre	Järpen	109	0,47	0,07	46	0,20	0,03	1108	4,74	0,70
Östersund	Häggenås	53	0,50	0,15	26	0,24	0,07	304	2,84	0,88
Östersund	Orrviken	37	0,56	0,12	19	0,29	0,06	277	4,20	0,90

* Eftersom Ragunda undersökningsområden inte gick att särskilja via en specifik postort så är antalet eldstäder istället uppskattade utifrån kartobservationer vilket gör att deras siffror inte är helt jämförbart med de andra.

3.3 Emissionsberäkningar av B(a)P

Emissionsberäkningarna i denna studie följer den metodik som finns beskriven i detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019).

Den totala årsemissionen från en källa under ett år beräknas som:

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

Där Q är den totala års emissionen, $E_{\text{förbränning}}$ är den energi som tillförs huset via förbränning. E_f är emissionsfaktor och η är verkningsgraden.

Energien som tillförs genom förbränning räknas ut genom sambandet:

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

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:

- Beräkning av husens energibehov E_{hus} samt vedeldningens tidsvariationer beskrivs i avsnitt 3.3.1.
- Antaganden om eldvanor och nyttjandegrad α beskrivs i avsnitt 3.3.2.
- Val av emissionsfaktorer E_f för benzo(a)pyren beskrivs i avsnitt 3.3.3.
- Antagande om verkningsgrad η beskrivs i avsnitt 3.3.4.

3.3.1 Energibehov och vedeldningsaktivitetens tidsvariation

För att räkna fram småhusens totala årliga energibehov så är samma data som togs fram i den nationella B(a)P-karteringen använt (Andersson m fl, 2015), där energibehovet för Sveriges samtliga län räknades ut. Vädret har stor inverkan på byggnaders uppvärmningsbehov och i denna studien är det räknat på ett normalår, dvs. ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår för referensperioden 1960–1990, för spridningsberäkningarna så användes dock data från det senaste meteorologiska året 2020. För Jämtlands län är energibehovet 17 600 kWh år⁻¹.

Beräkningarna är gjorda med modellen ENLOSS (Taesler och Andersson, 1984; Taesler m fl, 2006). ENLOSS beskriver meteorologins samlade betydelse för energiåtgången i byggnader och

används bland annat av SMED för normalårskorrigerings av Sveriges utsläpp av koldioxid från uppvärmning.

I emissionsberäkningarna har energibehovet modellerats länsvis med antagande om ett genomsnittligt småhus med en boyta på 152 m² (Energimyndigheten, 2015). Via lantmäteriets data har detta sedan kunnat förfinas ytterligare då de haft information om bostädernas boyta för ca 15 % av de totala adresserna. Det finns många faktorer som bestämmer uppvärmningsbehovet för ett småhus, som t.ex. husets storlek, isolering, antal boende i hushållet, vanor, elektronik etc. Denna studie kommer endast att ta hänsyn till husets storlek och gör antagandet att husets boarea har ett direkt samband med uppvärmningsbehovet, dvs. det krävs dubbelt så mycket energi för att värma upp ett dubbelt så stort hus (Energimyndigheten, 2015).

För att beräkna hur spridningsmodellering för vedeldning ser ut per timme, så behövs förutom småhusens årliga energibehov även vedeldningsaktivitetens tidsvariation som är beroende av uppvärmningsbehovet över tid. I denna studie används samma metodik som i detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019) som i sin tur grundar sig på Jensen och Warfvinge (2001).

Ett hus uppvärmningsbehov antas vara beroende av utomhustemperaturen, där den använda energin vid lägre temperaturer är proportionell mot temperatursavvikelse från en gränstemperatur, T_g . Är utomhustemperaturen högre än gränstemperaturen så finns det inget uppvärmningsbehov. Avvikelsen mellan den aktuella utomhustemperaturen och gränsvärdet per timme kallas för gradtimme G_t (i enlighet med terminologin i Omstedt, 2007), och antas vara proportionell med effektbehovet enligt formeln:

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

där T_{ute} är temperaturen i utomhusluften. För var och en av de inkluderade undersökningsområdena (se avsnitt 3.4) har en tidsserie med timupplösning för kalenderår 2020 enligt ekvation 3 tagits fram. I detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019) så användes gränstemperaturen 16°C, men då man märkte att aktiviteten på sommaren överskattades och det motsatta skedde på vintertid så användes istället gränstemperaturen 10°C i denna studie, i enlighet med Omstedt (2007).

Utöver utomhustemperaturen så spelar även hushållens eldvanor roll, dvs hur man eldar under dygnet, för att uppskatta vedeldningsaktivitetens tidsvariation. Tidigare studier har visat att eldningen sker mycket efter vanemönster och ofta är beroende på om någon är hemma eller ej, och eldning i lokaleldstäder sker mestadels som trivseleldning med en högre vedeldningsaktivitet på kvällar.

År 2020 genomfördes en enkätstudie i sju kommuner i Västra Götaland om invånarnas eldningsvanor (Benett m fl, 2020) I studien efterfrågades hur eldningen skedde över dygnet för de som använde sig utav pellets och ved som bränsle. För vedpannor och lokaleldstäder så kunde man se att det fanns en skillnad över dygnet i hur man eldade, och resultatet av detta ger mer detaljerad information över hur eldningsaktiviteterna var fördelade över dygnet (pelletspannor har eldning enligt ett automatiskt system). Se tabell 4.

Tabell 4. Procentuell fördelning av när eldningen skedde under dygnet för vedpannor och lokaleldstäder enligt vedeldningstudie i Västra Götaland (Benett m fl, 2020)

Tid på dygnet	Eldning med vedpanna	Eldning med lokaleldstad
05:00 - 11:00	22 %	7 %
11:00 - 17:00	16 %	13 %
17:00 - 23:00	62 %	78 %
23:00 - 05:00	6 %	2 %

Med detta som underlag så har tre olika tidsvariationer tagits fram för vedeldningen i Jämtland. En för vedpannor, en för lokaleldstäder, och en tredje som endast tar hänsyn till utomhustemperaturen (vilket gäller resterande eldstäder i studien), för att beräkna emissionens tidsvariation.

3.3.2 Antaganden om eldvanor och nyttjandegrad av eldstäder

En annan faktor som har stor påverkan på småhusens bränsleförbrukning är eldvanor och nyttjandegraden mellan olika bränslen, dvs. andelen av huset som värms upp med aktuellt bränsle. Tyvärr finns inte mycket underlag över hushållens vedförbrukning, men de tre undersökningarna som kommer att användas för att uppskatta dessa faktorer är en eldvaneundersökning i Västerbotten, en i Alingsås och en i Västra Götaland.

3.3.2.1 Antaganden utifrån eldvaneundersökning i Västerbotten

I Västerbottenprojektet (Omstedt m fl, 2014) utfördes en eldvaneundersökning genom besöksintervjuer till 176 hushåll angående deras eldvanor. Undersökningen visade att tillgången till fjärrvärme spelade stor roll för hur man eldade med vedpannorna, om fjärrvärme fanns så var nyttjandegraden i genomsnitt 21 %, medan motsvarande siffra utan fjärrvärme var 63 %. För lokaleldstäder så kunde man inte visa på något samband med fjärrvärmen då denna eldning främst skedde vid trivseldning. I tabell 5 redovisas nyttjandegraden för samtliga bränslen och pannor.

Tabell 5. Uppskattad nyttjandegrad (α) för vedpannor, lokaleldstäder, pelletspannor, oljepannor för olika bränslen och med eller utan tillgång på fjärrvärme.

	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

3.3.2.2 Antaganden utifrån eldvaneundersökning i Alingsås

2018 genomförde Melica Miljökonserter på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län (Bydén m fl, 2018) en eldvaneundersökning i Alingsås på 88 hushåll genom enkätutskick kombinerat med kompletterande telefonintervju. Undersökningen gav främst svar om eldvanorna för lokaleldstäder och för dessa så varierade vedförbrukningen från inget upp till 10 m³, med ett genomsnittligt värde på 0,5 – 2 m³ per år främst vid trivseldning. Omräknat till nyttjandegrad så

var detta ca 11 % av husets energibehov vilket är förenligt med vad Västerbottenprojektet också kom fram till.

3.3.2.3 Antaganden utifrån eldvaneundersökning i Västra Götaland

2020 genomfördes en enkätförfrågan till 2500 hushåll i Västra Götaland om deras eldvanor (Bennet m fl, 2020). Svarefrekvensen var endast 13 % vilket inte är helt ovanligt vid enbart enkätutskick, så en osäkerhet finns om svaren representerar samtliga eldare. Ingen av de 28 användarna av vedpannor hade fjärrvärme installerad, och de som hade denna som primär uppvärmningskälla använde i medel 8 m³ ved per år (denna siffra var 15 m³ i Västerbottenprojektet vilket kan förklaras av klimat och uppvärmningsbehov). För användarna av lokaleldstäder var medelförbrukningen av ved ca 1,8 m³ per år (likt eldvaneundersökningen i Allingsås) även här fanns det inget samband mellan vedförbrukning och användningen av fjärrvärme.

3.3.2.4 Antaganden om fjärrvärmefaktor

Utifrån tidigare erfarenheter från Västerbottenprojektet (Omstedt m fl, 2014) så har denna studie antagit att fjärrvärmefaktorn är den faktor som har störst påverkan på nyttjandegraden för vedpannor. Hushåll som både har fjärrvärme och en vedpanna installerad kan antas elda väldigt lite eller inget alls i vedpannan. Eftersom det inte finns någon information i sotarregistren om de enskilda vedpannornas nyttjandegrad så har samtliga räknats ner för att kompensera att vissa inte används alls. Nyttjandegraden(α), dvs. hur stor del av husets energibehov som värms upp av vedpannan, beräknas enligt sambandet:

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

Där β är fjärrvärmefaktor för den aktuella undersökningsområdet. Metodiken att ta fram olika undersökningsområden fjärrvärmefaktor togs fram i den nationella kartläggningen av B(a)P (Andersson m fl, 2015) utifrån Energimarknadsinspektionens register över fjärrvärmeleverantörer (Energimarknadsinspektionen, 2015). Genom att ta del av statistik över antal anslutna småhus till fjärrvärmenät, så kunde en kvot skapas över antalet anslutna småhus mot de totala antalet småhus på undersökningsområdet. Fjärrvärmefaktorn varierar mellan 1,0 för områden utan fjärrvärme till 0,2 i områden med väl utbyggd fjärrvärme. Detta ger resultatet att i orter med hög fjärrvärmefaktor så är nyttjandegraden 21 %, och där denna saknas så är nyttjandegraden 63 %. I tabell 6 visas framräknad fjärrvärmefaktor β och nyttjandegrad α (för vedpannor) för de undersökningsområden som ingår i denna studie.

Tabell 6. Beräknad fjärrvärmefaktor β och nyttjandegrad α för vedpannor som ingår i denna studien. Fjärrvärmefaktorn anger andelen småhus som inte har anslutning till fjärrvärme och tillåts variera mellan 0,2 (undersökningsområden med väl utbyggd fjärrvärme) och 1,0 (undersökningsområden utan fjärrvärme).

Kommun	undersökningsområde	Fjärrvärmefaktor (β)	Nyttjandegrad (α)
Berg	Rätan och Rätansbyn	1,0	0,63
Berg	Åsarna	1,0	0,63
Härjedalen	Sveg	0,2	0,21
Härjedalen	Ytterhogdal	1,0	0,63
Ragunda	Ragunda	1,0	0,63
Ragunda	Stugun	1,0	0,63

Åre	Järpen	0,2	0,21
Östersund	Häggenås	1,0	0,63
Östersund	Orrviken	1,0	0,63

Inom ramen för detta projekt så har kommuner och energibolag kontaktats i syfte att undersöka fjärrvärmertilgången och antagna nyttjandegrader för vedpannorna för de aktuella undersökningsområdena. I tabell 7 sammanställs resultatet av dessa undersökningar.

Tabell 7. *Undersökning av fjärrvärmertilgången i respektive undersökningsområde i denna studie. Uppgifterna bygger på personlig kommunikation med kommunerna/energibolagen.*

Kommun	Undersökningsområde	Uppgiftslämnare	Kommentar
Berg	Rätan	Bergs Tingslags Elektriska AB (BTEA)	Fjärrvärme saknas i Rätan
Berg	Åsarna	Bergs Tingslags Elektriska AB (BTEA)	Fjärrvärme saknas i Åsarna
Härjedalen	Sveg	Solar Bioenergi fjärrvärme AB	Har inte lyckats få kontakt med Solar Bioenergi
Härjedalen	Ytterhogdal	Solar Bioenergi fjärrvärme AB	Fjärrvärme saknas i Ytterhogdal
Ragunda	Ragunda	Ragunda Energi & Teknik AB (RetAB)	Fjärrvärme saknas i Ragunda
Ragunda	Stugun	Ragunda Energi & Teknik AB (RetAB)	Finns inga privata hus anslutna, bara ngn skola och en kommunal hyreslägenhet i Ragunda kommun
Åre	Järpen	Jämtkraft AB	Låg fjärrvärmeanslutning ca 5–10 % i Järpen
Östersund	Häggenås	Jämtkraft AB	Fjärrvärme saknas i Häggenås
Östersund	Orrviken	Jämtkraft AB	Fjärrvärme saknas i Orrviken

Utifrån kommunernas och energibolagens information om fjärrvärmertilgången (tabell 7) har emissionsdatabaserna i studien uppdaterats med avseende på fjärrvärmefaktor (β) samt nyttjandegraden för vedpannor (α) Resultatet av denna justering listas i tabell 8. I samtalen med Jämtkraft kom det fram att det inte finns någon av deras fjärrvärmekunder som har en aktiv vedpanna, då detta var ett krav för att få fjärrvärme installerad i huset. Utifrån denna informationen så har aktiva vedpannor i Östersund City och Odensala uteslutits i studien då fjärrvärmeanslutningen i dessa områden är nästan 100 %. För övriga undersökningsområden som har Jämtkraft som fjärrvärmeleverantör har inga justeringar av vedpannor gjorts, då det saknas mer detaljerad information om vilka av deras adresser som har fjärrvärme eller inte.

För lokaleldstäder har tidigare enkätstudier i Västerbotten inte påvisat någon korrelation med fjärrvärmertilgång (då de främst används för trivseledning), varför en genomsnittlig användargrad på 11 % antas. Detta bekräftades även av undersökningen för Alingsås och (Benett m fl, 2020) (se

avsnitt 3.3.2). Sotarregistren i samtliga kommuner i Jämtland hade även information om huruvida lokaleldstaden används som primär eller sekundär uppvärmningskälla, vilket påverkar nyttjandegraden, så därför görs samma antagande som i Alingsås-studien:

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

För pellets pannor 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. Dessa faktorer är de som slutgiltigt används i emissions- och spridningsberäkningarna i studien.

Kommun	undersökningsområden	Del av området	Korrigerad fjärrvärmefaktor (β)	Korrigerad Nyttjandegrad (α)
Berg	Rätan och Rätansbyn	Hela området	1,0	0,63
Berg	Åsarna	Hela området	1,0	0,63
Härjedalen	Sveg	Hela området	0,2	0,21
Härjedalen	Ytterhogdal	Hela området	1,0	0,63
Ragunda	Ragunda	Hela området	1,0	0,63
Ragunda	Stugun	Hela området	1,0	0,63
Åre	Järpen	Hela området	0,95	0,6
Östersund	Häggenås	Hela området	1,0	0,63
Östersund	Orrviken	Hela området	1,0	0,63

3.3.3 Emissionsfaktorer för B(a)P

Det finns många faktorer som styr vilka emissionsfaktorer en eldstad har, t.ex. typ av eldstad, förbränningsteknik, vedens fuktighet, och syretillförseln. Emissionsfaktorer som används i denna studien stämmer överens med de som användes i Skellefteå, Strömsunds och Alingsåsprojektet (Andersson m fl, 2019). De som rapporterades där är ett sammanvägt värde mellan Todorovic m fl (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).

Tabell 9. Emissionsfaktorer av B(a)P som används i denna studie angivet i mg MJ⁻¹

Typ av eldstad	Kategorisering i denna studie	Emissionsfaktor E_f för B(a)P
Vedpanna, icke-miljögodkänd	Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,12
Vedpanna, miljögodkänd	Vedpanna, miljögodkänd	0,02
Lokaleldstad	Lokaleldstad/Udda eldstad	0,05
Pellets panna	Pellets / Flispanna	0,001

Oljepanna	Annan Panna	0,001
Flispanna	Pellets / Flispanna	0,001

3.3.4 Verkningsgrad

Verkningsgraden (η) beskriver hur stor del av den tillförda energin man får ut och är beskrivet i tabell 10. De överensstämmer med värden som använts i tidigare vedeldningstudier som t.ex. Västerbottenprojektet (Omstedt m fl, 2014) och Skellefteå, Strömsunds och Alingsåsprojektet (Andersson m fl, 2019). Siffrorna är ett uppskattat medelvärde så det kan skilja mycket mellan äldre och nyare pannor.

Tabell 10. Antagna verksamhetsgrad (η) för de olika typer av eldstäder som ingår i denna studien.

Typ av eldstad	Kategorisering I denna studie	Verkningsgrad (%)
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

3.3.5 Känslighetsanalys för eldvanor samt utbyte av gamla vedpannor

För 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, så utförs känslighetsanalyser för att 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

Känslighetsanalys eldvanor:

- Scenario 1: Goda förbränningsförutsättningar ansätts för alla eldstäder (0 % fuktig ved och 0 % pyreldning).
- Scenario 2: Förbränning i alla eldstäder (icke-miljögodkända vedpannor, miljögodkända vedpannor och lokaleldstäder) sker med fuktig ved.
- Scenario 3: Förbränning i alla eldstäder (icke-miljögodkända vedpannor, lokaleldstäder pellets pannor och flispannor) sker med pyreldning (partiell bränslemängd).

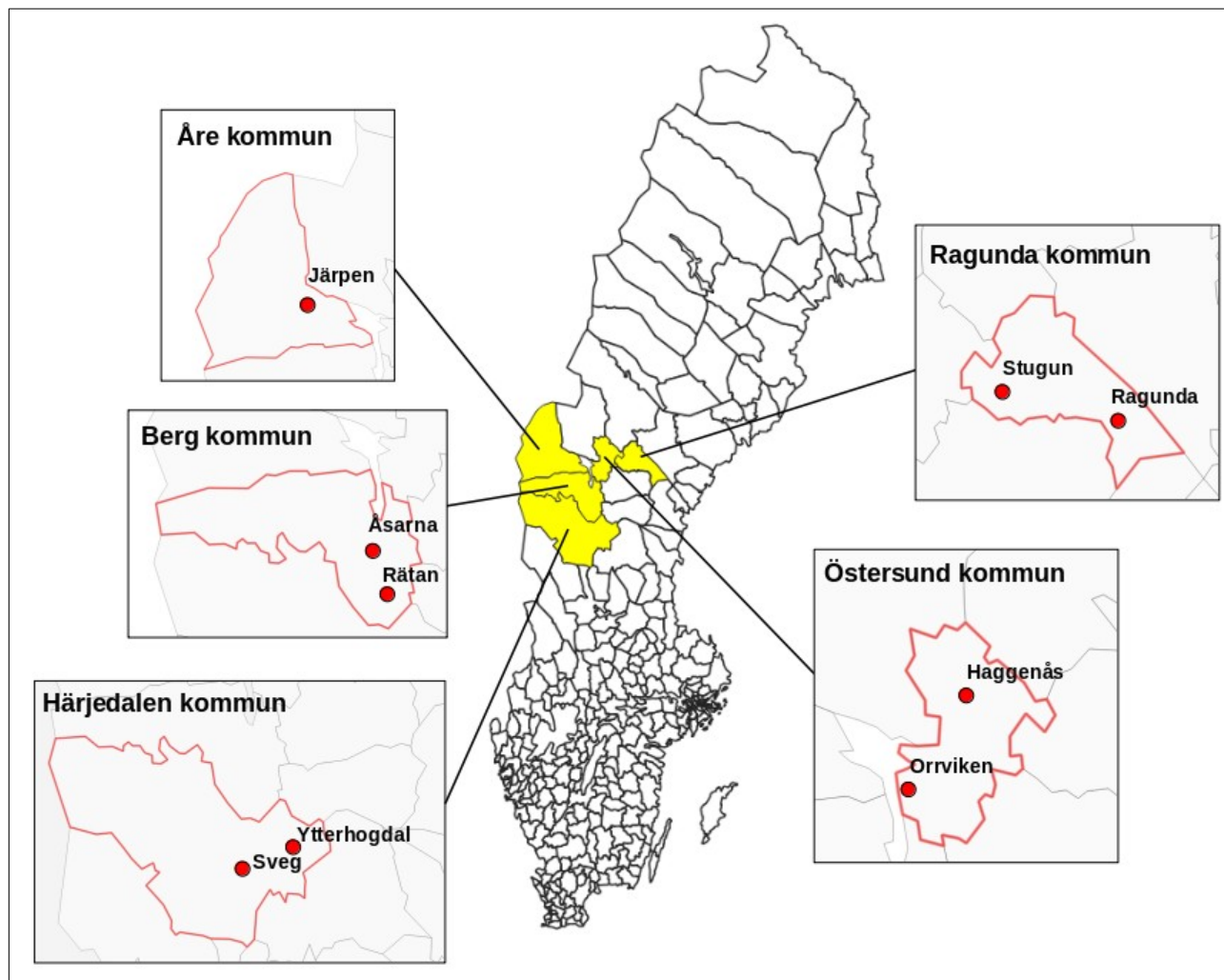
En sammanfattning av emissionsfaktorer för de olika scenarierna visas i tabell 11 för B(a)P. Antagandena baseras på variationen av mätresultat i Todorovic m fl (2007), dvs. låga emissionsfaktorer (scenario 1), något förhöjda emissionsfaktorer (scenario 2) respektive höga emissionsfaktorer (scenario 3). Notera att känslighetsanalyserna av spridningsmodelleringen har begränsats till ett kalenderår, nämligen 2020.

Tabell 11. Emissionsfaktorer av B(a)P för de olika scenarierna i känslighetsanalysen i denna studie.

Basfall (samma som tabell 9)	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,12
Vedpanna, miljögodkänd	0,02
Lokaleldstad	0,05
Pelletspanna	0,01
Oljepanna	0,01
Flispanna	0,01
Scenario 1: Låga emissionsfaktorer	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,09
Vedpanna, miljögodkänd	0,001
Lokaleldstad	0,004
Pelletspanna	0,00001
Oljepanna	0,001
Flispanna	0,00001
Scenario 1: Medelhöga emissionsfaktorer	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,23
Vedpanna, miljögodkänd	0,06
Lokaleldstad	0,15
Pelletspanna	0,01
Oljepanna	0,001
Flispanna	0,01
Scenario 3: Höga emissionsfaktorer	
Vedpanna, icke-miljögodkänd	0,38
Vedpanna, miljögodkänd	0,09
Lokaleldstad	0,27
Pelletspanna	0,12
Oljepanna	0,001
Flispanna	0,12

3.4 Urval av hotspot-områden

Emissionsberäkningar för samtliga fem kommuner har gjorts heltäckande för kommunerna, och emissionskartor har tagits fram genom att beräkna emissionerna och därefter presentera resultaten i kartor. Därefter har områden med höga emissioner identifierats (hotspot) och tillsammans med respektive kommun har sedan 1–2 områden per kommun valts ut för spridningsberäkningar. I figur 2 visas de kommuner och undersökningsområden som med denna urvalsprocess inkluderas i studien.



Figur 2. *Kommuner och undersökningsområden som ingår i studien. Emissionsberäkningar genomförs för hela kommunerna, medan spridningsberäkningarna inriktas till en till två undersökningsområden i varje kommun som identifieras ha höga emissioner ifrån småskalig vedeldning.*

3.5 Spridningsmodellering

Spridningsmodelleringen i denna studie utförs av den Gaussiska lokalskaliga spridningsmodellen NG2M, vilket är ett nationellt verktyg som kan användas för luftkvalitetsberäkningar i områden med småskalig biobränsleledning.

Beräkningar utförs timvis för ett utvalt område kring källorna. Beräkningsrutnätet består av ett stort antalberäkningspunkter med den rumsliga upplösningen om 50 x 50 meter, för att kunna fånga upp de kraftiga haltgradienterna som uppkommer vid småskalig vedeldning. Halterna presenteras sedan i en karta för att kunna göra jämförelser med aktuella miljökvalitetsnormer och andra viktiga gränsvärden. Utsläppshöjden är satt till 6 meter över mark, och skorstentemperatur 150 grader Celsius.

NG2M använder sig av gränsskiktmeteorologisk similaritetsteori för att översätta vanliga meteorologiska observationsdata till intressanta gränsskiktsvariabler. Från observationerna utnyttjas 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 på grund av 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 dominerar 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.

3.5.1 Meteorologiska data

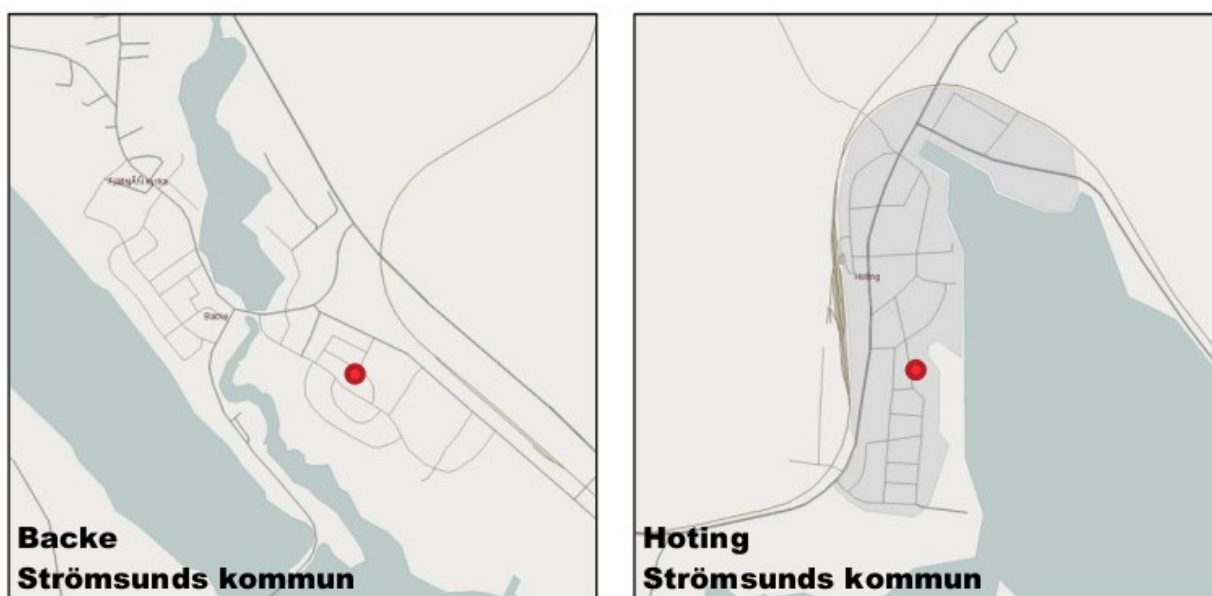
Meteorologiska data som används i beräkningarna härrör från SMHI:s analyssystem för väderobservationsdata, Mesan (Mesoskaligt Analyssystem) (Häggmark m fl, 2000). I Mesan interpoleras data, från olika typer av observationssystem såsom synoptiska väderstationer, Trafikverkets väderstationer, radar- och 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 det senaste meteorologiska datat (kalenderår 2020). Observera att energibehovet, som används i emissionsberäkningarna, dock är genomförda för ett genomsnittligt meteorologiskt kalenderår för referensperioden 1960–1990.

3.5.2 Bakgrundshalter

Bakgrundshalter av benso(a)pyren saknas i NG2M. För B(a)P görs därför enbart spridningsmodellering av bidraget från småskalig vedeldning. Ett schablontillägg motsvarande regionala bakgrunden om 0.02 ng används för de aktuella kommunerna i Jämtland. Dessa värden baseras på mätningar i regional bakgrund som finns sammanställd i Datavärdskapet för luftkvalitet (2018) samt resultat från modellering i Omstedt m fl (2013).

3.6 Mätplats

Ingen mätning av B(a)P har genomförts för de aktuella undersökningsområdena i anslutning till detta projekt, så för att kunna jämföra och kalibrera våra modellerade mätvärden mot de uppmätta så har mätningar som skedde i en annan jämtländsk kommun använts, Backe och Hoting i Strömsund under perioden juni 2017 till och med december 2018. Svenska Miljöinstitutet (IVL), på uppdrag av Naturvårdsverket, genomförde dessa mätningar med PM10-provtagare (PModel S10) under sju dygn cirka var tredje vecka. Analysen innefattar benso(a)pyren, tillsammans med ytterligare 11 PAH:er (fenantren, antracen, flouranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)flouranten, benso(k)flouranten, dibenso(ah)antracen, benso(ghi)perylen och indeno(cd)pyren).



© OpenStreetMaps bidragsgivare

Figur 3. Mätning av B(a)P-halter utförs av IVL på uppdrag av Naturvårdsverket i Backe och Hoting i Strömsunds kommun. Mätstationernas läge framgår av röd markering.

4. Resultat

4.1 Emissioner av B(a)P

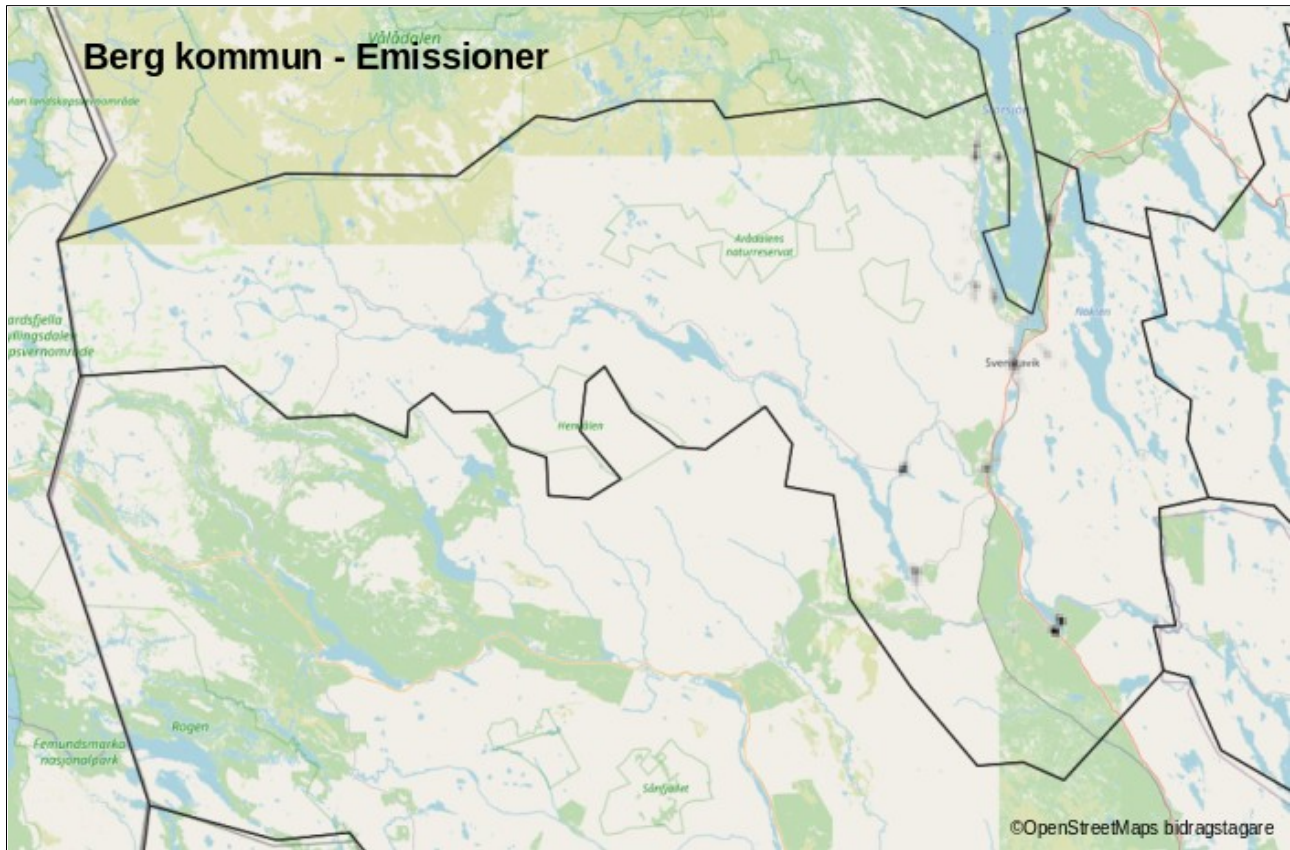
I detta avsnitt visas kartor med inprickade eldstäder och beräknade emissioner av B(a)P. Kartfigurer visas i form av så kallade heatmaps, vilket är en mycket användbar visualisering för att lokalisera hotspot där man tar hänsyn till samverkan mellan flera olika punktkällor (utan att behöva aggregera/gridda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

Gemensamt för samtliga områden som har de högsta emissionerna är att de återfinns i områden med aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor. Dessa har i regel ca 7 gånger högre emissioner än lokaleldstäder som är den grupp av eldstäder som släpper ut näst mest. Detta gör att det räcker med några stycken icke miljögodkända vedpannor inom ett nära område för att denna ska bli klassad som en hotspot.

På de nästföljande sidorna presenteras hotspots för samtliga kommuner, med en översiktskarta över den aktuella kommunen först. Observera att översikt bilden ger en indikation på vilka områden i kommunen som har högst emissioner, dock så är denna bild inte alltid representativ för vilka områden som är de verkliga hotspots då dessa framträder bäst i en högre skala (ofta består ju hotspots bara av ett fåtal icke-miljögodkända vedpannor).

Även två samhällen i Strömsunds kommun, Hoting och Backe är presenterade här. Dessa två ingick i detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019), och kommer att användas för att resultaten ska kunna jämföras med mätdata ifrån den rapporten.

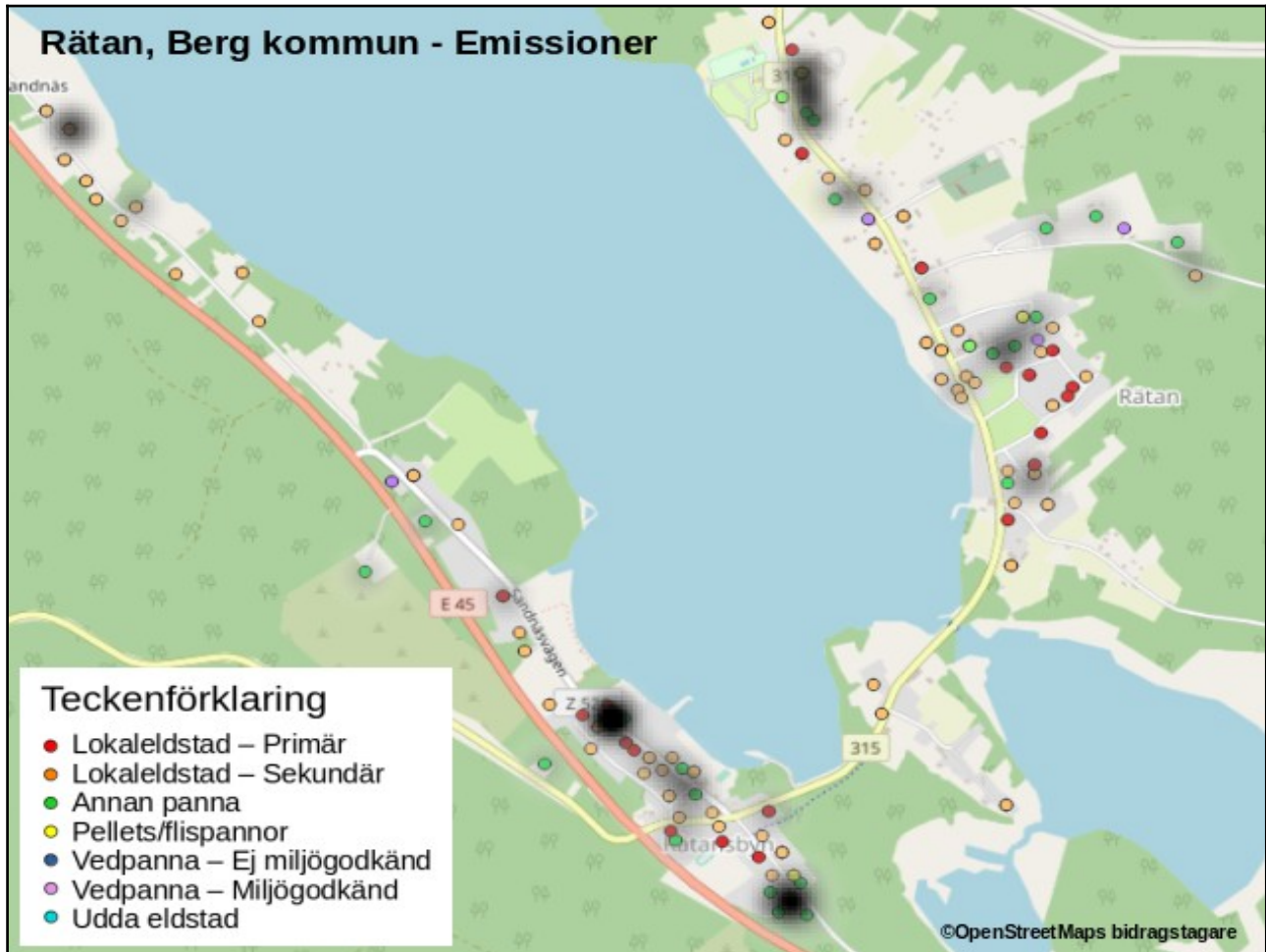
4.1.1 Bergs kommun – emissioner



Figur 4. Beräknade emissioner av B(a)P i Bergs kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser. Observera att översikt bilden ger en indikation på vilka områden kommunen som har högst emissioner, dock så är denna bild inte alltid representativ för vilka områden som är de verkliga hotspoten då dessa framträder bäst i en högre skala.

4.1.1.1 Rätan och Rätansbyn, Bergs kommun – emissioner

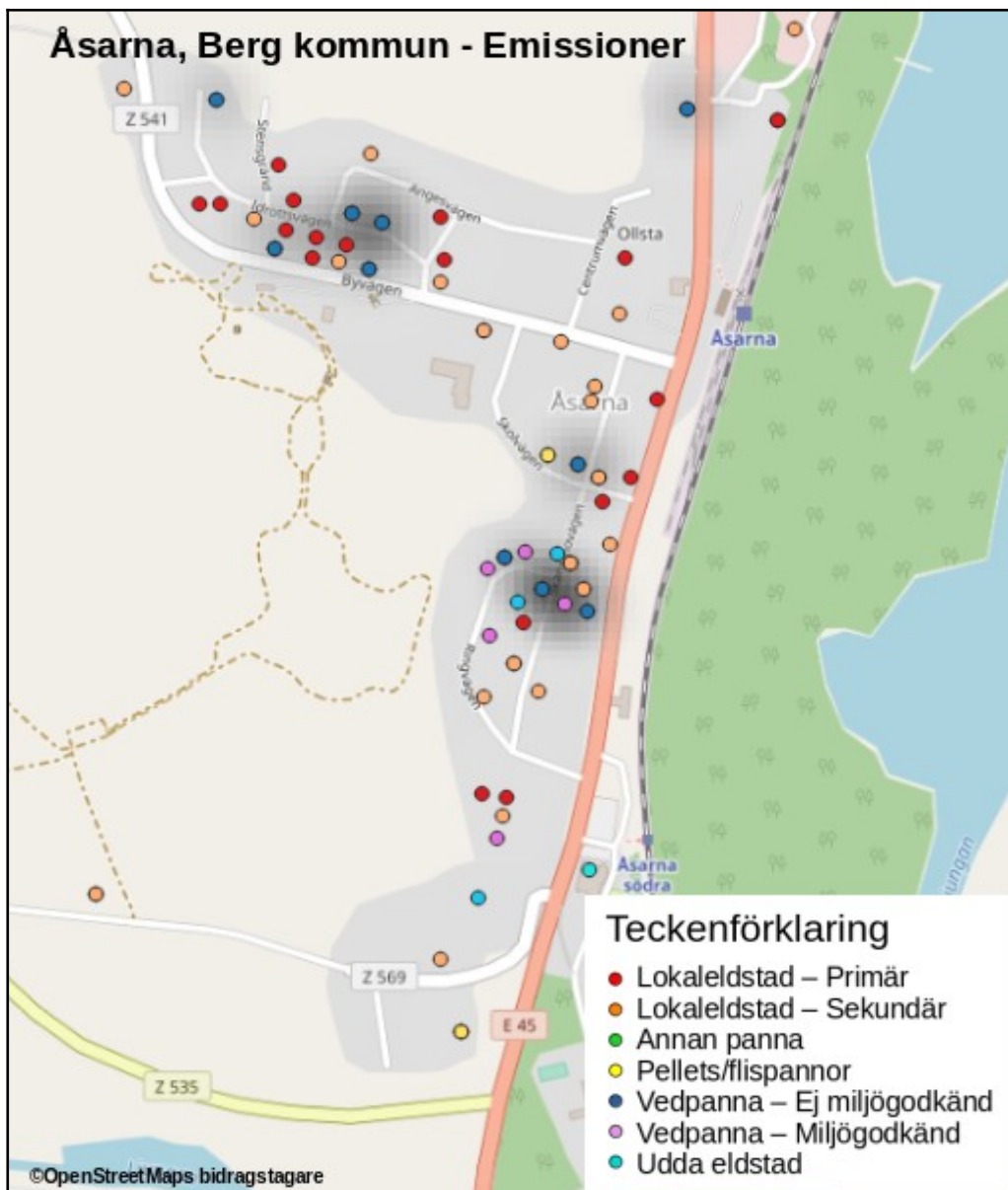
På Rätansbyn finns två områden med höga emissioner vilka även är de högsta i hela Bergs kommun. I den norra delen ligger en hotspot där 3 icke miljögodkända vedpannor ligger samlade, här finns det även lokaleldstäder på flera av adresserna som har vedpannor vilket ökar totalemissionen. I den södra delen finns den andra hotspoten med 4 icke miljögodkända vedpannor samlade inom ett nära område. I Rätan så finns även vedpannor i den norra delen och mer centralt som skapar mindre hotspot-områden.



Figur 5. Beräknade emissioner av B(a)P för Rätan och Rätansbyn i Bergs kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

4.1.1.2 Åsarna, Bergs kommun – emissioner

I Åsarna finns två områden med höga emissioner (hotspot). En i den nordvästra delen där 4 icke miljögodkända vedpannor finns samlade inom ett närområde, samt ett i den södra delen med 3 icke miljögodkända vedpannor. I det nordvästra området finns det även lokaleldstäder på flera av adresserna som har vedpannor.



Figur 6. Beräknade emissioner av B(a)P för Åsarna i Bergs kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

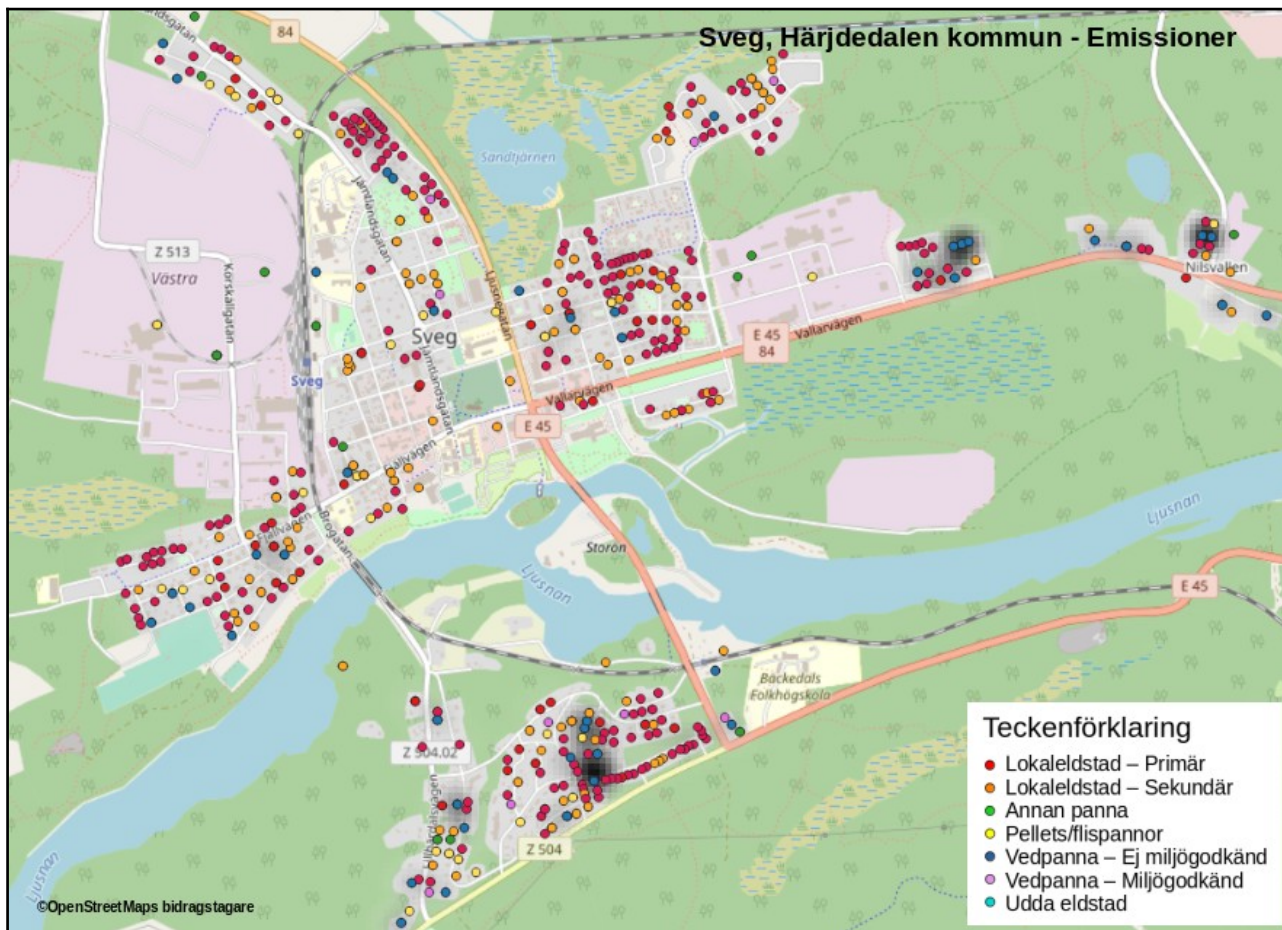
4.1.2 Härjedalens kommun – emissioner



Figur 7. Beräknade emissioner av B(a)P i Härjedalens kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser. Observera att översikt bilden ger en indikation på vilka områden kommunen som har högst emissioner, dock så är denna bild inte alltid representativ för vilka områden som är de verkliga hotspoten då dessa framträder bäst i en högre skala.

4.1.2.1 Sveg, Härjedalens kommun – emissioner

De högsta emissionerna i Sveg återfinns på tre områden: Ett i den nordöstra delen, ett i området Nilsvallen, samt ett i området Ulvkälla söder om Ljusnan. I den nordvästra delen så beror hotspoten på tre icke miljögodkända vedpannor som alla är placerade på blåbärsstigen, och i Nilsvallen på två icke miljögodkända vedpannor som ligger nära varandra geografiskt. I området Ulvkälla befinner sig fem icke miljögodkända vedpannor inom ett begränsat område, vilket även gör detta till den största hotspot i Härjedalens kommun. På dessa adresser finns även lokaleldstäder som bidrar till emissionerna i hotspoten.



Figur 8. Beräknade emissioner av B(a)P för Sveg i Härjedalens kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

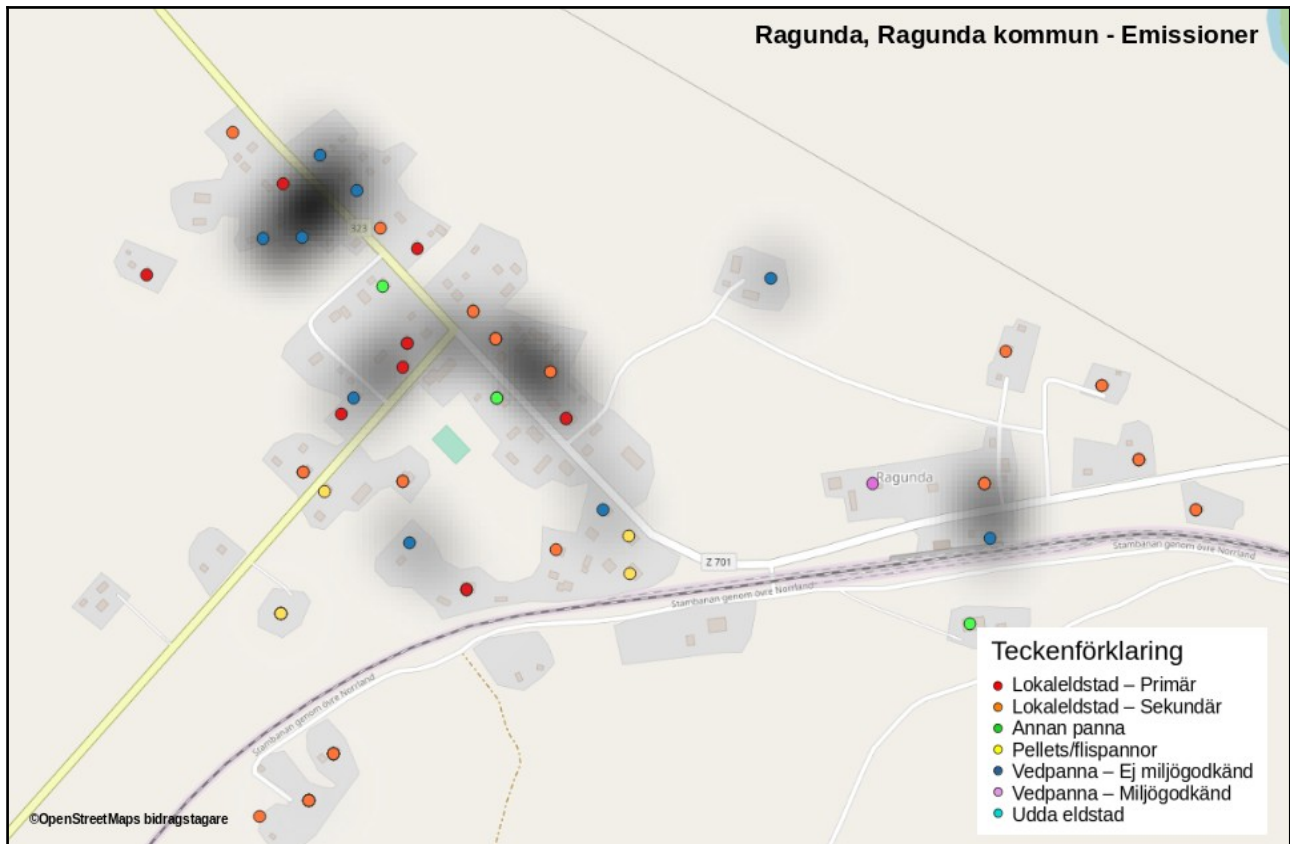
4.1.3 Ragunda kommun – emissioner



Figur 10. Beräknade emissioner av B(a)P i Ragundas kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser. Observera att översikt bilden ger en indikation på vilka områden kommunen som har högst emissioner, dock så är denna bild inte alltid representativ för vilka områden som är de verkliga hotspoten då dessa framträder bäst i en högre skala.

4.1.3.1 Ragunda, Ragunda kommun – emissioner

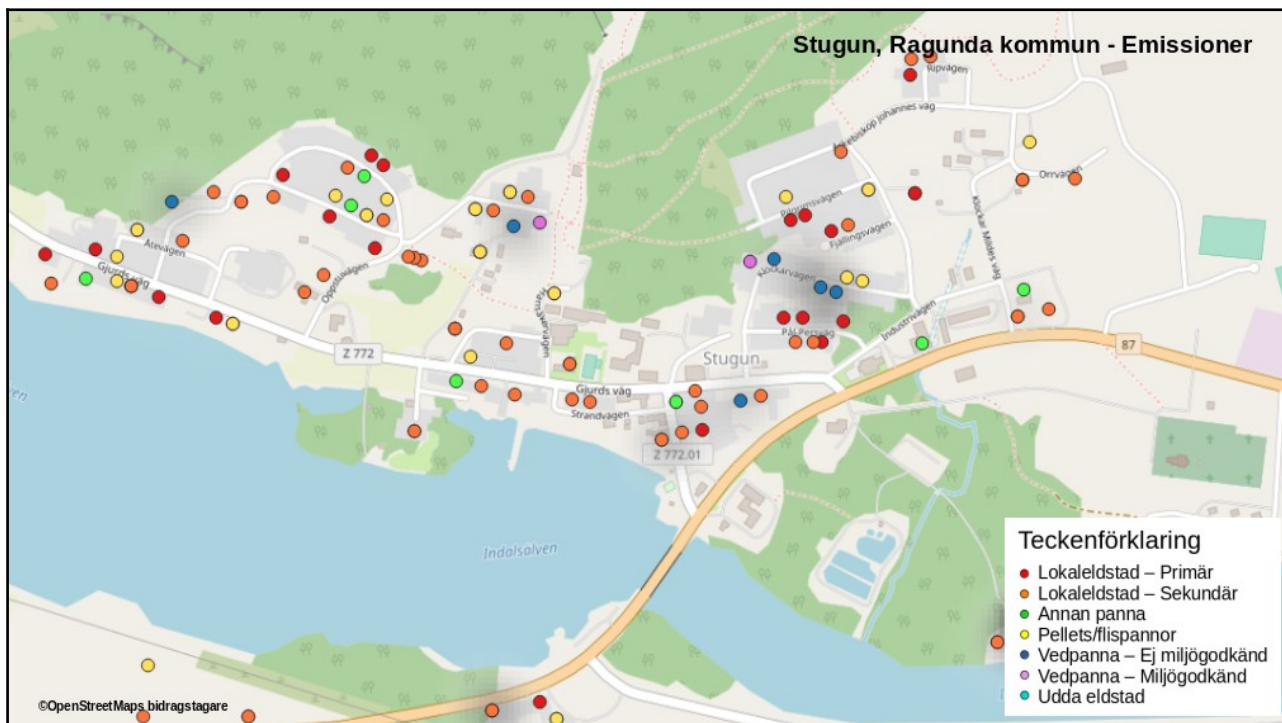
De högsta emissionerna återfinns i den norra delen av Ragunda där det enligt sotarregistret finns 4 icke miljögodkända vedpannor inom ett nära område. Även i de centrala delarna som visar på ett hotspot-område finns icke miljögodkända vedpannor på två adresser som även har lokaleldstäder, och som är de som visas på kartan.



Figur 11. Beräknade emissioner av B(a)P för Ragunda i Ragunda kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

4.1.3.2 Stugun, Ragunda kommun – emissioner

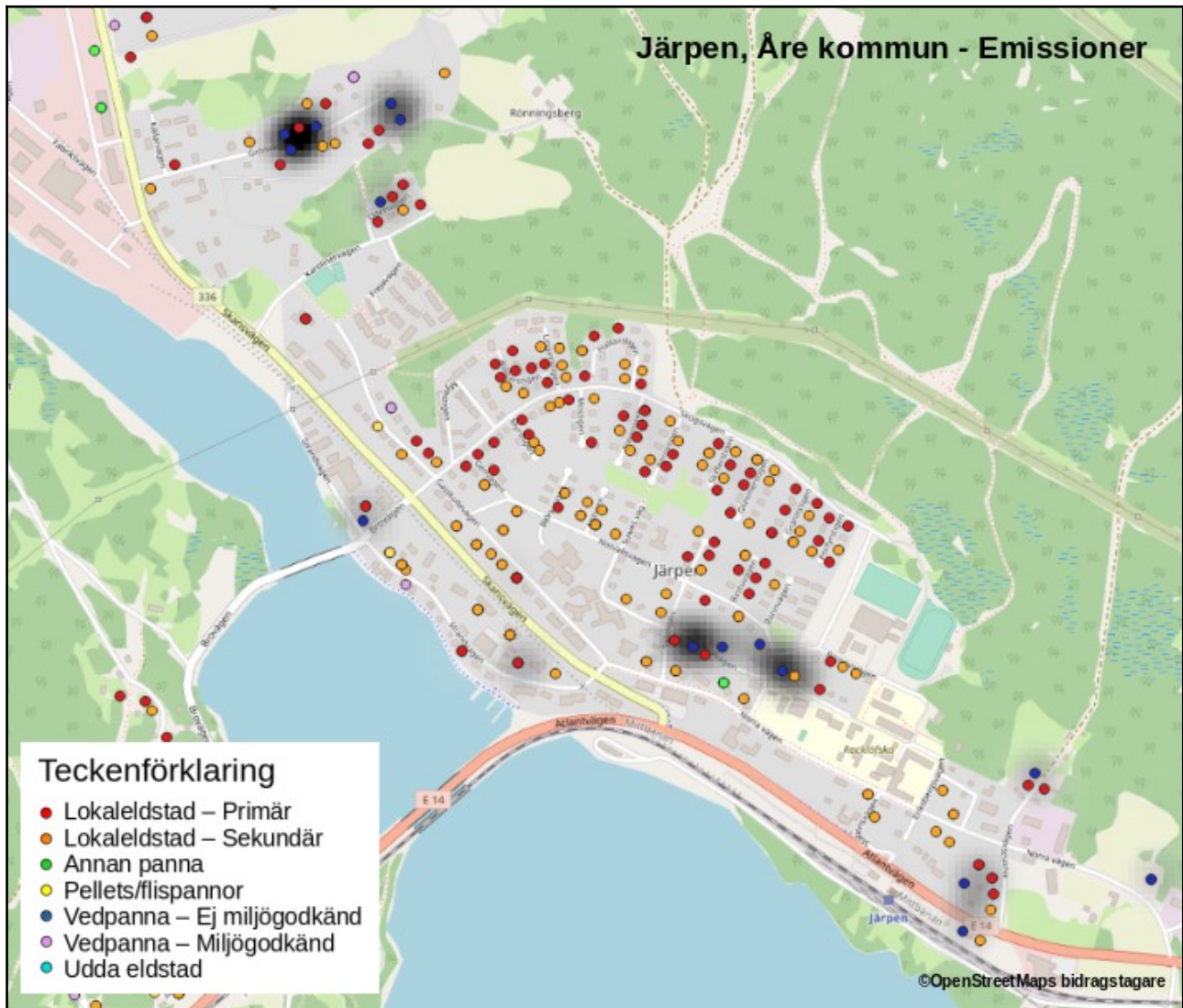
De högsta emissionerna återfinns i den sydöstra delen av Stugun där det enligt sotarregistret finns ett kluster av 4 icke miljögodkända vedpannor, vilket även är den högsta hotspoten för Ragunda kommun. Ett antal vedpannor finns även i de centrala delarna av Stugun där emissionerna är höga.



Figur 12. Beräknade emissioner av B(a)P för Stugun i Ragunda kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

4.1.4.1 Järpen, Åre kommun – emissioner

De högsta emissionerna i Åre kommun återfinns i Järpen där det finns två hotspot-områden. En i den nordvästra delen av där 5 icke miljögodkända vedpannor återfinns inom ett nära område, och en i den centrala delen där 6 icke miljögodkända vedpannor återfinns. På vissa av adresser i den centrala delen finns även lokaleldstäder vilket gör att alla vedpannor inte visas på kartan.



Figur 14. Beräknade emissioner av B(a)P för Järpen i Åre kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

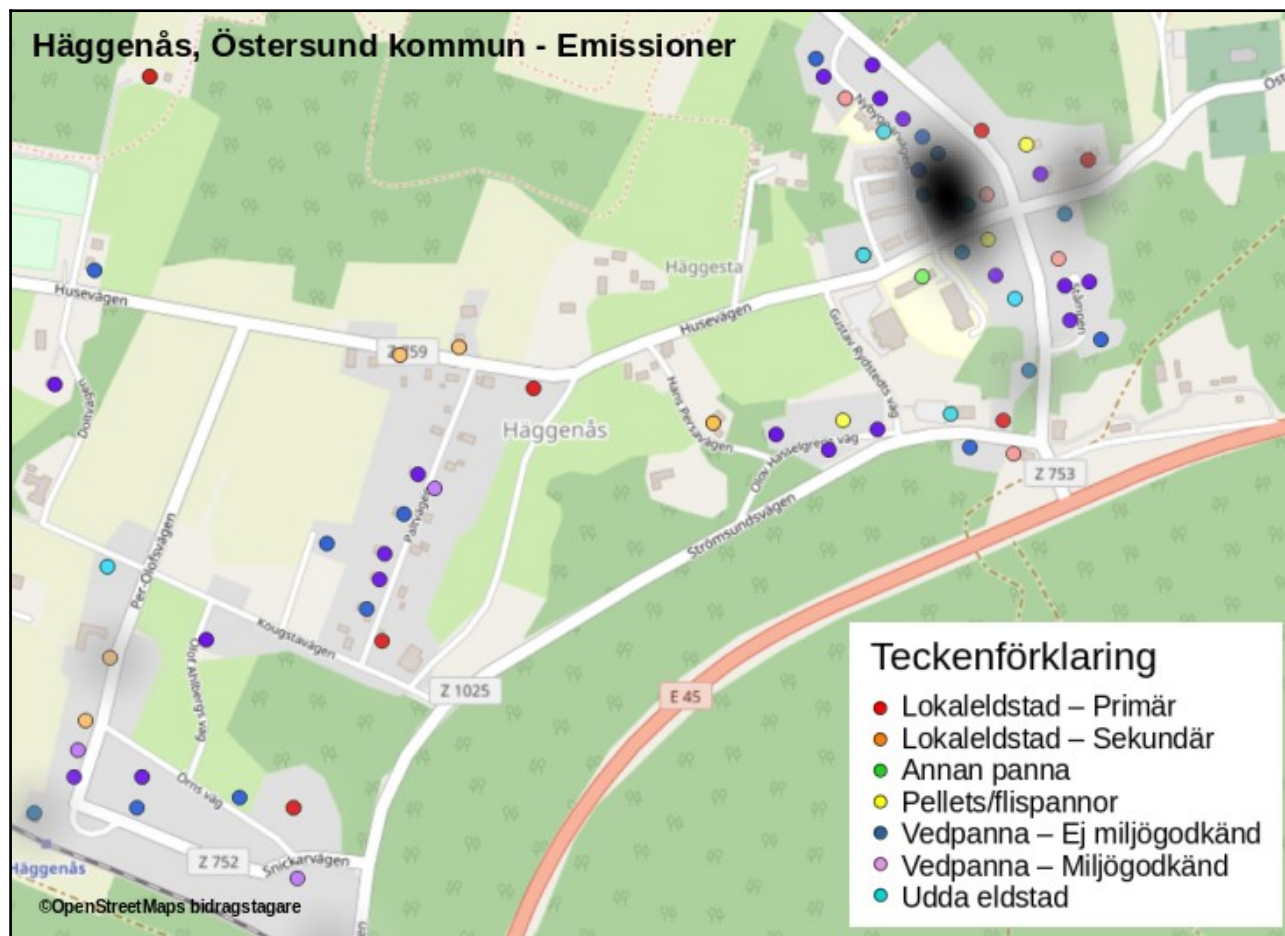
4.1.5 Östersunds kommun – emissioner



Figur 15. Beräknade emissioner av B(a)P i Östersunds kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser. Observera att översikt bilden ger en indikation på vilka områden kommunen som har högst emissioner, dock så är denna bild inte alltid representativ för vilka områden som är de verkliga hotspoten då dessa framträder bäst i en högre skala.

4.1.5.1 Häggenås, Östersunds kommun – emissioner

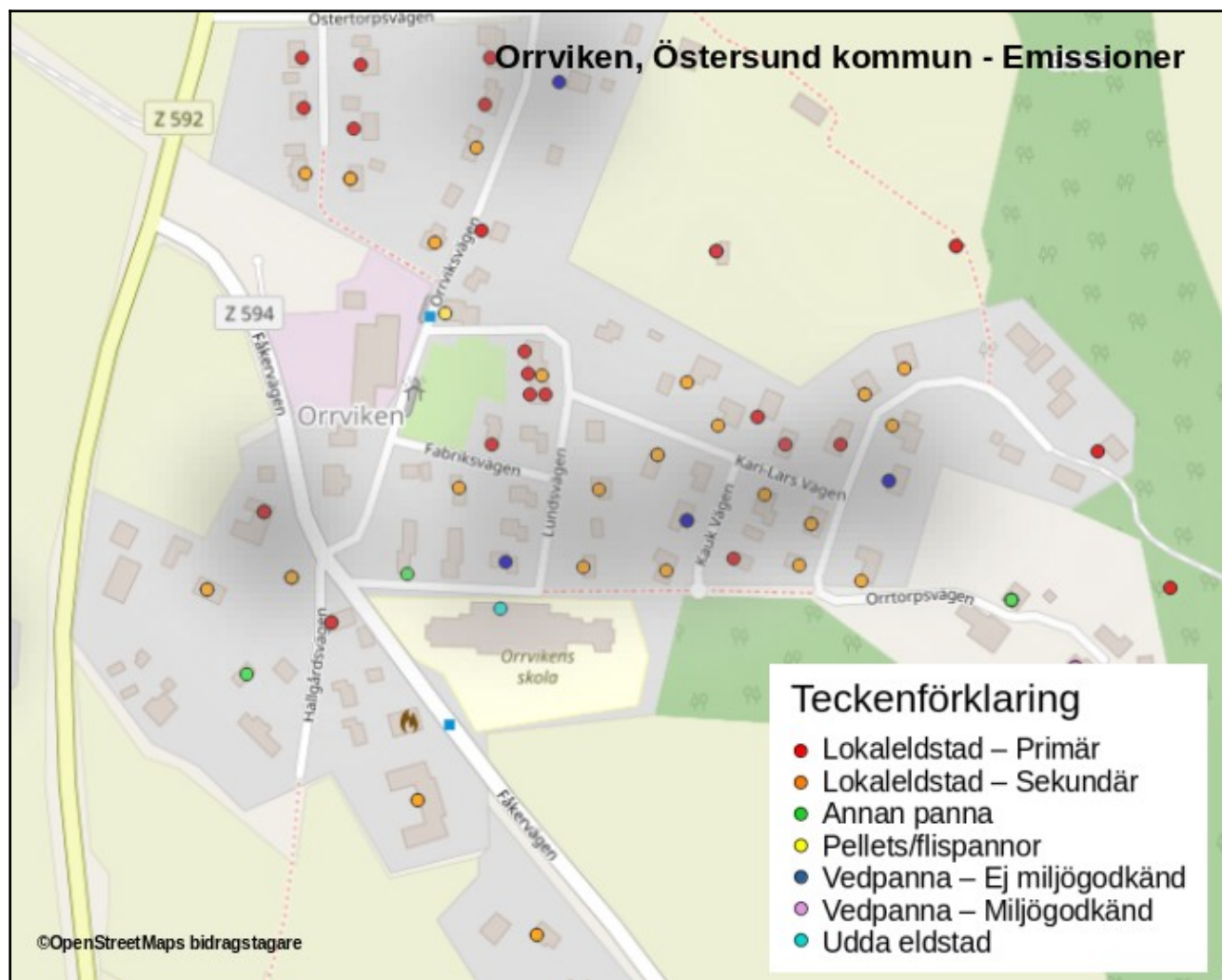
I Häggenås återfinns de högsta emissionerna i de centrala delarna där ett antal icke miljögodkända vedpannor finns placerade enligt sotarregistret, denna är även den högsta hotspoten i Östersunds kommun. Ett flertal av dessa adresser har även lokaleldstäder utöver vedpannorna vilket gör att totalemissionen blir högre.



Figur 16. Beräknade emissioner av B(a)P för Häggenås i Östersunds kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

4.1.5.2 Orrviken, Östersunds kommun – emissioner

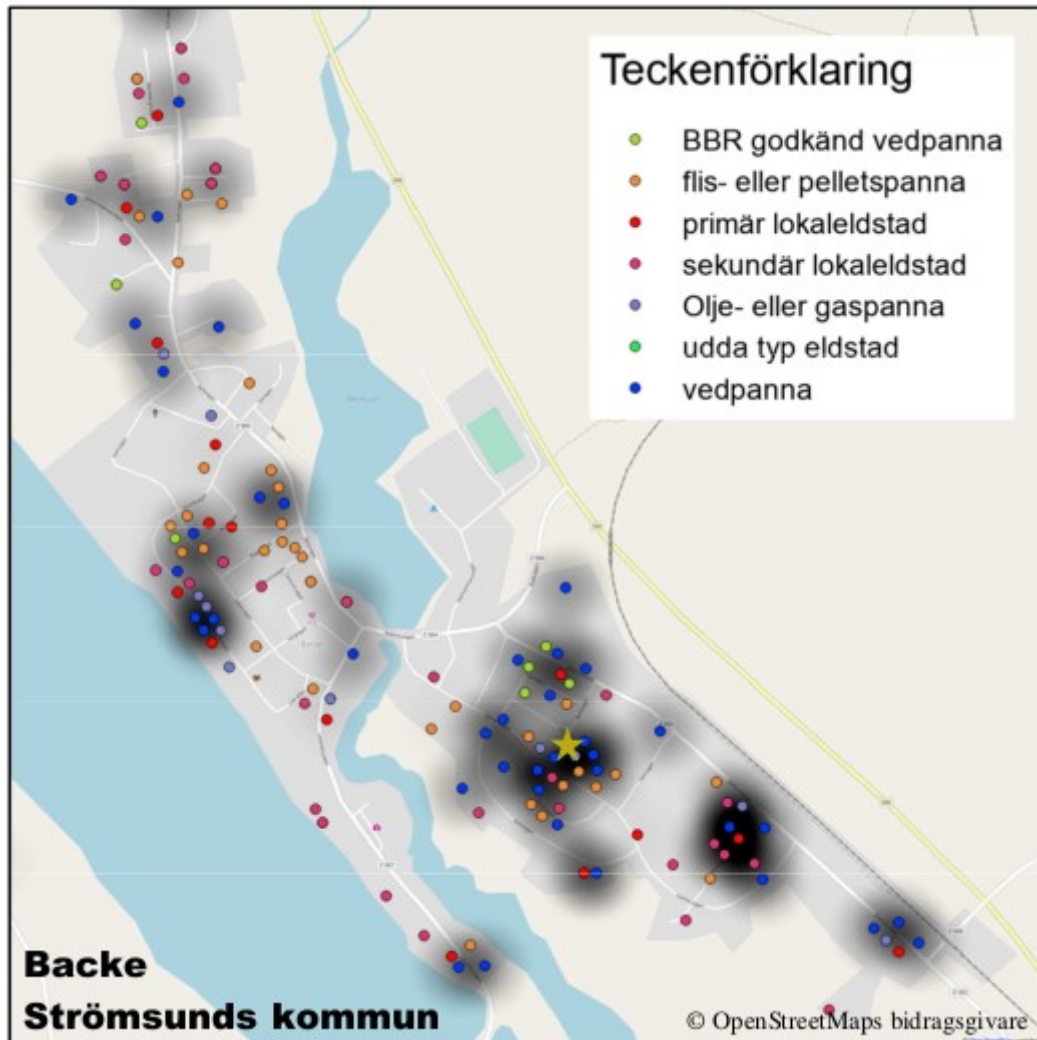
Det finns inga tydliga hotspots i Orrviken utan emissionerna är relativt väl utspridda över undersökningsområdet. I de centrala delarna är dessa aningen större beroende på några vedpannor och en högre koncentration av lokala eldstäder.



Figur 17. Beräknade emissioner av B(a)P för Orrviken i Östersunds kommun från småskalig förbränning. Emissionerna har beräknats från sotarregistret där eldstäderna geolokaliserats via adresser.

4.1.6.1 Backe, Strömsunds kommun – emissioner (från tidigare vedeldningsstudie)

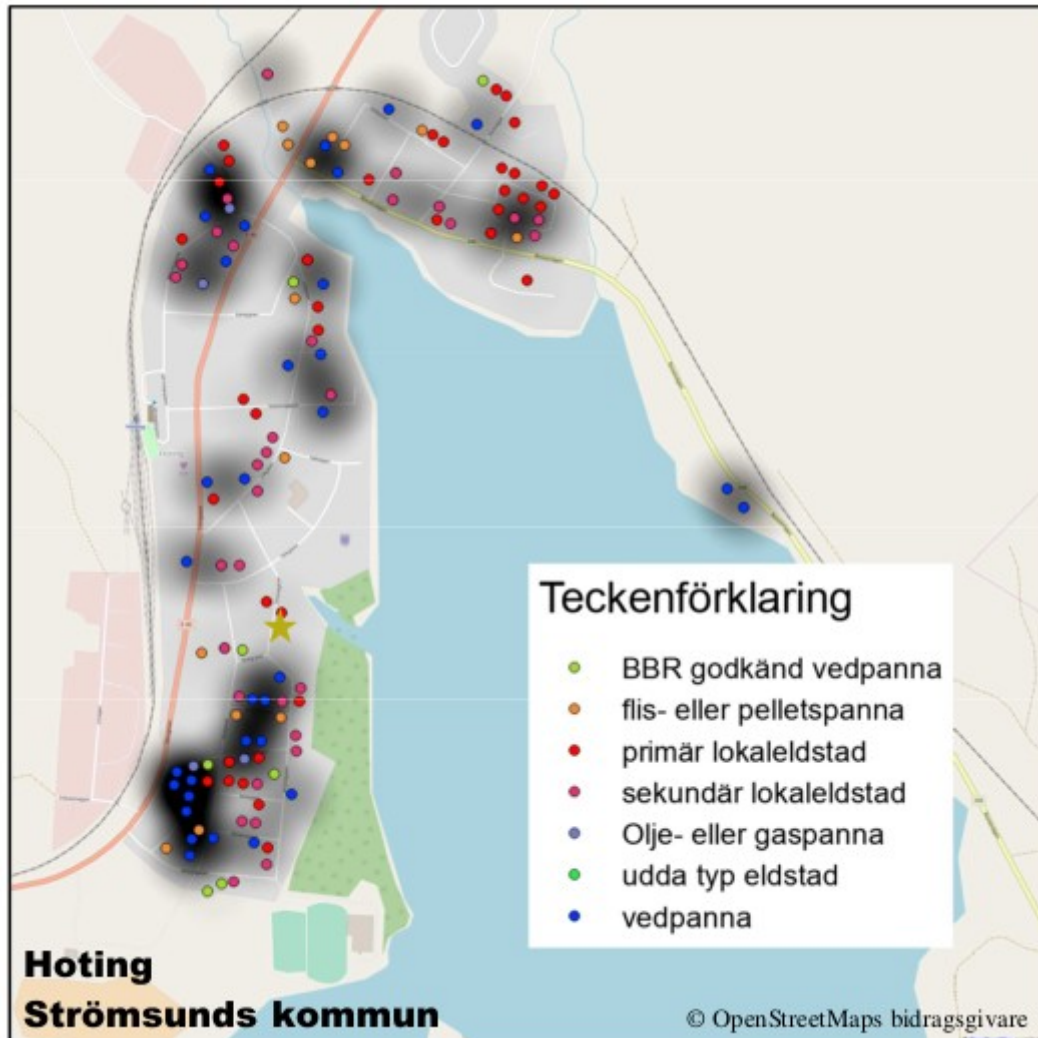
I figur 18 visas beräknade emissioner av B(a)P för Backe undersökningsområde utgående från sotarregistret i Strömsunds kommun. De högsta emissionerna identifieras till de sydöstra delarna av undersökningsområdet där antalet vedpannor är många. Två hotspot kan identifieras i detta område; intressant är att mätstationen lyckades placeras utomordentligt bra i förhållande till de beräknade högsta emissionerna, vilket framgår av den gula stjärnan i figuren.



Figur 18. Beräknade emissioner av B(a)P för Backe undersökningsområde i Strömsunds kommun från småskalig uppvärmning. Gul stjärna ange mätstationens läge. Emissionskartan är framtagen i detaljstudie över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019)

4.1.6.2 Hoting, Strömsunds kommun – emissioner (från tidigare vedeldningsstudie)

Beräknade emissioner av B(a)P i Hotings undersökningsområde, baserade på sotarregistret i Strömsunds kommun, visualiserar i en heatmap i figur 19. De högsta emissionerna beräknas till den allra sydligaste delen av undersökningsområdet där många vedpannor återfinns. Dessvärre är inte mätstationen ultimata placerad för att fånga upp detta. Anledningen var av rent praktiska skäl; att det var svårt att hitta passande platser som uppfyllde de mättekniska kraven.



Figur 19. Beräknade emissioner av B(a)P för Hotings undersökningsområde i Strömsunds kommun från småskalig uppvärmning. Gul stjärna ange mätstationens läge. Emissionskartan är framtagen i detaljstudie över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019)

4.2 Modellerade halter av B(a)P

Resultaten från spridningsmodelleringen presenteras i form av kartor med halter av B(a)P ifrån den småskaliga vedeldningen, jämfört med gränsvärdena. Utöver kartorna redovisas resultaten även i en tabell med kartans högsta värde i varje kommun. I presentationen av resultat visas såväl basfallet (med genomsnittliga antaganden vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor), samt scenarier med lägre/högre emissionsfaktorer (se avsnitt 3.3.5). Detta för att kvantifiera osäkerheterna och visa en känslighetsanalys över hur mycket emissionsfaktorer/eldvanor påverkar resultaten.

Kartorna är angivet i enheten pikogram per kubikmeter, (1000 pg = 1 ng)

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

- För B(a)P är den småskaliga vedeldningen den dominerande källan till halterna i undersökta undersökningsområdena.
- Småskalig vedeldning är ett lokalskaligt problem där de högsta halterna av B(a)P återfinns i områden med aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor.
- Haltnivåerna av B(a)P avseende kartans högsta värde är en bra bit under utvärderingströsklar och miljökvalitetsnormen för samtliga undersökningsområde för basfallet, och därigenom också för samtliga fem kommuner i studien. Dock kan man konstatera att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft överskrids för ett eller flera områden i samtliga undersökningsområden i de aktuella kommunerna för basfallet. Emellertid visar modelleringen i känslighetsanalysen (scenario 1-3) att känsligheten är stor för vilka emissionsfaktorer av B(a)P som antas.

4.2.1 Rätan och Rätansbyn, Bergs kommun – halter av B(a)P

I figur 20 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Rätan och Rätansbyn i Bergs kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 12.

Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i några områden i de sydvästra delarna av undersökningsområdet, samtliga belägna längs Sandnäs vägen och Postvägen (området i den övre delen av sandvägen har högst halter i Bergs kommun). Även på den östra sidan så återfinns ett litet område med höga halter. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Man kan konstatera att preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i de centrala delarna av Rätan och Rätansbyn för kartans högsta värde (KHV). Samtliga dessa områden har en högre dominans av äldre vedpannor. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljö kvalitetsnorm beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,13 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,35 \text{ ng m}^{-3}$, respektive $0,58 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{NUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att nedre utvärderingströskeln kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 12. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Rätan och Rätansbyn, Bergs kommun för kalenderår 2020. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

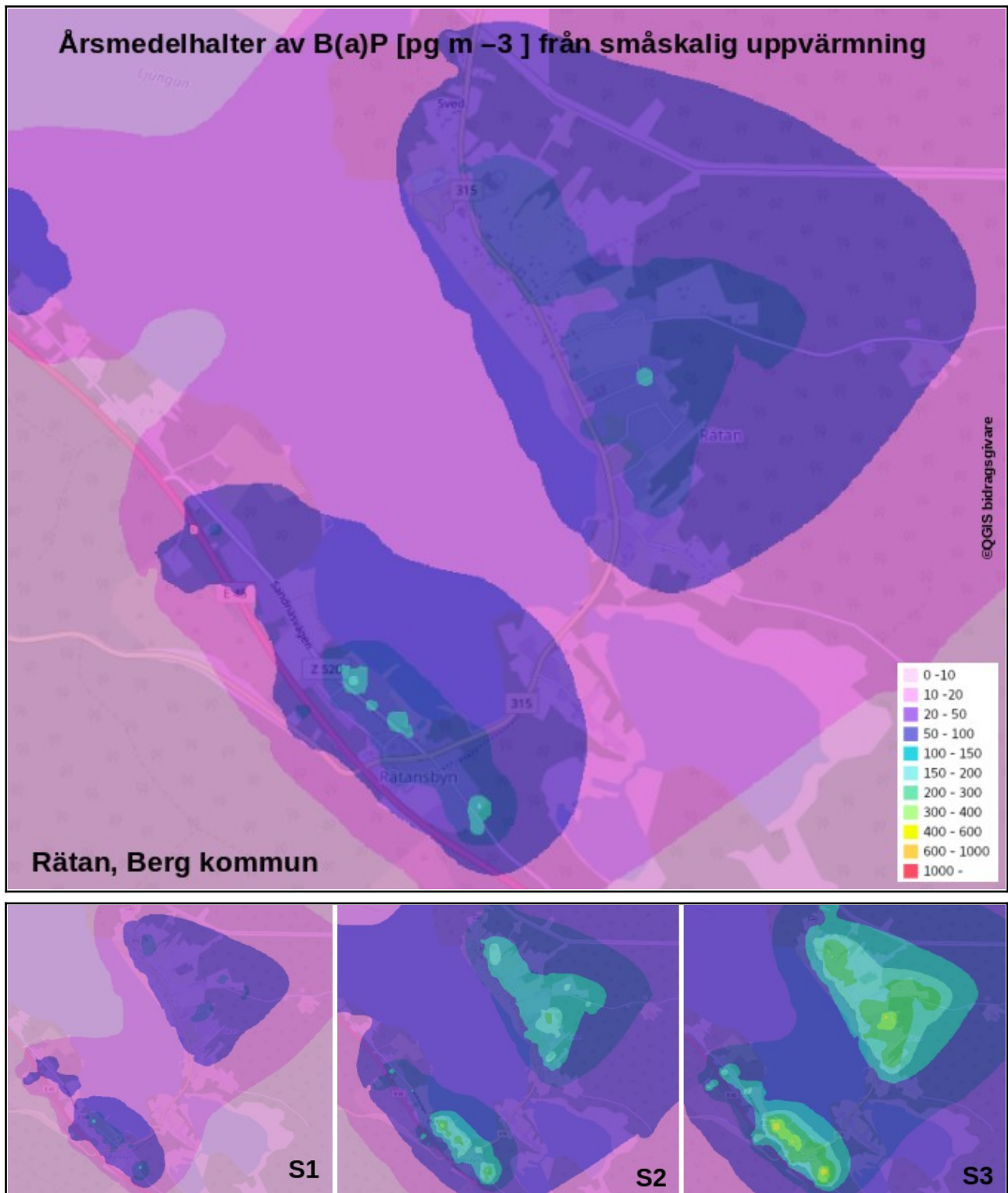
MKN = 1 ng m^{-3}

ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$

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

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

Rätan och Rätansbyn Bergs kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0.185	0.132	0.352	0.577



Figur 20. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Rätan och Rätansbyn i Bergs kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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.

4.2.2 Åsarna, Bergs kommun – halter av B(a)P

I figur 21 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Åsarna i Bergs kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 13.

Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i det nordvästra samt södra delen av Åsarna. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Man kan konstatera att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i dessa delar av Åsarna för kartans högsta värde (KHV) även om detta område är väldigt litet i den södra delen. Samtliga områden som överskrider miljökvalitetsmålet Frisk luft har en högre dominans av äldre vedpannor. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror däremot i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,11 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,33 \text{ ng m}^{-3}$, respektive $0,54 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{NUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att nedre utvärderingströskeln kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 13. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Åsarna, Bergs kommun för kalenderår 2020. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se Tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

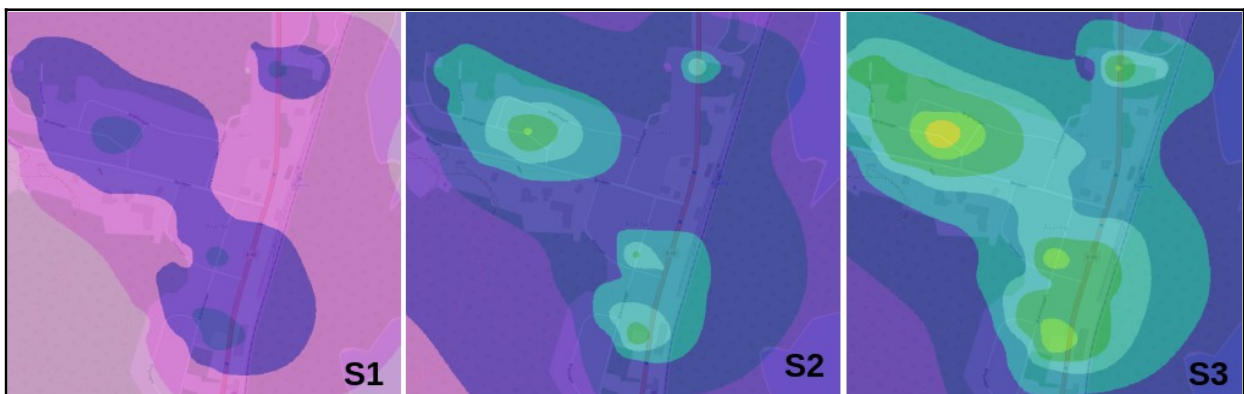
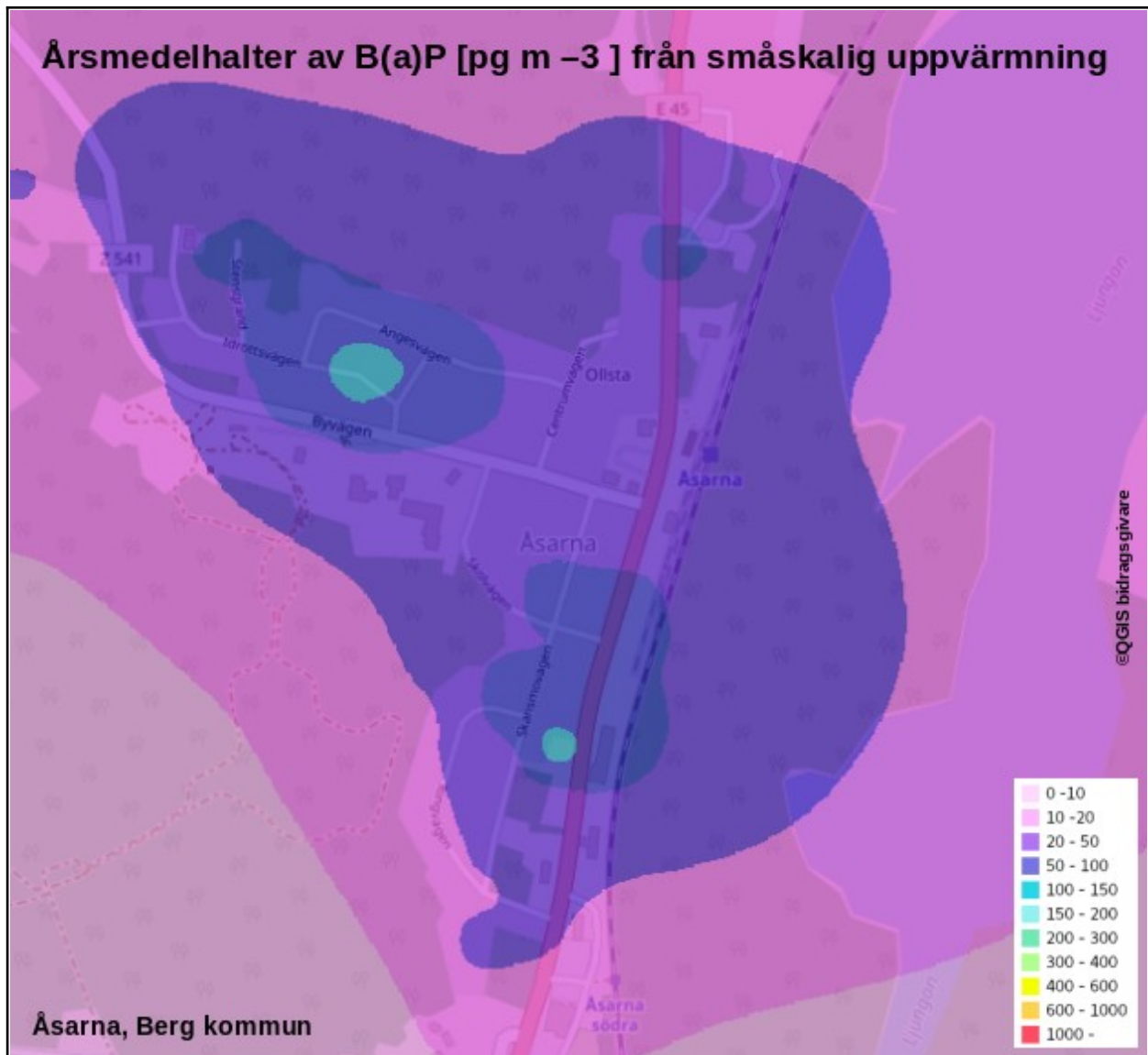
MKN = 1 ng m^{-3}

ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$

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

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

Åsarna Bergs kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,164	0,108	0,326	0,541



Figur 21. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Åsarna i Bergs kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram 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 grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft.

4.2.3 Sveg, Härjedalens kommun – halter av B(a)P

I figur 22 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Sveg i Härjedalens kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 14.

Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i två områden i den nordöstra delen (Nilsvallen och Blåbärsstigen), samt i området Ulvkälla söder om Ljusna. Även ett mindre område i centrala delarna som inte utmärkte sig som hotspot har också högre halter av B(a)P. De högsta halterna i Sveg, och även i Härjedalen, återfinns runt gatorna Sörmovägen/Sörmogränd i Ulvkälla där många vedpannor och lokaleldstäder finns lokaliserade inom ett nära område. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) är i stort bra för Sveg, men överskrids i de uppräknade områdena för kartans högsta värde (KHV), särskilt tydligt är detta för en stor del av området Ulvkälla. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,11 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,49 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{NUT}$), respektive $0,86 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{ÖUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att övre utvärderingströskeln 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 Sveg, Härjedalens kommun för kalenderår 2020. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se Tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

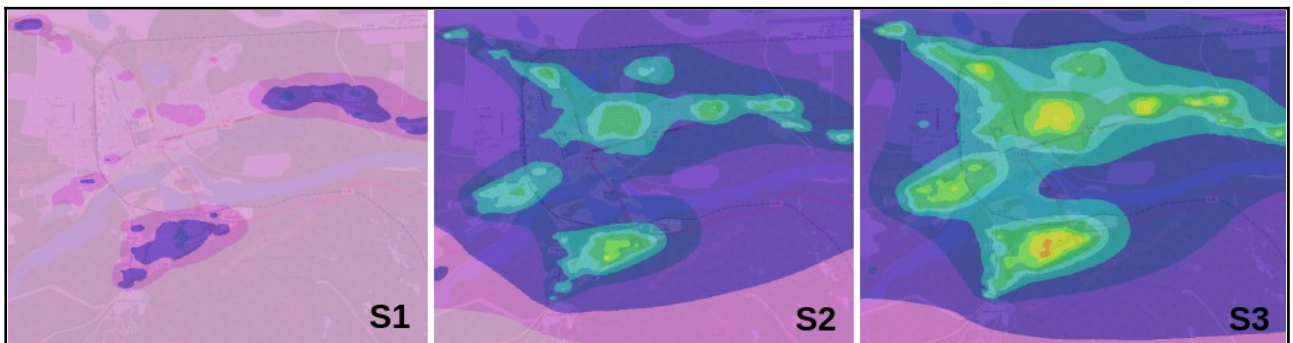
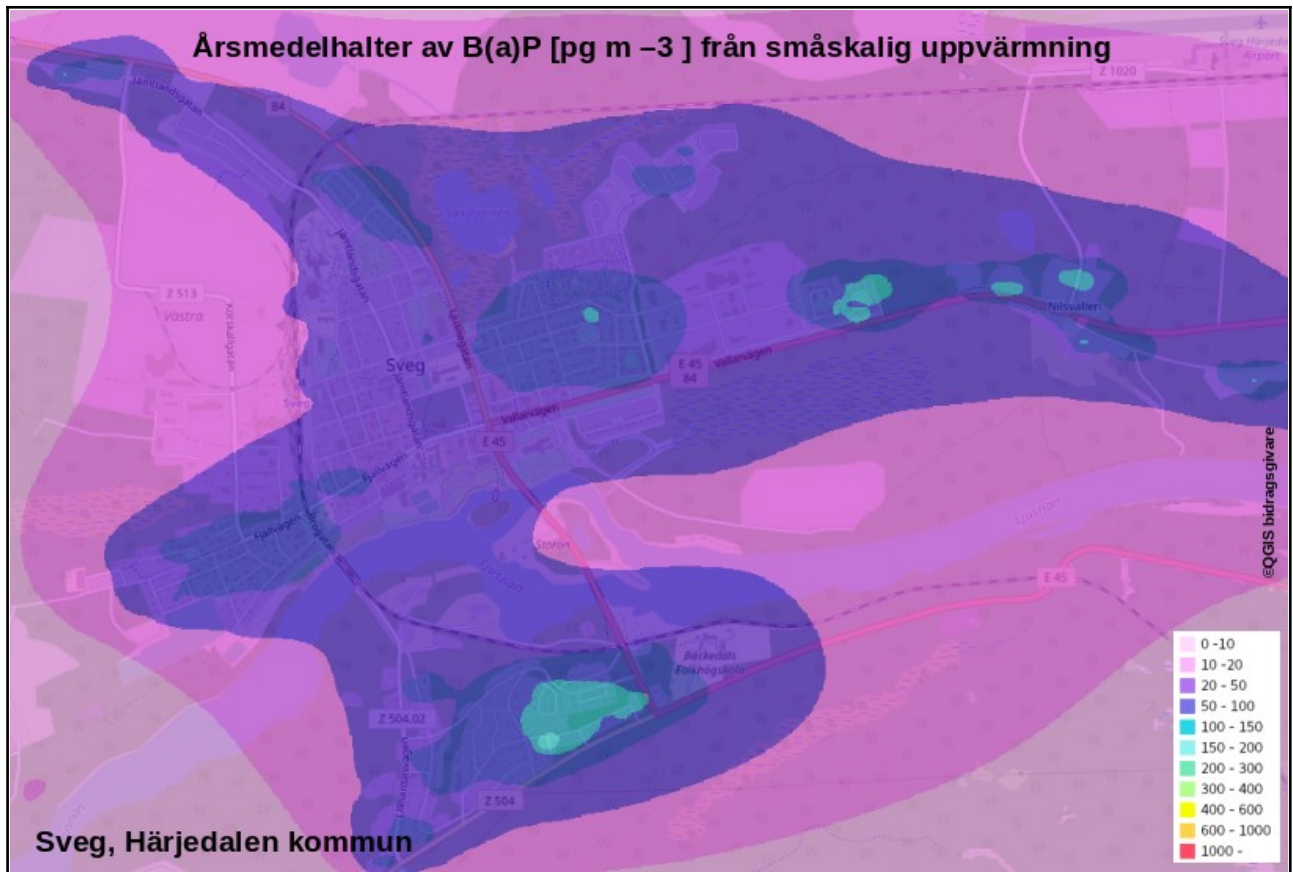
MKN = 1 ng m^{-3}

ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$

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

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

Sveg Härjedalens kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,218	0,108	0,490	0,859



Figur 22. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Sveg i Härjedalens kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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.

4.2.4 Ytterhogdal, Härjedalens kommun – halter av B(a)P

I figur 23 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Ytterhogdal i Härjedalens kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 15.

I Ytterhogdal så återfinns de högsta årsmedelhalterna i de två områden som även var tydliga hotspots i emissionskartan, västra och södra delarna. Det största området återfinns dock i de övre delarna av Ytterhogdal vilket inte framgick lika tydligt på emissionskartan. Detta område har inga lika tydliga hotspots i form av kluster av vedpannor, men att det ändå finns en stor koncentration av dessa tillsammans men lokaledstäder gör att man återfinner de högsta halterna här. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Det är främst det övre område i Ytterhogdal som också överskrider miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$), men även övriga hotspot områden överskrider denna gräns till viss del. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,1 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,31 \text{ ng m}^{-3}$, respektive $0,55 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{NUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att nedre utvärderingströskeln 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 Ytterhogdal, Härjedalens kommun för kalenderår 2020. Ett schablontillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se Tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

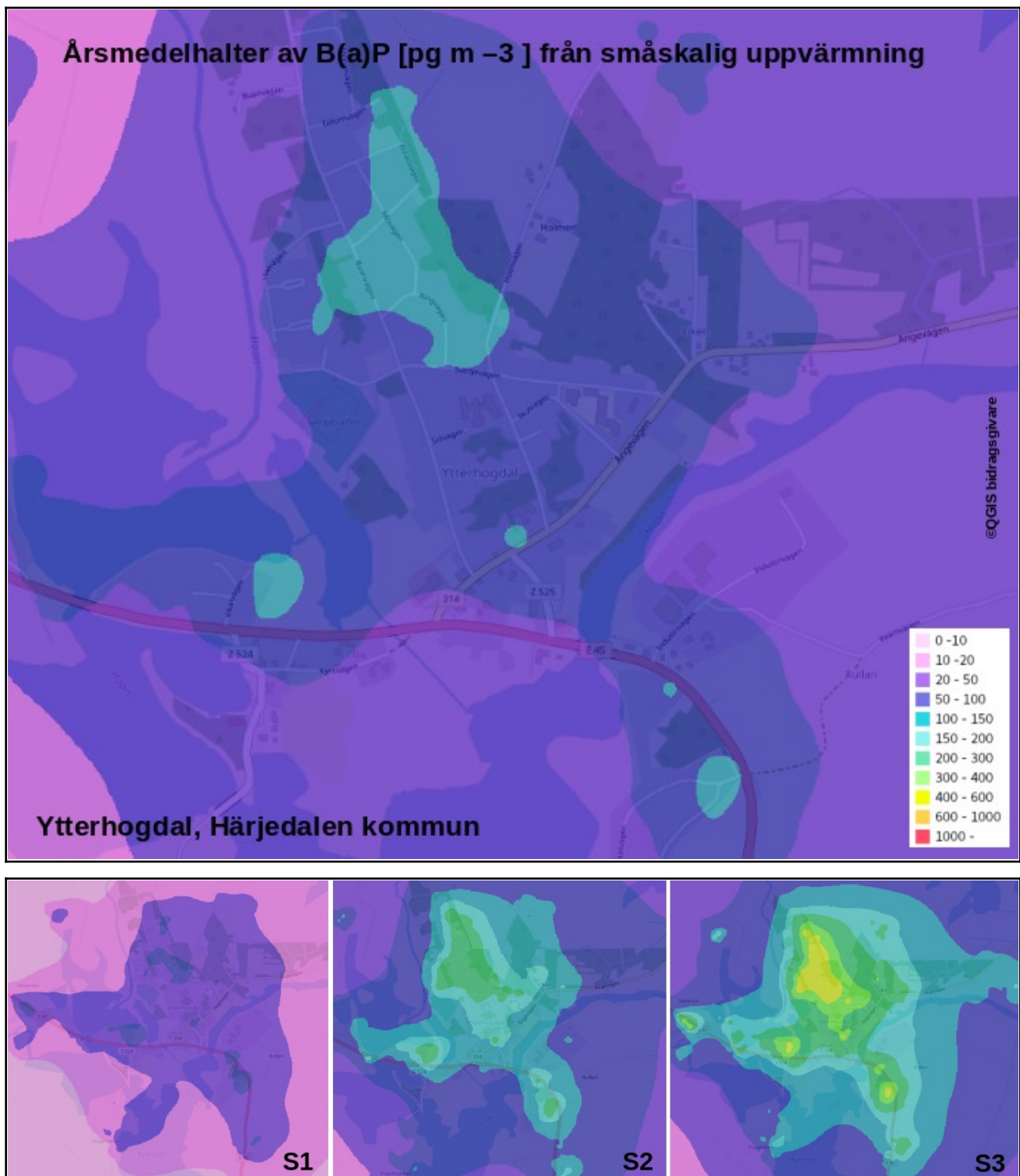
MKN = 1 ng m^{-3}

ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$

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

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

Ytterhogdal Härjedalens kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,151	0,095	0,305	0,549



Figur 23. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Ytterhogdal i Härjedalens kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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.

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

I figur 24 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Ragunda i Ragunda kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 16.

Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i de norra och centrala delarna av Ragunda. Det området som ligger öster om där 323.an korsas, är även det området i Ragunda kommun som har de högsta halterna av B(a)P återfinns. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Det är runt område i öster där 323.an korsas som miljö kvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) överskrids i Ragunda. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljö kvalitetsnorm beror i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,11 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,34 \text{ ng m}^{-3}$, respektive $0,57 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{NUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att övre utvärderingströskeln 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 Ragunda, Ragunda kommun för kalenderår 2020. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

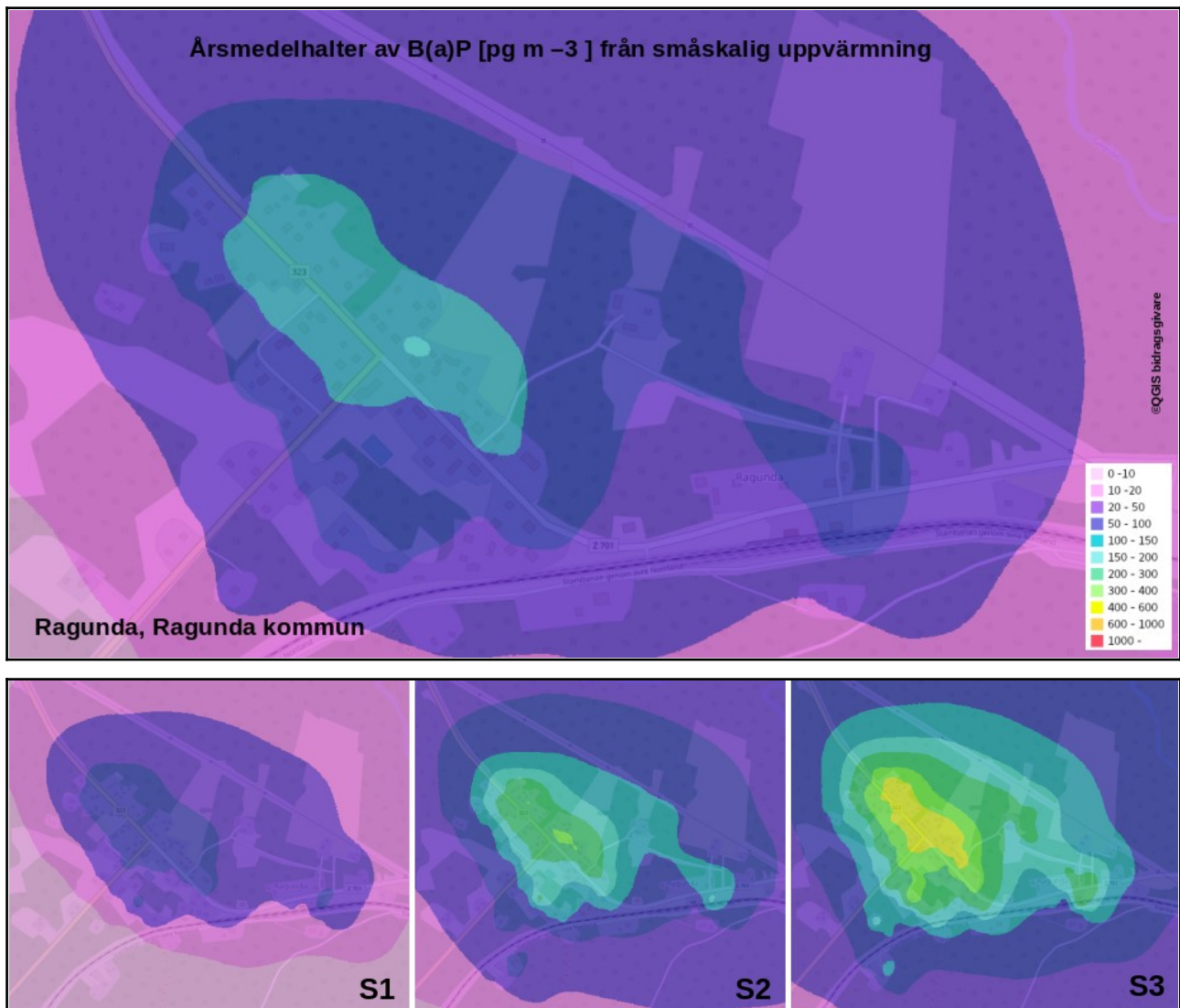
MKN = 1 ng m^{-3}

ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$

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

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

Ragunda Ragunda kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,173	0,109	0,341	0,570



Figur 24. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Ragunda i Ragunda kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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 miljökvalitetsmål Frisk luft.

4.2.6 Stugun, Ragunda kommun – halter av B(a)P

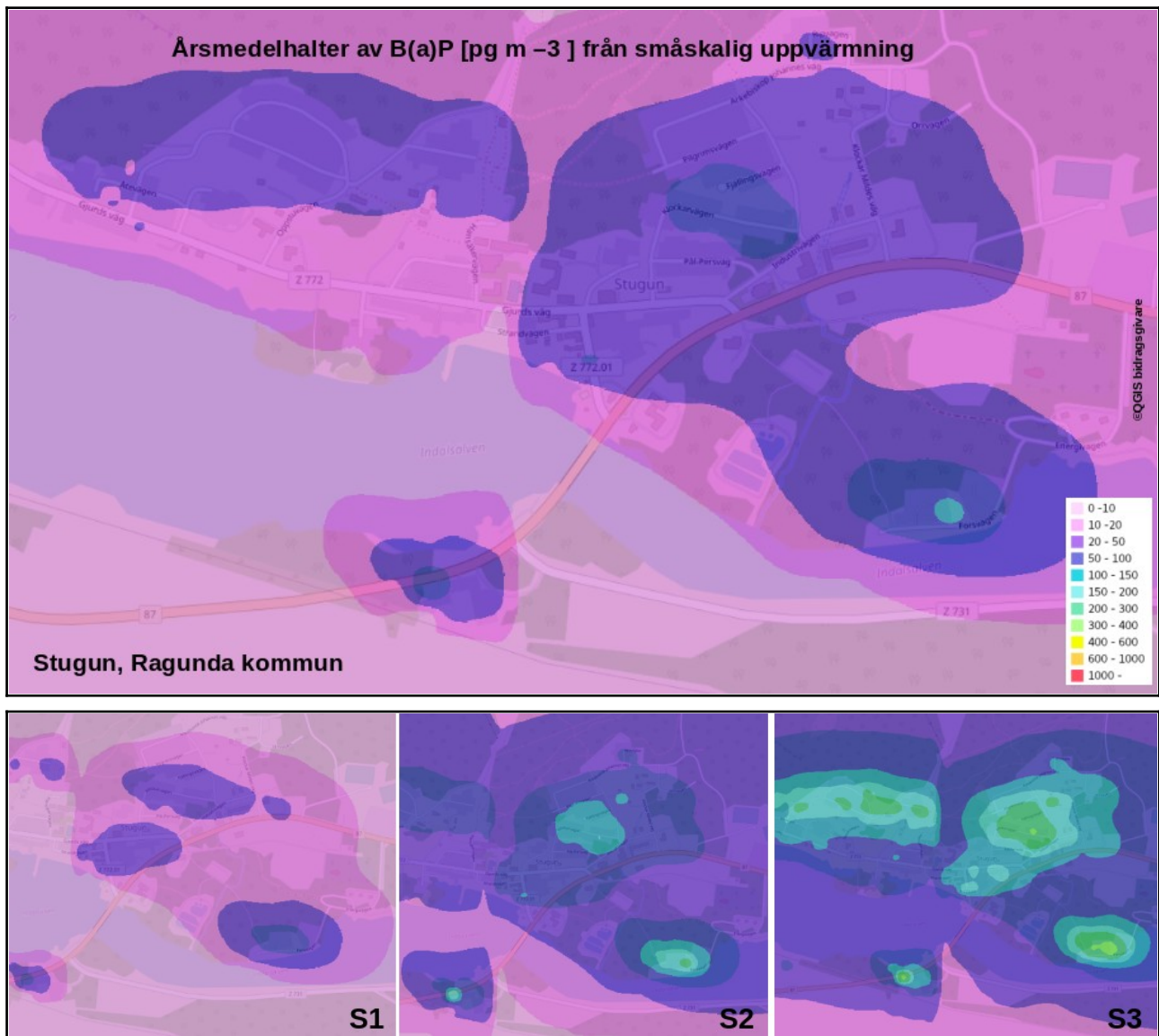
I figur 25 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Stugun i Ragunda kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 17.

Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i den sydöstra delen av Stugun vid Harrvägen där det enligt sotarregistret fanns ett kluster av 4 icke miljögodkända vedpannor. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Det är endast det sydöstra område som överskrider miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) i Stugun, medan resterande del av orten ligger under. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,1 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,24 \text{ ng m}^{-3}$, respektive $0,39 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{NUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att nedre utvärderingströskeln kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 17. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Stugun, Ragunda kommun för kalenderår 2020. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*
KHV = kartans högsta värde
MKN = 1 ng m^{-3}
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$
NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$
Miljökvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Stugun Ragunda kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenarie 1 Låga EF	Scenarie 2 Medelhöga EF	Scenarie 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,135	0,104	0,242	0,389



Figur 25. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Stugun i Ragunda kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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.

4.2.7 Järpen, Åre kommun – halter av B(a)P

I figur 26 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Järpen i Åre kommun för kalenderår 2020. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 18.

Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i den nordöstra och centrala delen av Järpen. I de centrala delarna i området runt Skolvägen och Notvallsvägen återfinns de högsta halterna av B(a)P i Åre kommun. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Förutom de nämnda två områden så ligger övriga delar av undersökningsområden Järpen under miljökvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$). Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,12 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,37 \text{ ng m}^{-3}$, respektive $0,62 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{ÖUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att övre utvärderingströskeln kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 18. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Järpen, Åre kommun för kalenderår 2020. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

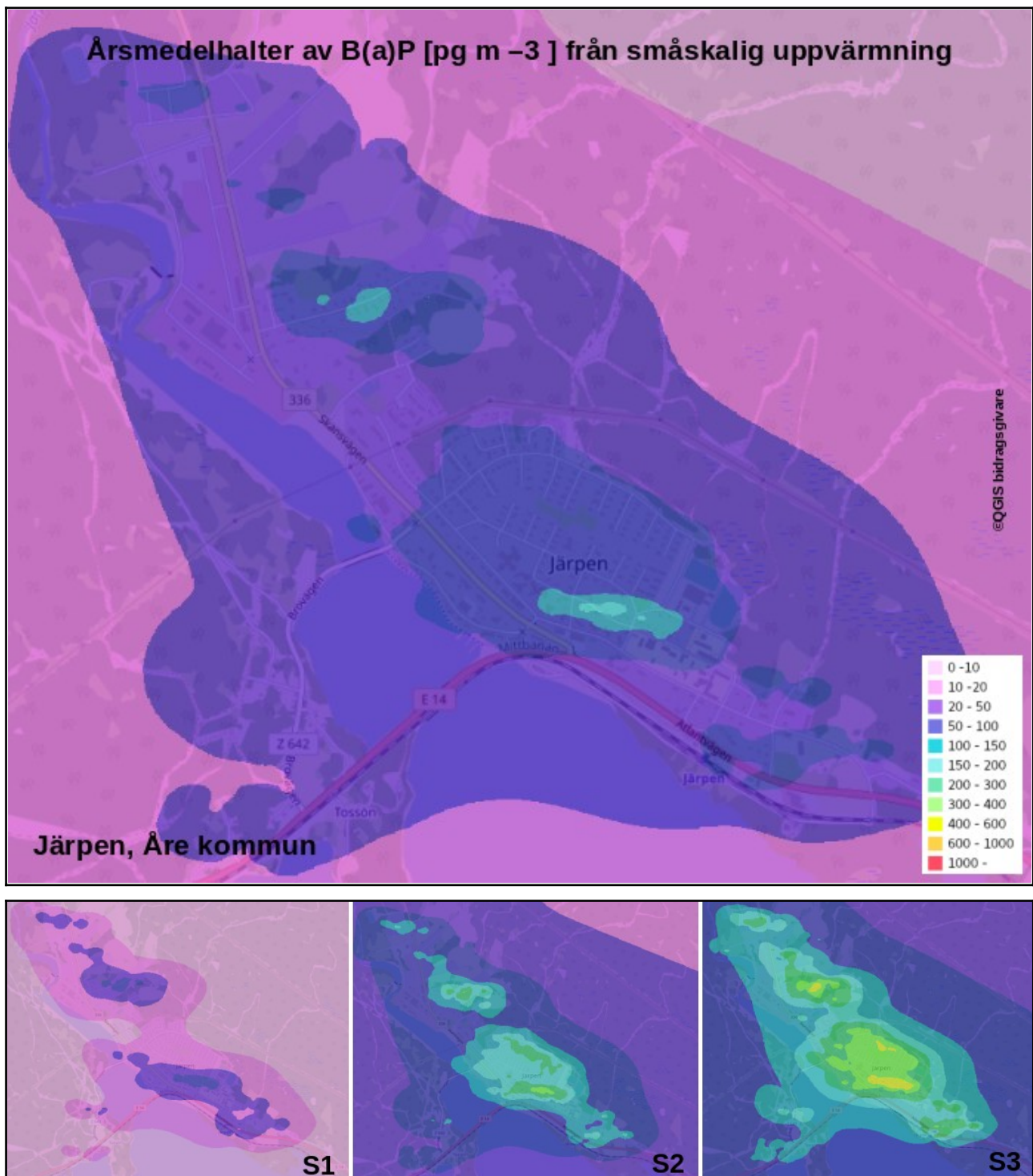
MKN = 1 ng m^{-3}

ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$

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

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

Järpen Åre kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,182	0,115	0,367	0,616



Figur 26. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Järpen i Åre kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram 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 grön och ljusblå färg halter över miljö kvalitetsmål Frisk luft.

4.2.8 Håggenås, Östersunds kommun – halter av B(a)P

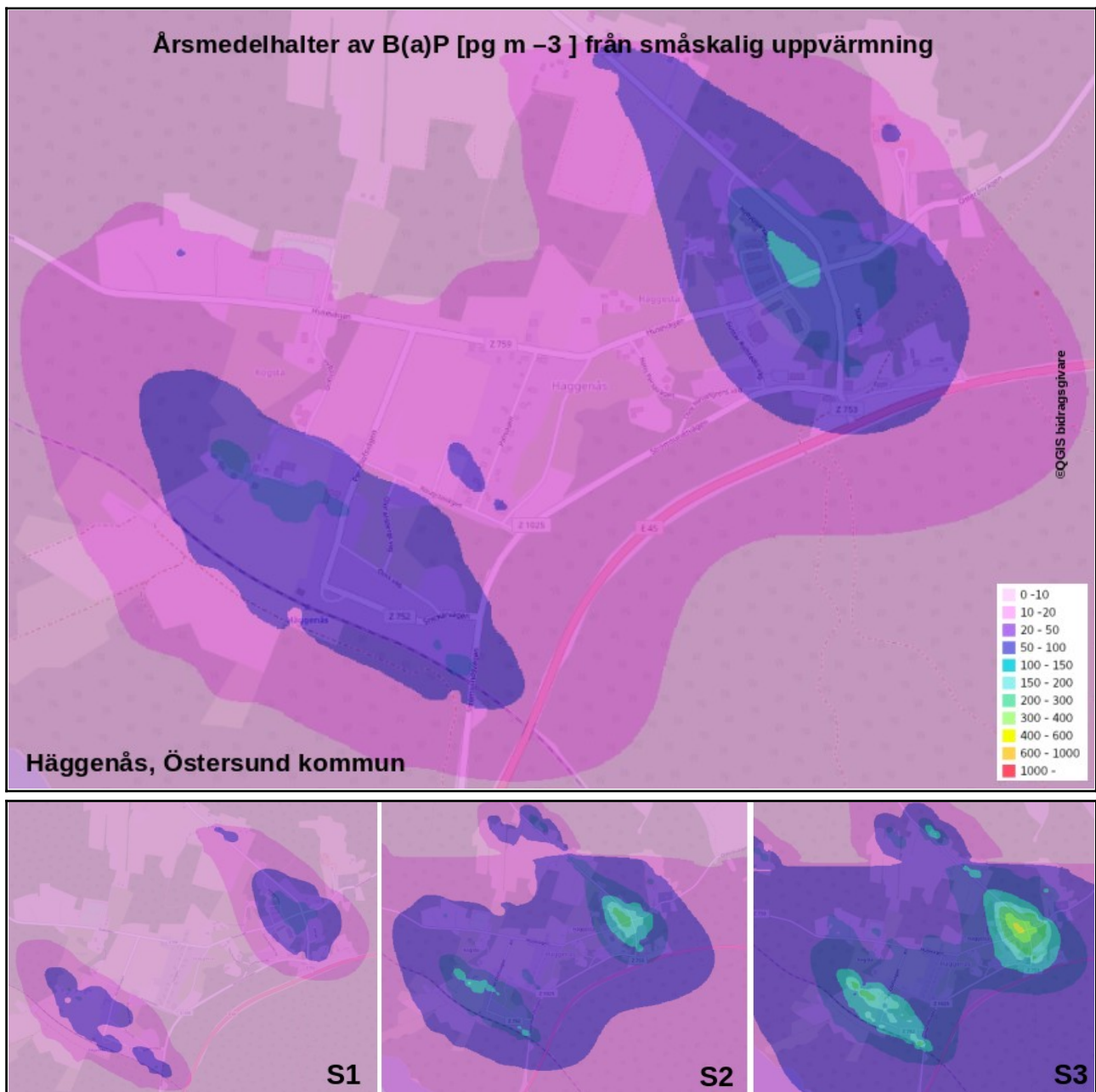
I figur 27 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Håggenås i Östersunds kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 19.

Av modelleringsresultaten framgår att de högsta årsmedelhalterna återfinns, precis som emissionsberäkningarna, i de centrala delarna strax söder om Solbackens förskola. Även i det sydvästra området vid Per-Olofsvägen återfinns lite högra halter av B(a)P. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

I de centrala delarna så överskrider preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft ($0,1 \text{ ng m}^{-3}$) och detta är även det området som har högst årsmedelhalt av B(a)P i Östersunds kommun. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljö kvalitetsnorm beror i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca $0,1 \text{ ng m}^{-3}$, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på $0,26 \text{ ng m}^{-3}$, respektive $0,44 \text{ ng m}^{-3}$ ($> \text{NUT}$). Känslighetsanalysen visar alltså att osäkerhetsintervallet är stort och att det inte går att utesluta att nedre utvärderingströskeln kan överskridas i närheten av fastigheter med gamla vedpannor med dålig förbränning.

Tabell 19. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Håggenås, Östersunds kommun för kalenderår 2020. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*
KHV = kartans högsta värde
MKN = 1 ng m^{-3}
ÖUT = $0,6 \text{ ng m}^{-3}$
NUT = $0,4 \text{ ng m}^{-3}$
Miljö kvalitetsmål Frisk luft = $0,1 \text{ ng m}^{-3}$

Håggenås Österund kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,134	0,096	0,258	0,443



Figur 27. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Häggenås i Östersunds kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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 miljökvalitetsmål Frisk luft.

4.2.9 Orrviken, Östersunds kommun – halter av B(a)P

I figur 28 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Orrviken i Östersunds kommun för kalenderår 2020, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 20.

I Orrviken fanns inga tydliga hotspot utan dessa var relativt väl utspridda över undersökningsområdet, detta återspeglar sig även i resultatet av spridningsberäkningarna som inte heller påvisar några särskilda områden som sticker ut i haltkartan. Känslighetsanalysen visar att resultaten påverkas i hög grad vilka antaganden som görs vad gäller emissionsfaktorer och eldvanor (scenario 1-3).

Den centrala delen har en aningen högre årsmedelhalt av B(a)P mycket beroende på att de bor mer människor där. I detta område återfinns en halt på 0,05-0,1 ng m⁻³ B(a)P, dvs under miljökvalitetsmålet Frisk luft (0,1 ng m⁻³), men när man även tar hänsyn till schablontillägget för bakgrundshalten så överskrider den nordöstra delen precis detta mål. Halterna i förhållande till utvärderingströsklar och miljökvalitetsnorm beror i hög utsträckning på vilka antaganden som görs för emissionsfaktorer; För ett optimistiskt scenario med låga emissionsfaktorer erhålls ett KHV om ca 0,08 ng m⁻³, men för scenarierna med högre emissionsfaktorer erhålls värden på 0,24 ng m⁻³, respektive 0,39 ng m⁻³.

Tabell 20. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Orrviken, Östersunds kommun för kalenderår 2020. Ett schablontillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med 0,02 ng m⁻³. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 3 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 4 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

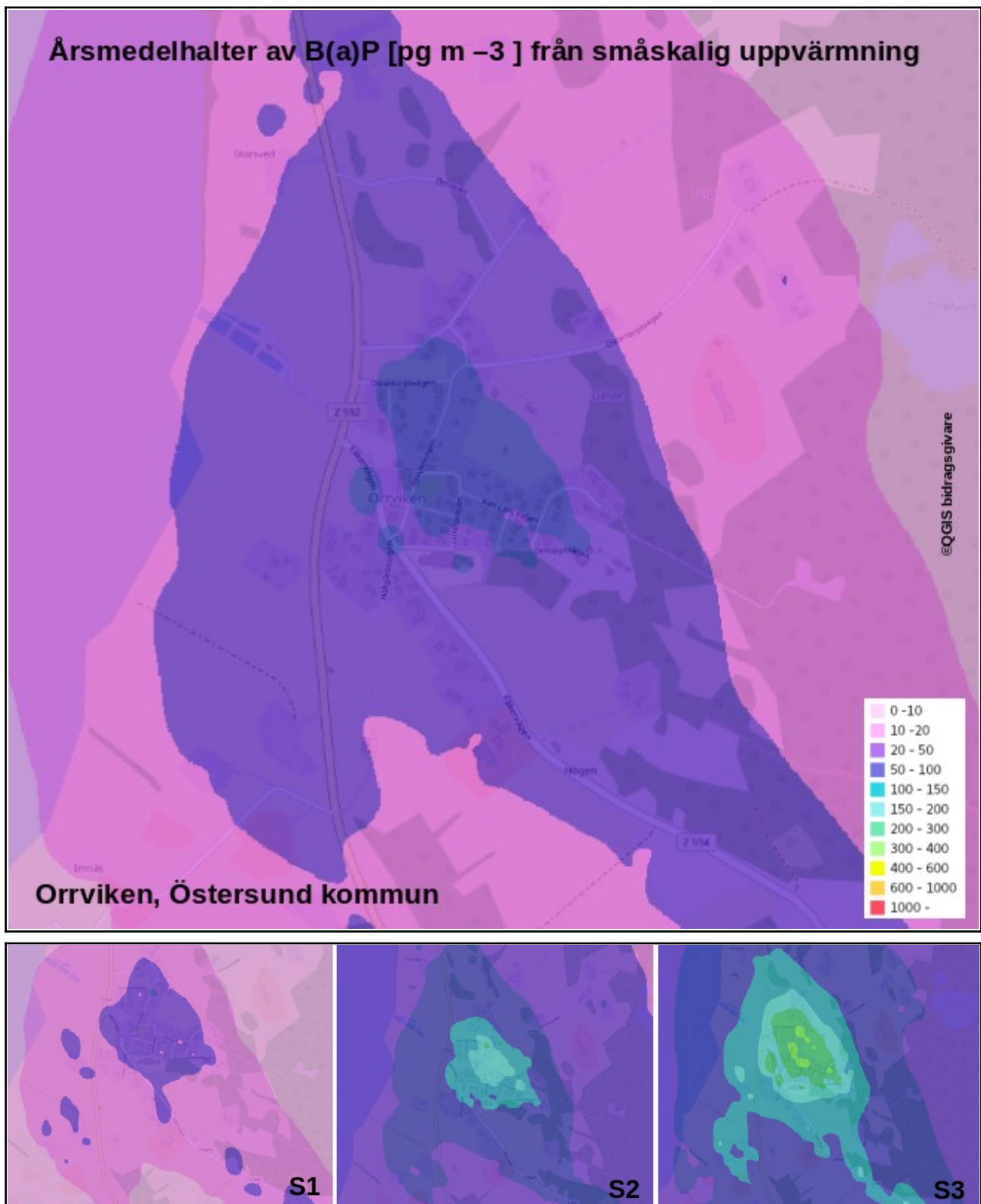
MKN = 1 ng m⁻³

ÖUT = 0,6 ng m⁻³

NUT = 0,4 ng m⁻³

Miljökvalitetsmål Frisk luft = 0,1 ng m⁻³

Orrviken Östersunds kommun	Årsmedelhalter av B(a)P för år 2020 [ng m ⁻³]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,119	0,078	0,236	0,394



Figur 28. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Orrviken i Östersunds kommun kalenderår 2020. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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 miljökvalitetsmål Frisk luft.

4.2.10 Backe, Strömsunds kommun – halter av B(a)P (från tidigare vedeldningsstudie)

I figur 29 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Backe i Strömsunds kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Simuleringar och figurer från Andersson m fl (2019). Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 21.

Beräkningarna visar att de högsta halterna återfinns i de sydöstra delarna av undersökningsområdet. Haltvariationen, och de rumsliga gradienterna, av B(a)P är stor. Känslighetsanalysen visar, precis som övriga undersökningsområden, 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 undersökningsområde 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 21. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Backe, Strömsunds kommun för kalenderår 2016. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 1 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 2 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

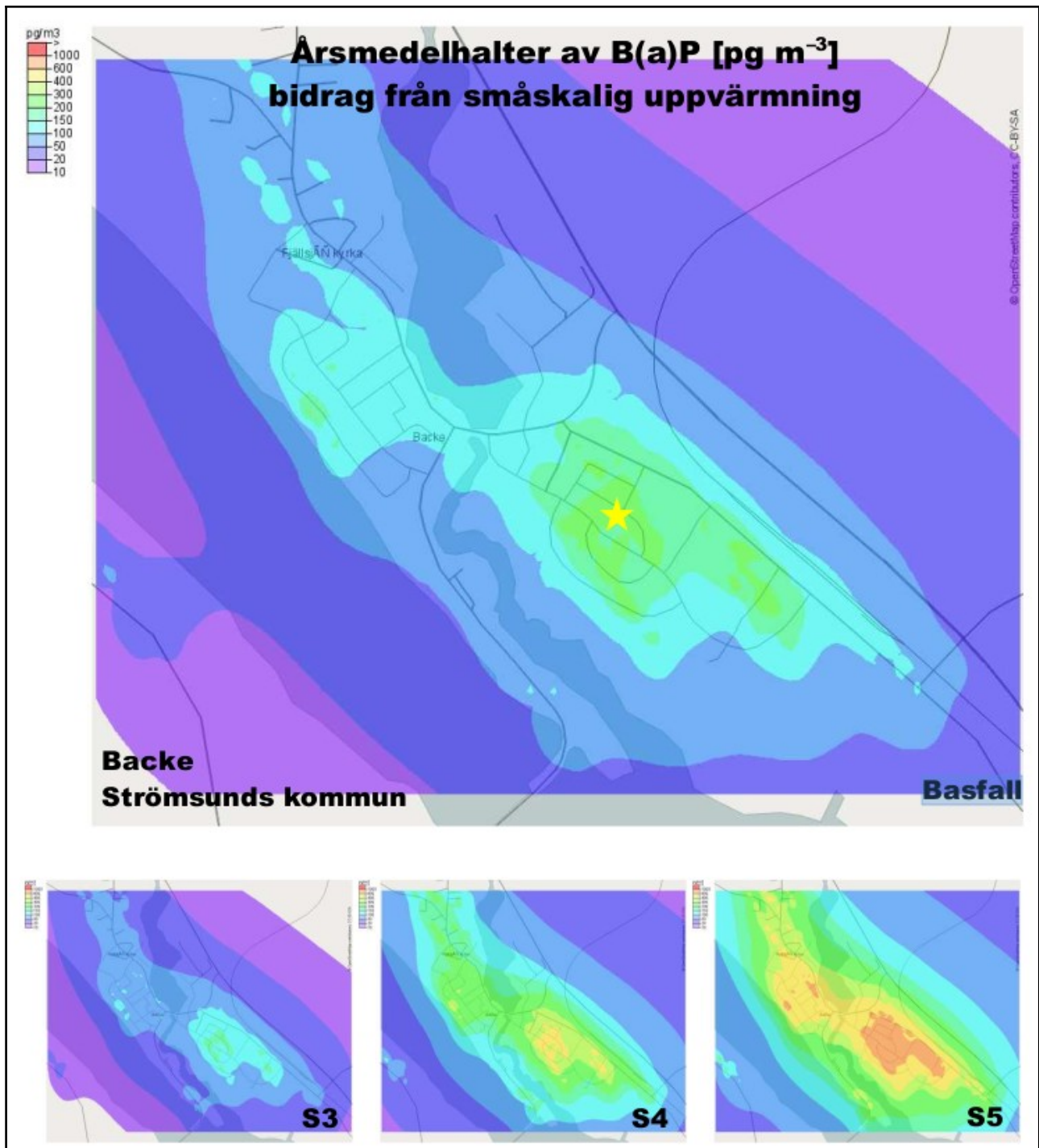
MKN = 1 ng m^{-3}

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 för år 2016 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,311	0,228	0,599	1,064



Figur 29. Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Backe i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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 miljökvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

4.2.11 Hoting, Strömsunds kommun – halter av B(a)P (från tidigare vedeldningsstudie)

I figur 30 visas resultat från spridningsmodelleringen av B(a)P-halter för Hoting i Strömsunds kommun för kalenderår 2016, för olika scenarier vad gäller emissionsfaktorer/eldvanor. Simuleringar och figurer från Andersson m fl (2019). Sammanfattande resultat för kartans högsta värde visas i tabell 22.

Beräkningarna visar att de högsta halterna återfinns i de norra samt södra delarna av undersökningsområdet. Känslighetsanalysen visar, precis som övriga undersökningsområden, 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 undersökningsområde 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 undersökningsområden 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 22. *Sammanställning av modellerade årsmedelhalter av B(a)P från småskalig vedeldning för Hoting, Strömsunds kommun för kalenderår 2016. Ett schablon tillägg för förväntade regionala bakgrundshalter har även lagts till med $0,02 \text{ ng m}^{-3}$. Basfallet representerar basfall för eldvanor/emissionsfaktorer, S1 scenario 1 låga emissionsfaktorer, S2 scenario 2 medelhöga emissionsfaktorer och scenario 3 höga emissionsfaktorer, se tabell 11.*

KHV = kartans högsta värde

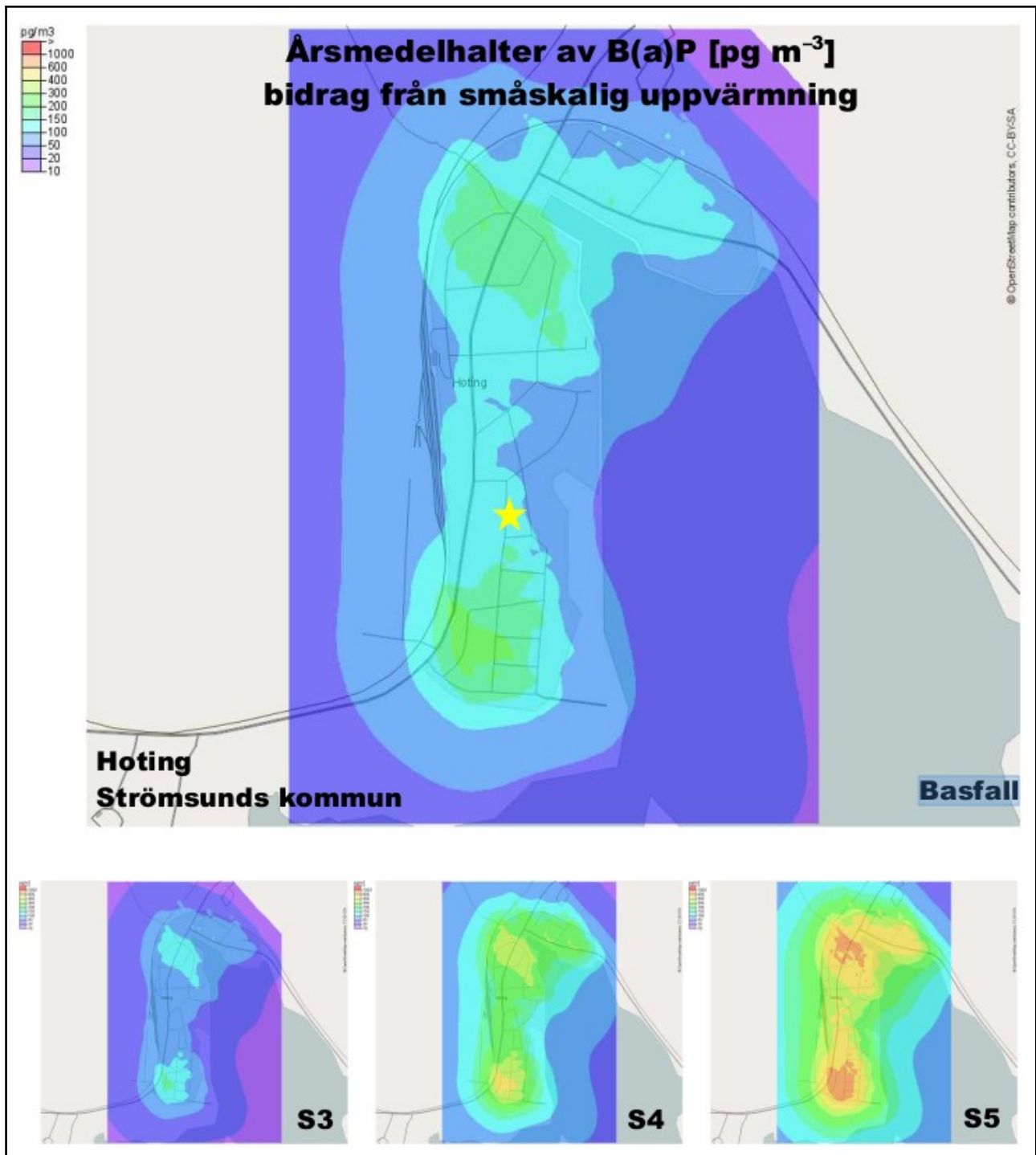
MKN = 1 ng m^{-3}

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 för år 2016 [ng m^{-3}]			
	Basfall	Scenario 1 Låga EF	Scenario 2 Medelhöga EF	Scenario 3 Höga EF
Maxpunkt, KHV	0,294	0,212	0,569	0,960



Figur 30 Modellerade årsmedelhalter av benso(a)pyren från småskalig uppvärmning för Hoting i Strömsunds kommun kalenderår 2016. Enhet: pikogram per kubikmeter. Rumslig upplösning: 50 m × 50 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 miljökvalitetsmål Frisk luft. Mätstationens läge framgår av gul stjärna.

4.3 Utvärdering av modellerade halter mot mätdata i Strömsund

Mätningar av B(a)P genomfördes av IVL på uppdrag av Naturvårdsverket i Hoting och Strömsund på månadsbasis juni 2017 till och med december 2018. En utvärdering av modellerade månadsmedelhalter av B(a)P mot mätresultat visas i tabell 22 för januari till och med december 2018. 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 11. Notera att modellerade halter enbart avser källbidraget från småskalig uppvärmning eftersom bakgrundshalter och andra källbidrag saknas.

Medelhalten av B(a)P för Hoting vid modelleringen (0,09) stämmer väl överens med det uppmätta värdet (0,11), särskilt om man även tar hänsyn till den uppskattade bakgrundshalten på 0,02 ng m⁻³ som inte är inkluderat i modelleringen. Med denna inkluderad så får båda dessa haltvärden på 0,11 ng m⁻³.

För Backe så är det modellerade värdet (0,28) endast ca hälften av det uppmätta värdet (0,53). Denna stora skillnad ligger i linje med vad detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019) också kom fram till. I denna studie, som avsåg juni till december 2017 för samma mätstation, så var deras modellerade värde för Backe 0,18 mot det uppmätta på 0,47 ng m⁻³. Känslighetsanalysen av olika antaganden för emissionsfaktorer och eldvanor i modelleringen (figur 29 och tabell 21) visar att halterna kan vara betydligt högre om det antas högre emissionsfaktorer (scenario 1-3). 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.

I likhet med detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019) så införs ingen korrektion av modelleringen mot mätdata. Detta eftersom halterna är låga och att osäkerheten därmed är större för mätningarna. Dessutom visade känslighetsanalysen i Andersson m fl studie att modelleringen av halterna påverkas i hög grad vilka emissionsfaktorer som antas. Om en generell korrektion mot mätdata skulle införas skulle det finnas risk att eldvanor generaliseras för hela undersökningsområdena utifrån mätresultatet, som mest påverkas av en eller ett fåtal fastigheter i närheten. Istället så fångade deras studie haltvariationen till följd av eldvanor inom ramen för känslighetsanalysen.

Tabell 22. *Jämförelse mellan uppmätta och modellerade medelvärden av B(a)P för januari-december 2018 för Backe och Hoting i Strömsunds kommun. Observera att halterna inte representerar kartans högsta värde, utan enbart platsen där mätningen har genomförts.*

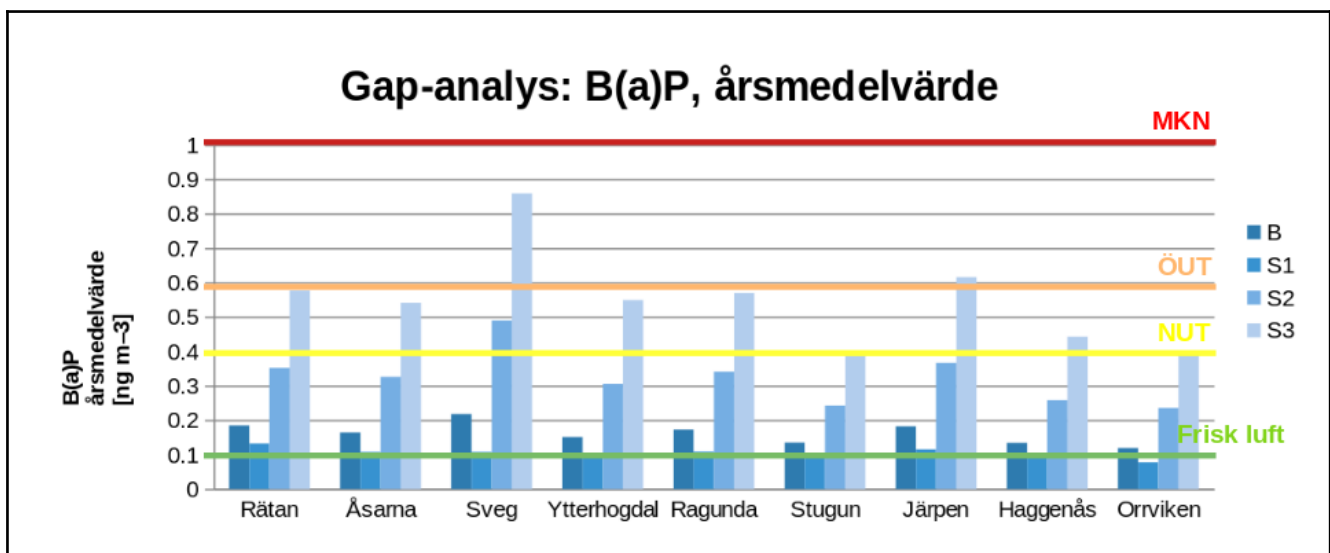
Kommun	Undersökningsområdet	Medelhalt av B(a)P [ng/m ³]	
		Mätning	Modellerat (basfall)
Strömsund	Backe	0,53	0,28
Strömsund	Hoting	0,11	0,09

4.4 GAP-analys

I detta avsnitt ges en gap-analys över hur stort gapet är för att klara miljö kvalitetsnormer, utvärderingströsklar och preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft med avseende på haltbidraget från småskalig vedeldning. Resultatet presenteras i figur 31 och tabell 23, halterna avser kartans högsta värde.

För samtliga undersökningsområden kan det konstateras att preciseringen av miljö kvalitetsmålet Frisk luft överskrids. Hur stora haltminskningar som skulle krävas för att klara miljö kvalitetsmålet Frisk luft beror på vilken ort man utgår ifrån, men haltminskningar ligger i intervallet 0,019 - 0,085 ng m⁻³ för basfallet. För det värsta scenariot (scenario 3), med höga emissionsfaktorer skulle det krävas haltminskningar uppåt 0,26 ng m⁻³ för att klara QUT och haltminskningar på hela 0,76 ng m⁻³ för att klara miljö kvalitetsmålet Frisk luft. För bästa scenariot, om all förbränning antas vara god (låga emissionsfaktorer), skulle det krävas 0-0,03 ng m⁻³ för att klara miljö kvalitetsmålet Frisk luft.

Alla undersökningsområden befinner sig dock långt under utvärderingströsklar och miljö kvalitetsnormen för basfallet. I särklass högst emissionsfaktorer har de gamla vedpannorna, och stora luftmiljövinster skulle kunna uppnås genom att byta ut gamla eldstäder.



Figur 31. Analys över årsmedelhalter av B(a)P enligt modelleringen för småskalig vedeldning för respektive undersökningsområde i denna studie och hur stort gapet är för att klara de olika gränsvärdena. Halten avser punkten med maximal halt (KHV) för kalenderår 2020 i varje undersökningsområde. 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.

Tabell 23. 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 undersökningsområdena i studien. Haltminskningen avser punkten med maximal halt (KHV) för kalenderår 2020 i varje undersökningsområde.

	Haltminskning av B(a)P årsmedelvärde [ng/m ³] som skulle krävas för att klara respektive gränsvärde								
	Rätansbyn Bergs kommun	Åsarna Bergs kommun	Sveg Härjedalens kommun	Ytterhogdal Härjedalens kommun	Ragunda Ragunda kommun	Stugun Ragunda kommun	Järpen Åre kommun	Häggenås Östersunds kommun	Orrviken Östersunds kommun
Basfall									
MKN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ÖUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Frisk luft	0,085	0,064	0,118	0,051	0,073	0,035	0,082	0,034	0,019
Scenarie 1									
MKN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ÖUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Frisk luft	0,032	0,008	0,008	0	0,009	0,004	0,0015	0	0
Scenarie 2									
MKN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ÖUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NUT	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0
Frisk luft	0,252	0,226	0,39	0,205	0,241	0,142	0,267	0,158	0,136
Scenarie 3									
MKN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ÖUT	0	0	0,259	0	0	0	0,016	0	0
NUT	0,177	0,141	0,459	0,149	0,17	0	0,216	0,043	0
Frisk luft	0,477	0,441	0,759	0,449	0,47	0,289	0,516	0,343	0,294

5. Diskussion

5.1 Sammanfattande rekommendationer

Resultaten från spridningsmodelleringen av småskalig vedeldning i de nio olika undersökningsområdena i denna studie visar att haltnivåerna av B(a)P avseende kartans högsta värde för basfallet är en bra bit under utvärderingströsklar och miljökvalitetsnormen för samtliga modellerade områden, och därigenom också för samtliga fem kommuner i studien. Dock kan man konstatera att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft överskrids för ett eller flera områden i samtliga undersökningsområden i de aktuella kommunerna. Emellertid visar modelleringen i känslighetsanalysen (scenario 1-3) att känsligheten är stor för vilka emissionsfaktorer av B(a)P som antas.

I nästkommande delavsnitt görs en jämförelse och utvärdering mot den tidigare detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019), baserat på resultaten i denna studie. Detta delavsnitt förklarar de svårigheter som bör beaktas vid en sådan jämförelse.

5.2 Jämförelser med detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner

Årsmedelhalterna av B(a)P som erhöles i undersökningsområdena i denna studie skiljer sig något från haltnivåerna som Andersson m fl (2019) tog fram för Hoting och Backe i den tidigare detaljstudien över småskalig vedeldning. Kartans högsta värde av B(a)P för undersökningsområdet i Jämtland i denna studie för basfallet är ca $0,218 \text{ ng m}^{-3}$ (Sveg (Ulvkälla), Härjedalens kommun) medan motsvarande värde för Hoting och Backe är $0,294 \text{ ng m}^{-3}$ respektive $0,311 \text{ ng m}^{-3}$ i Andersson m fl (2019). Skillnader är dock att förvänta eftersom beräkningsförutsättningarna delvis skiljer sig åt i form av:

- Hoting och Backe har fler äldre vedpannor i sitt underlag som utgör deras hotspot än vad undersökningsområdena i denna studien har. Så dessa eldstäder är de som främst definierar vilka halter som spridningsberäkningarna ger, så resultatet blir därmed också förväntat. Eftersom småskalig vedeldning är ett 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
- Olika meteorologiska kalenderår jämförs (2020 jämfört med 2016). Skillnad i rumslig upplösning ($50 \text{ m} \times 50 \text{ m}$ mot $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$) Utsläppshöjden (6 meter mot 5 meter) vilket alla kan påverka resultatet av halterna i spridningsmodelleringen.

För att kunna utvärdera våra modellerade halter mot mätdatan för 2017-2018 i Strömsund så genomfördes även en spridningsberäkning av samma data som låg till grund för Hotings och Backes halter i den tidigare detaljstudien över småskalig vedeldning för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner (Andersson m fl, 2019) Resultatet av detta jämförde vi sedan med de tidigare framtagna haltkartorna för Hoting och Backe i den tidigare studien (Andersson m fl, 2019).

För Backe så var våra spridningsberäkningar väldigt likartade i både utseendet på haltkartorna samt om man jämförde halterna över undersökningsområdet. Kartans högsta värde (KHV) för vår studie var 310 pg m^{-3} mot 311 pg m^{-3} i den tidigare studien.

Hoting hade också en likartad utseende på haltkartorna i stort, dock så skiljde sig kartans högsta värde (KHV) för vår studie (402 pg m^{-3} mot 294 pg m^{-3}) Denna skillnad var väldigt överraskande då Backe stämde så väl överens. En tänkbar förklaring till denna skillnad kan vara att vår studie har använt oss utav gränstemperaturen 10°C till skillnad från Andersson m fl (2019) som använde 16°C . Detta medförde att emissionerna på sommaren inte överskattades på samma sätt och motsatt underskattning på vintern. Eftersom den mesta emissionerna uppstår på vintern så kan vår studie fått en ökad tillskott just här på grund av detta.

5.3 Osäkerheter

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

- Eldvanor och nyttjandegraden av eldstäderna är generaliserade och bygger på ett begränsat material av tre undersökningarna (Västerbotten, en i Alingsås och en i Västra Götaland)
- Sotarregistren saknar tyvärr information om uppvärmningsbehov eller fastigheters boyta. Därför är emissionen beräknad avseende uppvärmningsbehovet för ett genomsnittligt småhus med en boyta om 152 m^2 om annan information inte finns att tillgå (genom Lantmäteriet data så kunde endast ca 15 % av våra adressers boyta fastställas). Det kan även föreligga osäkerheter i sotarregistren hur aktiva/aktuella som de angivna eldstäderna är.
- Bakgrundshalter har inte inkluderats i spridningsberäkningarna av B(a)P. Dock ansätts ett schablon tillägg om $0,02 \text{ ng m}^{-3}$ till våra undersökningsområden i Jämtland (Datavårdskapet för luftkvalitet, 2018; Omstedt m fl, 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 undersökningsområde. Kartans högsta värde för halten orsakas av synnerligen lokala koncentrationer av några få emissionskällor. Av allt att döma medför det här att det blir en utsmetande effekt. Den kan dock inte vara större än inversen av nyttjandegraden ($1/\alpha$). Även det faktum att samma energibehov har antagits för de flesta fastigheter (ett genomsnittligt småhus) inom en undersökningsområde 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. 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.

5.4 Meteorologiska året 2020

År 2020 var ett väldigt varmt år och hade den högsta årsmedeltemperaturen sedan de rikstäckande observationer inleddes omkring år 1860 (SMHI, 2021) I det undersökta området för studien så låg medeltemperaturen ca 2,5-3 grader varmare än ett normalår 1961-1990, och för vintermånaderna så var skillnaden ännu större då dessa var väldigt milda historiskt. Jämför man med ett normalår 1991-2020 så blir skillnaderna inte lika stora.

Eftersom uppvärmningsbehovet för ett småhus antas vara beroende av utomhustemperaturen så kommer även denna högre medeltemperatur att leda till att man eldar färre timmar i vårt antagande. Dock kommer de totala emissionerna och halterna över året fortfarande vara den samma och skillnaden ligger mer i hur dessa flyttar sig över dagarna och månaderna. En större osäkerhetsfaktor är då vilken gränstemperatur som man väljer att sätta i metodiken och som bestämmer när man eldar (som vi har satt till 10°C i denna studie)

En annan faktor som kan ha inverkan på spridningsresultatet förutom temperatur, är hur vinden har varit under året och om det varit inversion, vilket då kan bli fallet med flera milda vintermånader. Detta är ur ett hälsoperspektiv väldigt dåligt, då utsläppen istället för att sprida sig blir kvar nära marknivån.

6. Slutsatser

6.1 Halter av benso(a)pyren

- För B(a)P är den småskaliga vedeldningen den dominerande källan till halterna i undersökta undersökningsområdena.
- Småskalig vedeldning är ett lokalskaligt problem där de högsta halterna av B(a)P återfinns i områden med aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor.
- Haltnivåerna av B(a)P avseende kartans högsta värde är en bra bit under utvärderingströsklar och miljökvalitetsnormen för samtliga undersökningsområden för basfallet, och därigenom också för samtliga fem kommuner i studien. Dock kan man konstatera att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft överskrids för ett eller flera områden i samtliga undersökningsområden i de aktuella kommunerna för basfallet. Emellertid visar modelleringen i känslighetsanalysen (scenario 1-3) att känsligheten är stor för vilka emissionsfaktorer av B(a)P som antas.

6.2 Utvärdering mot mätdata

- Utvärderingen av modellerade B(a)P-halter (avseende basfallet) mot mätdata visar att Hoting stämmer bra överrens, medans de modellerade halterna underskattas för Backe undersökningsområde. Ingen korrektion mot mätdata har valts att införas, då en korrektion skulle riskera att generalisera individuella eldvanor från fåtalet närbelägna fastigheter på hela undersökningsområdena (haltvariationen anses fångas bra inom ramen för känslighetsanalysen av eldvanor, dvs. scenario 1, 2 och 3 med låga, medelhöga respektive höga emissionsfaktorer).

6.3 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 är att byta ut gamla vedpannor mot moderna miljögodkända eldstäder, då de gamla icke-miljögodkända vedpannorna svarar för de i 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.
- 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 miljökvalitetsmålet Frisk luft i närheten av aktiva gamla icke-miljögodkända vedpannor.

6.4 Gap-analys

- För samtliga undersökningsområden kan det konstateras att preciseringen av miljökvalitetsmålet Frisk luft överskrids. Hur stora haltminskningar som skulle krävas för

att klara miljö kvalitetsmålet Frisk luft. beror på vilken undersökningsområde man utgår ifrån, men haltminskningar ligger i intervallet 0.019 - 0.085 ng m⁻³. För det värsta scenariot (scenario 3), med höga emissionsfaktorer skulle det krävas haltminskningar uppåt 0,26 ng m⁻³ för att klara ÖUT och haltminskningar på hela 0.76 ng m⁻³ för att klara miljö kvalitetsmålet Frisk luft. För bästa scenariot, om all förbränning antas vara god (låga emissionsfaktorer), skulle det krävas 0-0,03 ng m⁻³ för att klara miljö kvalitetsmålet Frisk luft.

6.5 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 fem 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).

7. Referenser

Andersson m fl (2015), "Identifiering av potentiella riskområden för höga halter av benso(a)pyren, Nationell kartläggning av emissioner och halter av B(a)P från vedeldning i småhusområden". SMHI Meteorologi nr 159, http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.97256!/meteorologi_159.pdf

Andersson m fl (2019), "Beräkningar av emissioner och halter av benso(a)pyren från småskalig vedeldning. Luftkvalitetsmodellering för Skellefteå, Strömsunds och Alingsås kommuner". SMHI Meteorologi nr 164, https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.144800!/Meteorologi_164b.pdf

Benett m fl (2020), "Vedeldning i Västra Götaland. Rapport till Naturvårdsverket från enkätstudie om eldningsvanor"
<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1542214/FULLTEXT01.pdf>

Bydén, S., Alfsdotter, T. och Wemmer, S., (2018): Eldvaneundersökning i Alingsås. PM, 2018-02-07.

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)

Energimyndigheten, (2015): *Det svenska genomsnittshuset 2013*.
<https://www.energimyndigheten.se/Hushall/Din-uppvarmning/>

Energimyndigheten, (2016): *Energistatistik för småhus 2016*
<https://www.energimyndigheten.se/globalassets/statistik/bostader/energistatistik-for-smahus-2016.pdf>

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

Omstedt (2007), "VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning, Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007". SMHI Meteorologi nr 123, http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.10010!/meteorologi_123.pdf

Omstedt m fl, (2013): Simulering av B(a)P i SIMAIR. Projekt på uppdrag av Naturvårdsverket, avtalsnummer 5011208.

Omstedt m fl (2014), "Vedrök i Västerbotten - mätningar, beräkningar och hälsokonsekvenser". SMHI Meteorologi nr 156, http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.80218!/Meteorologi_156.pdf

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>

SMHI, (2021): Året 2020 - Rekordvarmt år <https://www.smhi.se/klimat/2.1199/aret-2020-rekordvarmt-ar-1.166700>

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, 6 th International Conference on Urban Climate, Göteborg, Sweden, June 12 th – 16 th 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.