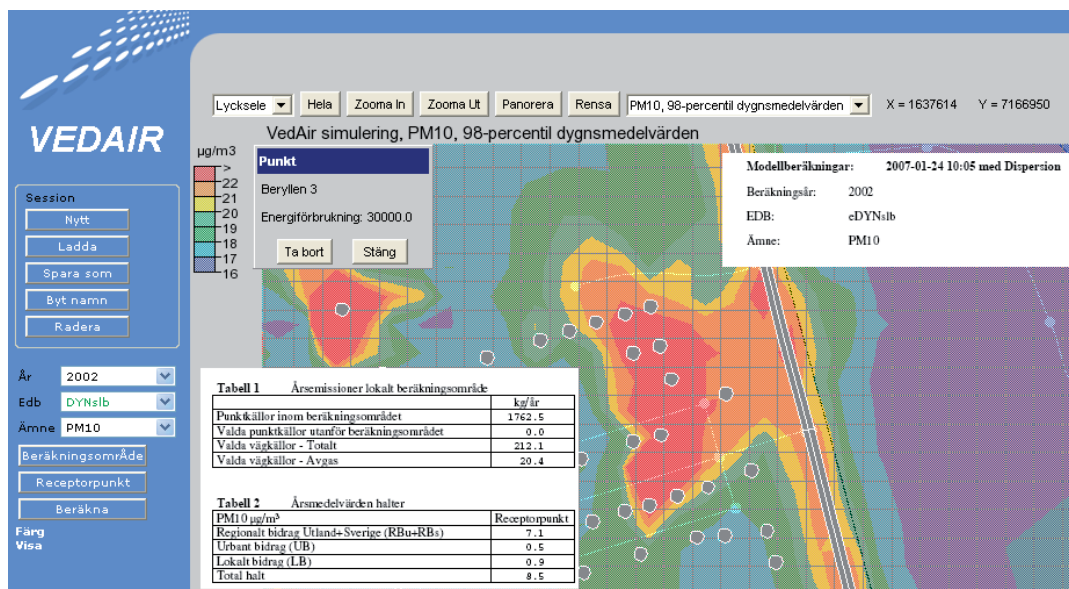




VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning

Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007

VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning

Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007

Gunnar Omstedt

Förord

Medel för detta projekt har beviljats av Energimyndigheten (Projekt nr 21825-2).

Biobränsle berör många i samhället. Projekt har därför genomförs så att olika aktörer har haft möjlighet att delta och ge synpunkter på arbetet. Vid projektets styrgruppsmöten har representanter från Energimyndigheten, Naturvårdsverket, ITM vid Stockholms universitet, SMHI, ÄFAB, Skorstensfejaremästares riksförbund, Sveriges kommuner och landsting, Boverket, Jordbruksverket, Naturvårdsverket, Räddningsverket och SCB deltagit. Medverkat har också Sveriges tekniska forskningsinstitut (SP). Deltagande personer har varit:

Irène Wrande och Margareta Franzon, Energimyndigheten
Titus Kyrklund, Naturvårdsverket
Christer Johansson, ITM
Bengt-Erik Löfgren, ÄFAB
Ulf Lindén och Petri Tuomela, Skorstensfejarmästarnas riksförbund
Kerstin Blom Bokliden, SKL
Inger Munkhammar, SCB
Madeleine Hjortsberg, Boverket
Peter Nord och Dag Cederborg, Statens räddningsverk
Magnus Nordgren, Jordbruksverket
Hans Larsson, SMHI

Under utvecklingsprojektet har en testgrupp bestående av Ann Olsson från Vänersborg och David Melle från Gnosjö gett synpunkter på användargränssnitt och funktionalitet.

Tack för alla värdefulla synpunkter! Ett speciellt tack till Irène Wrande vars kunskap och engagemang har varit till stor nytta för projektet.

Hans Backström, Lars Gidhagen och Kenneth Häggkvist från SMHI har bidragit värdefullt till arbetet. Lars Örtengren och Per Ivarsson från Apertum AB har utvecklat internet applikationen och användargränssnittet.

Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare		Report number/Publikation	
SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden		Meteorologi nr 123	
		Report date/Utgivningsdatum	
		Mars 2007	
Author (s)/Författare			
Gunnar Omstedt			
Title (and Subtitle/Titel)			
VEDAIR – an internet tool for air quality calculations in residential areas with small scale wood-combustion.			
Abstract/Sammandra			
This report describes a new internet tool for evaluation of air quality in residential areas with small scale wood-combustion. The work has been sponsored by the Swedish Energy Agency and the internet tool is called VEDAIR. The background is a four-year's research program (2001-2004) called Biomass Combustion Health and Environment. Some conclusions from this program were that emissions from small scale wood-combustion can influence human health mainly due to high emitting old wood stoves during cold weather conditions and that the air quality in such areas can improve significantly if old wood stoves were replaced by modern wood boilers attached to a storage tank or with a pellet boiler. The VEDAIR system is based on a combination of pre-calculated concentrations from models of larger (regional and urban) scales and direct model calculations from local scale. It is based on similar methods as SIMAIR [3b], which is an internet tool for air quality calculations from traffic. The main differences are the treatments of emissions and dispersion on local scale. VEDAIR uses two different dispersion models on local scale, one for point sources [17, 18] and one for line sources. They are modern Gaussian plume models, based on boundary layer scaling. Dispersion processes are described in terms of basic boundary-layer scaling parameters such as friction velocity, Monin-Obukhov length and the convective velocity scale. Meteorological data are taken from the routine operated MESAN system [12]. All available measurements from both manual and automatic stations, including radar and satellite information, are analyzed on a 11x11 km grid over Sweden. An emission model for small scale biomass combustion is connected to the local point source model. The following components are included: emission types, emission factors, start and running phases, storage tank and size. Input data are type of boilers and/or stoves, yearly energy consumption divided into share of oil, pellets, wood, wood chips or electricity, storage tank and size. The time variations of the emissions can be dependent on social factors as well as variations due to energy consumption. For the later a method using heating degree hours is used, for each hour the difference between outdoor and indoor temperatures is calculated and related to energy consumption. Urban background concentrations are simulated on a 1x1 km grid using two different model approaches. Emissions are taken from SMED (Database for Swedish Emissions to the Environment). For ground level sources such as small scale wood-combustion and traffic, an urban dispersion model similar to the one developed for Copenhagen [16] is used. For larger point sources a Gaussian plume model [17, 18] is used. Regional background concentrations are simulated by the MATCH model [15]. The contributions from sources outside Sweden and inside Sweden are analysed together with measurements from rural stations using two versions of the model, MATCH Europe and MATCH Sweden. Measurement data from three rural stations in southern, middle and north Sweden are used to support the PM10 model calculations. This is necessary as the model does not include secondary organic aerosol formation and would otherwise underestimate PM10 levels. Comparison of measured and calculated concentrations of PM10 are done in Lycksele a small town with about 9000 inhabitants situated in the inland of northern Sweden (N64.6 E18.7). Measurements have been done during two winter periods, the first during December 2001 to Mars 2002 and the other during January 2006 to Mars 2006. Both periods shows strong variations of PM10 concentrations due to temperature. During cold conditions (temperatures below -10 °C) the local contributions were large and during warmer conditions the local contributions were small. VEDAIR describes these variations rather well.			
Key words/sök-, nyckelord			
Air quality model, wood-combustion, PM10 particles			
Supplementary notes/Tillägg		Number of pages/Antal sidor	Language/Språk
		37	Svenska
ISSN and title/ISSN och titel			
0283-7730 SMHI Meteorologi			
Report available from/Rapporten kan köpas från:			
SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden			

Sammanfattning

I denna rapport beskrivs en ny modell för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning. Modellen har utvecklats med stöd av Energimyndigheten och heter VEDAIR. Utvecklingsarbetet har pågått från januari 2005 till mars 2007. Bakgrunden är Biobränsle-Hälsa-Miljö projektet, som bl.a. kom fram till att emissioner från småskalig biobränsleanvändning kan ha inverkan på människors hälsa. Främsta orsaken till det är emissioner av partiklar från äldre vedpannor utan eller med för liten ackumulatortank som används som huvudsaklig uppvärmningskälla i områden med ogynnsamma meteorologiska förhållanden. SMHI deltog i projektet med att ta fram och tillämpa spridningsmodeller för partiklar och förbränningsemissioner. Målet var att skapa ett kopplat modellsystem som beskriver processer i atmosfären från regional ner till lokal skala. En av slutsatserna vid utvärderingen av BHM var att projektet ”är snubblande nära att erbjuda en fungerande modell för uppskattning av risker i en tätort och delar av densamma” [2]. Så ”snubblande nära” var vi emellertid inte eftersom vi behövde utveckla konceptet med kopplade modeller och få fram en lämplig driftmiljö. Vid utvecklingen av SIMAIR [3a, 3b], som är ett modellverktyg för bedömning av luftkvalitet i vägars närområde, löstes många av dessa problem som VEDAIR kunnat dra nytta av.

Utvecklingsarbetet har skett i tre delprojekt med separata ansökningar. Regelbundna möten har hållits bl.a. sex protokollförda styrgruppsmöten med deltagare från olika myndigheter och intressenter. De olika delprojekten är:

1. VEDAIR Modell för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning, ansökan från SMHI.
2. Nationellt verktyg för att integrera sotarregistren med VEDAIR, ansökan från Kommunförbundet Dalsland och ÄFAB.
3. Validering av VEDAIR, ansökan från Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM) vid Stockholms universitet.

Denna rapport beskriver huvudsakligen del 1 ovan. Syftet med del 2 har varit att ta fram en metod för insamling och bearbetning av sotardata. Det har gjorts av Kommunförbundet Dalsland tillsammans med ÄFAB och sju Skorstensfejarmästare från Västra Götaland och Småland via det så kallade SotData projektet. Metoden innebär att inventeringsarbete görs i samband med ordinarie sotningsförrättning. En arbetsorder fylls i med information om pannor och lokaleldstäder som därefter lagras i en databas. En metod har också tagits fram för att beräkna emissioner med hjälp av dessa data. Metod används i VEDAIR och beskrivs i denna rapport. Mer om SotData projektet finns att läsa i [10]. Del 3 har inneburit att nya mätningar har gjorts i Lycksele [26]. En del av dessa data används i denna rapport och jämförs med beräknade halter med hjälp av VEDAIR.

Syftet med VEDAIR är att kunna erbjuda ett verktyg för kommuner och myndigheter för bedömning av luftkvalitet i områden med faktisk eller planerad småskalig biobränsleeldning. Meningen är att kunna erbjuda ett verktyg som ger underlag för planarbete med inriktning på god luftkvalitet.

Modellen är uppbyggd på liknande sätt som SIMAIR. Det som skiljer dem åt är främst de lokala spridnings- och emissionsmodellerna. För att få en effektiv driftmiljö använder VEDAIR samma servicemiljö och databaser som SIMAIR. En användare, normalt en kommun, disponerar efter inloggning en egen databasmiljö där levererad information (meteorologi, väg- och trafikdata, emissionsdata från småskalig biobränsleeldning och

färdigräknade bakgrundshalter) finns lagrade. Allt arbete som användaren utför i form av uppdaterad information om småskalig biobränsleeldning lagras som personliga versioner av den levererade originaldatabasen. Likaså sparas spridningsberäkningar i form av sessioner, som kan namnges.

Modellen består av flera olika delar som har kopplats samman till en helhet. För att få en realistisk beskrivning av haltvariationer görs beräkningarna i en tidsserie timme för timme av såväl emissioner, lokala föroreningshalter och bakgrundshalter. Beräkningar görs för de föroreningar som definieras av miljö kvalitetsnormerna, för närvarande PM₁₀, NO₂, CO och bensen. Emissionerna från den småskaliga vedeldningen beskrivs med hjälp av en metod som tagits fram i samarbete med SP och ÄFAB. Grundkomponenter är emissionstyper, emissionsfaktorer, ackumulatortank, drift- och startfaser. Indata för emissionsberäkningarna är bl.a. fastighetens energibehov uppdelat på andelar olja, pellets, ved, flis, och elvärme. För att beskriva emissionernas tidsmässiga variationer har en generell metodik tagits fram som kan användas för att beskriva variationer som beror på sociala faktorer och/eller variationer som beror på fastighetens värmeenergiebehov. För det senare används så kallade gradtimmar.

Två olika lokala modeller har anpassats till VEDAIR, nämligen Dispersion-Point och Dispersion-Line. Bägge är så kallade Gaussiska spridningsmodeller, den första behandlar utsläpp från skorstenar och den andra utsläpp från vägtrafik. För att beskriva spridningsprocesserna används similaritetsteori. Vind, turbulens och spridning beräknas som funktion av skalningsparametrar som friktionshastighet, Monin-Obukhovs längdskala och den konvektiva hastighetsskalan. För starkt stabila förhållanden och vid låga vindhastigheter då turbulensen är svag domineras spridningen av horisontella vindriktningsfluktuationer (meandering) orsakat av bl.a. tvådimensionella mesoskaliga horisontella virvlar genererade av gravitationsvågor, terrängen m.m. Den laterala turbulensen beskrivs då med hjälp av empiriska uttryck och hänsyn tas till plymspridning som kan bero på vindriktningens variation timme för timme enligt metoder från Hanna [19]. En enkel fotokemisk modell har också införts i modellerna för beräkning av NO₂ [20]. Dispersion-Line är en modell för *ändliga* linjekällor. Den skiljer sig från SIMAIRs vägtrafikmodell [3], som är en Gaussisk modell för *oändliga* linjekällor. SIMAIRs vägtrafikmodell är giltig för raka vägar då avståndet mellan beräkningspunkten och linjekällan är mycket mindre än längden på vägen, vilket ofta är fallet då man vill göra beräkningar nära vägar. För VEDAIR där huvudintresset är halter i vedeldade bostadsområden kan avståndet till en stor väg vara större, varför den geometriska formen hos vägen kan bli betydelsefull. Den beskrivs då med hjälp av ett antal ändliga linjekällor.

Bakgrundshalter delas upp i tre olika delar och på samma sätt som i SIMAIR [3] nämligen

- Regionalt bidrag utland(Rbu), dvs. bidragen från alla källor utanför Sverige
- Regionalt bidrag Sverige(RbS), bidragen från övriga källor i Sverige förutom aktuell tätort
- Urbant bidrag(UB), föroreningar från källor inom tätorten, förutom det bostadsområde lokala beräkningar görs för.

För att beräkna regionalt bidrag Sverige(RbS) och urbant bidrag(UB) används emissionsdata från SMED (<http://www.smed.se/>). De fält som används är vägtrafik, småhus och fritidshus samt ett totalt fält som innehåller vägtrafik, småhus och fritidshus, sjöfart och resterande emissioner som stora punktkällor.

Beräkning av halter och deposition på regional skala, dvs. för Europa och hela Sverige, görs med hjälp av MATCH(Multi-scale Atmospheric transport and Chemistry) modellen [15]. Modellen drivs meteorologiskt av väderprognosmodellen HIRLAM (High Resolution Limited Area Model) och använder ett 44x44 km beräkningsrutnät över Europa. Emissioner tas från

EMEPs 50x50 km inventering för Europa och för Sverige med emissionsdata från SMEDs 1x1 km inventering. De regionala bakgrundshalterna beräknas för varje kommun i Sverige med hjälp av sammanvägd information från MATCH Europa, MATCH Sverige och från kontinuerliga mätningar vid regionala bakgrundsstationer. Undantaget är för partiklar (PM10) då enbart mätdata används. Orsaken till det är att MATCH-modellen ännu inte inkluderat bildningen av sekundära organiska aerosoler. Bakgrundshalter av PM10 beräknas därför förenklat med hjälp av objektiv analys (2D-var teknik) från uppmätta värden i tre bakgrundsstationer nämligen Vavihill, Aspvreten och Vindeln.

Det urbana bakgrundsbidraget beräknas med hjälp av en urban modell liknande den som utvecklats för Köpenhamn [16]. Modellen avser främst marknära utsläpp, t.ex. från vägtrafik och småskalig biobränsleeldning. För att också inkludera utsläpp från höga källor har modellen kompletterats med en Gaussisk plymmodell.

I rapporten jämförs beräkningsresultat från VEDAIR med PM10 mätningar från bostadsområdet Forsdala i Lycksele. Mätningarna har gjorts av ITM under två vinterperioder, den första på ca tre månader under dec 2001 till mars 2002 [25] och den andra på ca 2.5 månader under jan 2006 till mars 2006 [26]. Bägge perioderna liknar varandra med relativt kraftiga lokala haltbidrag då det är kallt och obetydliga lokala bidrag då det varmt. VEDAIR beskriver dessa data relativt väl.

Innehåll

Förord

Report Summary

Sammanfattning

1. Inledning	1
2. Beskrivning av ingående delar.....	3
2.1 Emissionsmodell	3
2.1.1 Indata.....	4
2.1.2 Emissionsfaktorer	6
2.1.3 Beräkningsalgoritm.....	8
2.1.4 Emissionernas variationer under året.....	10
2.2 Meteorologiska data.....	12
2.3 Bakgrundshalter	12
2.3.1 Regionala och urbana emissioner för beräkning av bakgrundshalter	13
2.3.2 Regionala bakgrundshalter.....	13
2.3.3 Urbana bakgrundshalter	14
2.3.4 Beskrivning av färdigberäknade bakgrundsfält	16
2.4 Lokala beräkningsmodeller.....	18
2.4.1 Modell för punktkällor.....	18
2.4.2 Modell för vägtrafik.....	18
3. Internet applikationen	22
3.1 Servermiljö och databaser.....	22
3.2 Användargränssnitt	23
3.3 Rapportutskrifter och export av tidsserier.....	26
4. Jämförelse mellan uppmätta PM10-halter i Lycksele.....	29
Referenser	36

1. Inledning

Bakgrunden till det här projektet är Biobränsle-Hälsa-Miljö projektet (BHM), som bedrevs huvudsakligen under åren 2001-2004 med stöd av Energimyndigheten. Målsättningen med BHM var att beskriva hur användningen av biobränsle påverkar utsläpp, luftkvalitet och hälsa samt hur dessa faktorer påverkas av framtida ökad biobränsleanvändning och teknikutveckling. Projektet var omfattande med flera forskningsgrupper involverade. En sammanfattande rapport finns på BHM:s hemsida [1]. SMHI deltog i projektet med att ta fram och tillämpa spridningsmodeller för partiklar och förbränningsemissioner. Målet var att skapa ett kopplat modellsystem som beskriver processer i atmosfären från regional ner till lokal skala. Vi lyckades väl delvis med det. I alla fall var en av slutsatserna vid utvärderingen av BHM att projektet ”är snubblande nära att erbjuda en fungerande modell för uppskattning av risker i en tätort och delar av densamma” [2]. Så ”snubblande nära” var vi då inte eftersom vi behövde utveckla konceptet med kopplade modeller och få fram en lämplig driftmiljö. Vid utvecklingen av SIMAIR [3], som är ett modellverktyg för bedömning av luftkvalitet i vägars närområde, löstes många av dessa problem som VEDAIR kunnat dra nytta av. I Energimyndighetens analys och förslag till åtgärder vad avser småskalig förbränning av biobränsle [4] påtalades också vikten av att utveckla en modell för analys av luftkvalitetsfrågor för småskalig biobränsleeldning. En förstudie gjordes och ett förslag till utvecklingsprojekt togs fram [5]. Därefter beviljade Energimyndigheten medel till detta projekt (Projekt nr 21825-2).

En viktig slutsats från BHM programmet var att det är sannolikt att miljökvalitetsnormerna (MKN) för partiklar överskrids lokalt i bostadsområden där äldre vedpannor utan eller med för liten ackumulatortank används som huvudsaklig uppvärmningskälla i områden med ogynnsamma meteorologiska förhållanden. Det konstaterades också att det finns flera olika alternativa moderna pannor med bra miljöprestanda som sannolikt inte leder till några problem med att klara MKN. Enligt förordning 2001:527, där MKN för utomhusluft definieras, är kommunerna skyldiga att kontrollera om MKN uppfylls inom kommunerna. Kontrollen ska ske genom mätningar eller beräkningar. Syftet med VEDAIR är att kunna erbjuda ett verktyg för kommuner och myndigheter för bedömning av luftkvalitet i områden med faktisk eller planerad småskalig biobränsleeldning. Meningen är att kunna erbjuda ett verktyg som ger underlag för planarbete med inriktning på god luftkvalitet.

Biobränsleeldning i hushållssektorn görs i villapannor och lokaleldstäder. Statistisk information av omfattningen baserar sig på skorstensfejarnas rapportering över sotade anläggningar. Antalet biobränsleeldade villapannor uppskattas till 260 000 och antalet lokaleldstäder till 1,2 miljoner lokaleldstäder [6]. I dagsläget finns det ca 180 000 omoderna vedpannor utan ackumulatortank [4]. För att beräkning hur biobränsleeldningen påverkar luftkvalitet t.ex. i ett bostadsområde behövs detaljerad information om bl.a. källornas lägen, typ av eldstäder och hur mycket biobränsle som förbrukas. Något centralt enhetligt register med information om detta finns inte. Däremot finns en del användbar information i kommunerna via bl.a. skorstensfejarnas register. Hur dessa kan användas för att ta fram emissionsdata för spridningsberäkningar diskuteras i [7].

Utvecklingsarbetet har skett i tre delprojekt med separata ansökningar. De olika delprojekten är:

1. VEDAIR Modell för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning, ansökan från SMHI

2. Nationellt verktyg för att integrera sotarregistren med VEDAIR, ansökan från Kommunförbundet i Dalsland och ÄFAB.
3. Validering av VEDAIR, ansökan från Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM) vid Stockholms universitet.

Denna rapport beskriver huvudsakligen del 1 ovan. Syftet med del 2 har varit att ta fram en metod för insamling och bearbetning av sotardata. Det har gjorts av Kommunförbundet Dalsland tillsammans med ÄFAB och sju Skorstensfejarmästare från Västra Götaland och Småland via det så kallade SotData projektet. Metoden innebär att inventeringsarbete görs i samband med ordinarie sotningsförrättning. En arbetsorder fylls i med information om pannor och lokaleldstäder som därefter lagras i en databas. En metod har också tagits fram för att beräkna emissioner med hjälp av dessa data. Metod används i VEDAIR och beskrivs i denna rapport. Mer om SotData projektet finns att läsa i [10]. Del 3 har inneburit att nya mätningar har gjorts i Lycksele [26]. En del av dessa data används i denna rapport och jämförs med beräknade halter med hjälp av VEDAIR

Mer att läsa om VEDAIR och SIMAIR finns på hemsidan www.luftkvalitet.se

2. Beskrivning av ingående delar

2.1 Emissionsmodell

Den metod som här presenterats har växt fram i samarbete med ÄFAB och Sveriges tekniska forskningsinstitut (SP). Utgångspunkten är uppvärmning av hus där biobränsle (ved, flis, pellets) ingår helt eller delvis i uppvärmningen. Det finns många olika slag av eldstäder men inte underlag för att behandla alla dessa individuellt utan vi behöver gruppera dem i olika emissionstyper. Vi skiljer på pannor, som står i pannrum och värmer hela huset via ett cirkulerande vattensystem och lokaleldstäder som värmer främst det rum där den är placerad. Ett hus kan ha såväl pannor som lokaleldstäder.

I Boverkets byggregler 1998:38 avsnitt 6:731 ställs följande krav för fastbränsleeldning:

"Från byggnader inom tätort med fastbränsleanläggning med en effekt upp till 50 kW får utsläppet av organiskt bundet kol (OGC) uppgå till högst 150 mg per m³n torr gas vid 10 % O₂.

För kaminer, kakelugnar och spisinsatser i byggnader inom tätort som huvudsakligen uppvärms med en annan anordning får utsläppet av organiskt bundet kol (OGC) uppgå till högst 250 mg per m³n torr gas vid 13 % O₂.

För öppna spisar som endast är avsedda för trivseldning och vedspisar som endast är avsedda för matlagning kan högre utsläpp av organiskt bundet kol godtas."

De pannor som uppfyller Boverkets byggregler kallar vi BBR-godkända. Viktigt är också om pannorna har ackumulatortank eller ej och i så fall volymen på ackumulatortanken. Många äldre vedpannor eldas direkt mot husets värmebehov utan ackumulatortank. Sättet att elda kan delas in i två huvudtyper, pyreldning och braseldning. Pyreldning eller strypt förbränning innebär eldning med stora vedinlägg och förbränning vid låg effekt med strypning av lufttillförseln. Braseldning innebär eldning med mindre vedinlägg där ved fylls på i takt med husets värmebehov och förbränningen sker med god lufttillförsel. Om pannan inte är kopplad till en ackumulator måste effektutvecklingen hållas nere för att huset inte ska bli för varmt. Om man gör detta genom att strypa lufttillförseln blir resultatet pyreldning. Gaserna får för lite luft för att kunna brinna ut ordentligt, verkningsgraden blir låg och utsläppen höga.

Lokaleldstäderna delar vi in i två huvudtyper: lätta och tunga. En lätt lokaleldstad väger mindre än 200 kg. Exempel på sådana är kaminer och öppna spisar. Väger lokaleldstaden mer än 200 kg är den en tung eldstad. Exempel på sådana är kakelugnar.

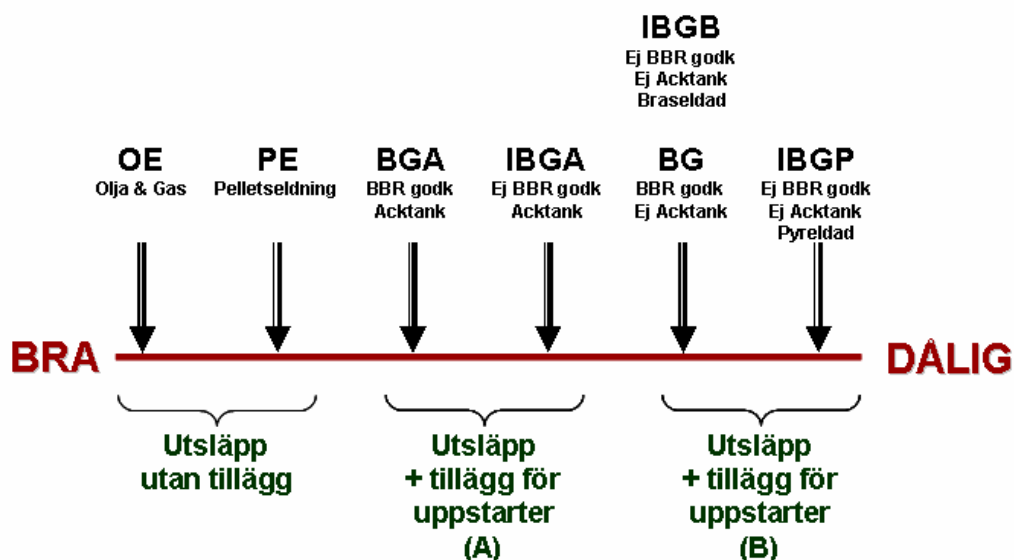
I tabell 1 sammanfattas den klassificering som här använts. Vi kallar dem för SP typer.

Tabell 1. Klassificering av eldstäder i olika emissionstyper [8].

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

För en enskild panna kan emissionerna vara större vid upptändningsfasen jämfört med driftfasen. Det finns en viss osäkerhet här. Nyligen genomförda fältstudier [9] visade inte på några stora skillnader mellan de två faserna, vilket var överraskande. Nya studier kan dock komma att visa att skillnaderna är betydande. Därför har vi byggt in i VEDAIR möjligheten att dela upp emissionerna för pannorna i start- och driftfas. Emissionerna beror också på antalet uppstarter som i sin tur beror på om det finns en ackumulator tank eller ej och på ackumulator tankens storlek.

Vi kan nu fördela de olika pannorna längs en linje från bra/låga utsläpp till dålig/höga utsläpp, se figur 1. Tilläggen till emissionerna på grund av uppstarter beräknas lite olika beroende på om det finns ackumulator tank eller ej. Finns det ingen ackumulator tank blir tillägget större. Tillvägagångssättet beskrivs i avsnittet 2.1.3.



Figur 1. De olika emissionstyperna fördelade längs en linje från bra/låga till dålig/höga utsläpp[10].

2.1.1 Indata

För beräkningarna fodras för varje fastighet vissa grundläggande data, vilka beskrivs i detta avsnitt. I avsnitt 2.1.2 beskrivs vilket dataunderlag vi har för emissionsfaktorer och i avsnitt 2.1.3 beskrivs beräkningsalgoritmen. Beräkningarna görs först för årsemissioner. Därefter fördelas emissionerna i tidserier under året med hjälp av de metoder, som beskrivs i avsnitt

2.1.4. Hänsyn kan tas såväl till uppvärmningsbehov som sociala variationer eller en kombination av dessa.

I tabellerna 2 och 3 anges de indata som behövs för emissionsberäkningarna.

Tabell 2. Indata till VEDAIR.

Fältnamn	Värde	Förklaring
FastBet*		Fastighetsbeteckning eller namn
GisX	är det tomt finns inget värde	geografisk koordinat
GisY	är det tomt finns inget värde	geografisk koordinat
Exakt energibehov (kWh/år)	är noll om inget värde finns	faktiskt energibehov
Energibehov (kWh/år)	används om det är noll ovan	en grov uppskattning som sotarna kan ge
olja		% av energibehovet
pellets		% av energibehovet
flis		% av energibehovet
elvärme		% av energibehovet
ved		% av energibehovet
Ackvolym	om det är noll finns ingen ackumulatortank	ackumulatortankens storlek (liter)
IDtyp	1-3	typ av värmekälla
BBR-godkänd	1=ja, 0=nej	godkänd enligt Boverkets byggregler
DFB?	1=ja, 0=nej	dålig förbränning
Höjd rökkanal (m)		används för uppskatta skorstenshöjden

* Fastighetsbeteckningen ges ett löpande nummer ifall samma fastighet har flera pannor med information som inte får plats på en rad.

Tabell 3. Indata till VEDAIR.

Typ av värmekälla	IDtyp
Panna	1
Lätt lokaleldstad	2
Tung lokaleldstad	3
Saknas information	-1

Lokaleldstäder som kaminer, öppna spisar, vedspisar etc. klassas som lätt lokaleldstäder. Exempel på tunga lokaleldstäder är kakelugnar. I tabell 4 visas exempel på indata från Vänersborg.

Tabell 4. Exempel på indata för emissionsberäkningar från hushåll i Vänersborg. Till varje fastighet finns också x- och y-koordinater.

	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	NAME	EB(kWh/år olja(%))	pellets(%)	flis(%)		elvärme(%)	ved(%)	ackvolym	IDtyp	BBR-godk.	DFG	HöjdRokka
2	Binäs 3:3	40000	0	0	0	0	100	1800	1	1	0	9
3	Brätte 1:13	25000	0	0	0	20	80	1500	1	1	0	6
4	Nordbyn 1	40000	50	0	0	0	50	500	1	0	0	10
5	Dykälla 1:4	25000	0	0	0	0	100	800	1	0	0	4
6	Frändefors	25000	50	0	0	0	50	1000	1	1	0	8
7	Frändefors	25000	0	0	0	0	0	0	1	0	0	10
8	Siviken 4:2	25000	0	0	0	0	100	400	1	0	0	5
9	Knutsön 1	25000	0	0	0	0	100	0	3	0	0	6
10	Bastuban	80000	5	95	0	0	0	0	1	0	0	10
11	Draggen 3	25000	0	0	0	90	10	0	1	0	0	6
12	Stora Agn	25000	0	0	0	0	100	750	1	0	0	6
13	Frändefors	25000	0	0	0	80	20	0	2	0	0	6
14	Frändefors	25000	70	0	0	0	30	0	1	0	0	7
15	Källeberg	40000	50	0	0	0	50	0	1	0	0	7
16	Källeberg	25000	0	0	0	90	10	0	2	0	0	6
17	Esslingetor	25000	0	0	0	0	25	0	3	0	0	6
18	Esslingetor	25000	50	0	0	0	50	0	1	0	0	11
19	Esslingetor	25000	0	0	0	50	50	0	1	0	0	10
20	Esslingetor	25000	10	0	0	80	10	300	1	0	0	9
21	Sörbyn 10	80000	100	0	0	0	0	0	1	0	0	0
22	Sörbyn 11	25000	100	0	0	0	0	0	1	0	0	7
23	Sörbyn 4:8	25000	50	0	0	0	50	0	1	0	0	10
24	Anebyn 1:	25000	0	0	0	0	100	0	1	0	0	7
25	Anebyn 1:	40000	0	0	0	0	100	0	1	0	0	7
26	Anulvsbäck	40000	0	0	0	0	100	0	1	0	0	8
27	Anulvsbäck	25000	0	0	0	50	50	1000	1	1	0	6
28	Fåraherder	25000	0	0	0	50	50	0	2	0	0	7
29	Fåraherder	25000	0	0	0	80	20	0	1	0	0	7
30	Fåraherder	25000	0	0	0	70	30	0	1	0	0	10
31	Artorp 1:3	25000	50	0	0	0	50	0	1	0	0	8
32	Asmundeb	65000	50	0	0	0	50	1000	1	0	0	12
33	Asmundstc	25000	0	0	0	0	100	500	1	0	0	10
34	Aspebol 1:	25000	0	0	0	0	100	0	1	1	0	10
35	Frändefors	25000	0	0	0	100	0	0	1	0	0	6
36	Frändefors	25000	0	0	0	75	25	0	3	0	1	5

2.1.2 Emissionsfaktorer

SP har strukturerat och sammanställt befintliga emissionsfaktorer för biobränsleeldade villautrustningar [8]. Emissionsfaktorerna ges såväl för driftförhållanden (tabell 5) som startförhållanden (tabell 6). I tabell 7 ges också verkkningsgraden för de olika anläggningarna.

Tabell 5a. Medelvärden för emissionsfaktorer (mg/MJ) för olika slags biobränsleeldning och för oljeeldning. Gråa fält visar att underlag saknas. Kommer senare att kompletteras, tillsvidare används interpolerade värden mellan IBGA och BGA, för TLE används 2*LLE.

	IBGP	IBGB	IBGA	BG	BGA	PE	TLE	LLE	OE
Stoft	1300	97	95		26	34		43	9
NOx	40	68	58		100	68		85	39
Bensen	52		44		2.8	1.6		5.4	0.03
CO	12000	5800	6800		1500	440		1600	5.5
OGC	3200	1200	1100		120	30		180	1.5
VOC	6800	63	1100		95	11			1
NMVOC	2000	33	430		47	7.5			0.51
Metan	2100	30	530		58	3.7			0.49
PAH	120	14	14		1.7	0.86		1.2	0.09
Benso(a)pyren	0.23	0.22	0.09		0.006	0.01		0.008	0.0005
Mätfall (antal)	5	3	5	0	35	17	0	6	2

Tabell 5b. Maxvärden för emissionsfaktorer (mg/MJ) för olika slags bibränsleeldning och för oljeeldning. Gråa fält visar att underlag saknas.

	IBGP	IBGB	IBGA	BG	BGA	PE	TLE	LLE	OE
Stoft	2200	105	103		89	66		53	12
NOx	72	71	67		130	90		110	41
Bensen	91	46	66		17	11		10	0,04
CO	16000	8200	8300		6900	1700		1900	9
OGC	5500	2200	1400		1200	190		220	2
VOC	6800	880	1100		570	37			1,1
NMVOC	2000	270	430		290	23			0,64
Metan	4800	610	670		880	14			0,52
PAH	300	15	23		23	8,5		2,4	0,17
Benso(a)pyren	0,23	0,3	0,09		0,02	0,12		0,01	0,001

Tabell 5c. Minvärden för emissionsfaktorer (mg/MJ) för olika slags bibränsleeldning och för oljeeldning. Gråa fält visar att underlag saknas.

	IBGP	IBGB	IBGA	BG	BGA	PE	TLE	LLE	OE
Stoft	350	89	87		11	10		32	6
NOx	17	64	34		43	34		74	37
Bensen	12	32	22		0,01	0,04		2,4	0,01
CO	5200	4400	4100		470	30		1200	2
OGC	930	540	490		9,8	1,0		140	1
VOC	6800	880	1100		2,1	1,5			0,9
NMVOC	2000	270	430		1,3	0,95			0,38
Metan	1200	610	360		0,8	0,55			0,46
PAH	17	12	2,3		0,04	0,01		0,47	0,006
Benso(a)pyren	0,23	0,002	0,09		0,001	0,000005		0,004	0,00002

Tabell 6. Emissionsfaktorer (mg/MJ) för eldning i vedpannor under startfasen. Medel-, min och max-värden från befintligt underlag [8] presenteras. Gråa fält visar att underlag saknas, tillsvidare används 2*emissionsfaktorn vid drift.

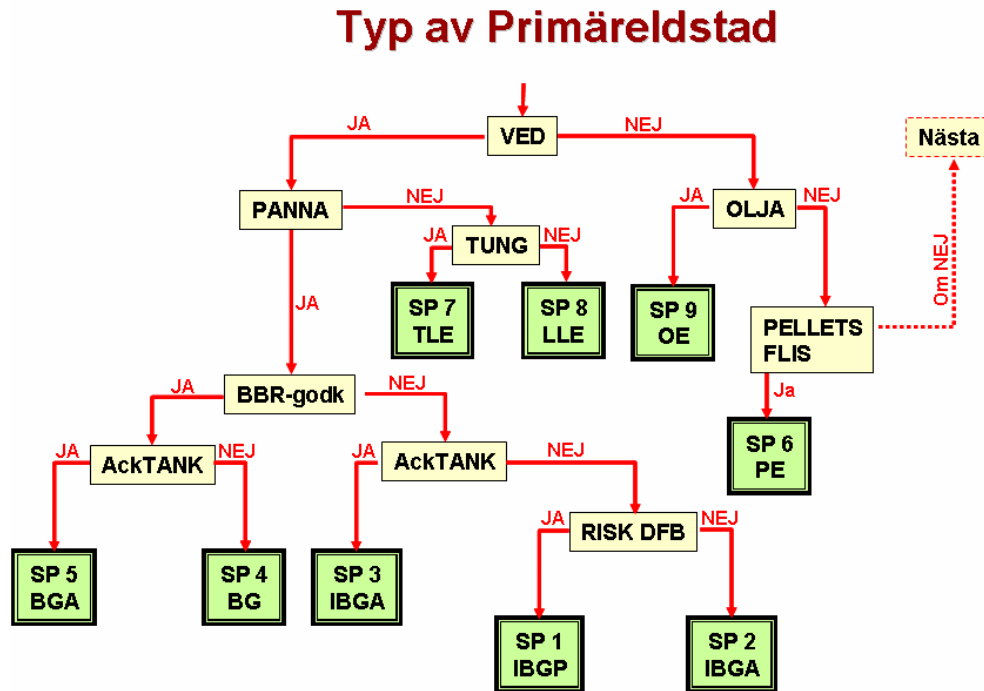
	Medel	Min	Max
Stoft			
NOx	86	48	60
Bensen			
CO	4860	760	6410
OGC	1428	65	1665
VOC			
NMVOC			
Metan	377	25	470
PAH			
Benso(a)pyren			
Mätfall (antal)	30		

Tabell 7. Verkningsgrader (η) för olika slags bibränsleeldning och oljeeldning vid driftförhållanden. För förhållanden vid uppstart är verkningsgraden sämre, tillsvidare används 0,5.

	IBGP	IBGB	IBGA	BG	BGA	PE	TLE	LLE	OE
η	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,75 ± 0,05	0,75 ± 0,05	0,75 ± 0,05	0,75 ± 0,05	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,05

2.1.3 Beräkningsalgoritm

I figur 2 visas principerna för hur emissionsklasser bestäms med hjälp av indata. Det är första steget vid emissionsberäkningarna.



Figur 2. Tillvägagångssätt för att bestämma emissionstyp och därigenom vilken emissionsfaktor som används i beräkningarna [10].

Efter det att emissionsklassen är bestämd kan emissionerna beräknas. Det görs på följande sätt. Först beräknas för varje fastighet årsemissionen uppdelat på start- och drift fas

$$Q_{\text{år}} = Q_{\text{år}}^{\text{start}} + Q_{\text{år}}^{\text{drift}} \quad (1)$$

$$Q_{\text{år}}^{\text{drift}} = \sum_j a_j * (EB * 3.6 * Ef_{SPTyp}^{\text{drift}} / \eta_{SPTyp}^{\text{drift}}) \quad (2)$$

där EB anger husets energibehov(kWh/år), a_j andel av ett bränsle (olja, pellets, flis, elvärme (som inte ger några emissioner) och ved) och $\eta_{SPTyp}^{\text{drift}}$ anger verkningsgraden för anläggningen vid driftförhållanden. För ved läggs därefter till ett extra tillskott orsakad av höga emissioner vid uppstart. Detta tillägg beror på om det finns ackumulatortank eller ej och i så fall på dess storlek. Tillskottet ges dels för vedpannor med ackumulatortank (BGA och IBGA) och dels för vedpannor utan ackumulatortank (BG, IBGB, IBGP).

A. Vedpannor med ackumulatortank

Låt n_{ved} beteckna antalet vedinlägg per år. Husets energibehov (kWh/år) delat med ackumulatortankens lagringskapacitet ger ett grovt mått på antalet vedinlägg

$$n_{ved} = \min\left(\frac{EB(kwh / \text{år}) * a_{ved}}{ackvolym * (90/1500)}; 695 * a_{ved}\right) \quad (3)$$

då en ackumulatorvolym på 1500 liter motsvarar en ackumulatorkapacitet på 90 kWh [10]. Värdet 695 har valts för vedpannor utan ackumulatortank, se nedan. EB anger fastighetens energibehov och a_{ved} andelen av energibehovet som använder ved som bränsle. I figur 3 illustreras ekvation (3) för några olika val av fastighetens energibehov.

Exempel. Om $EB=22000$ kWh/år, $a_{ved}=1.0$ och ackumulatorvolymen =1500 liter medför det att $n_{ved}=244$ under året.

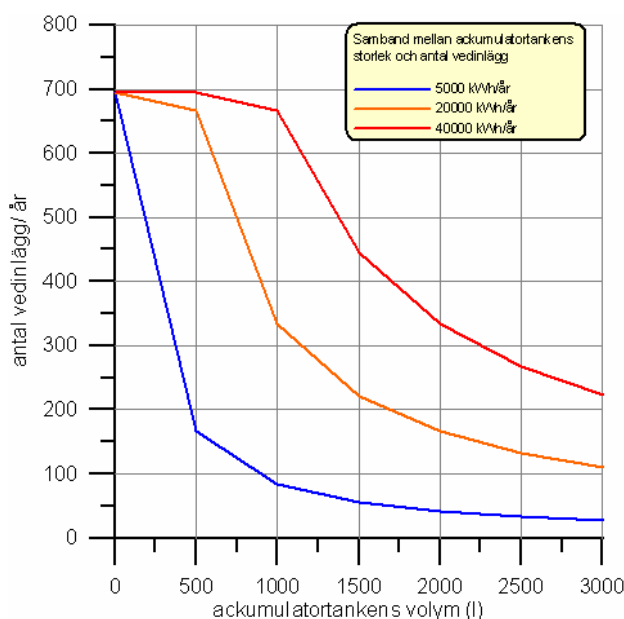
En uppstart definieras som första halvtimmen efter att tändbrasan lagts in, varför den totala tiden, $ntid$ i timmar, ges av

$$ntid(\text{timmar}) = 0.5 * n_{ved} \quad (4)$$

Emissionen under startfasen kan då beräknas

$$Q_{SPTyp}^{start} = ntid / \text{årst} \sum_j \frac{a_j * EB * 3.6 * EF_{SPTyp}^{start}}{\eta_{SPTyp}^{start}} \quad (5)$$

där årst anger antal timmar per år.



Figur 3. Sambanden mellan ackumulatortankens storlek och antal vedinlägg/år för några olika val av fastighetens energibehov enligt ekvation 3.

B. Vedpannor utan ackumulatortank

Vid direkteldning utan tank uppskattas antalet vedinlägg till 695 uppstarter/år. Detta värde, som görs valbar i modellen, används för att bestämma $ntid$ enligt ekv. (4).

Den totala årsemission för en given SPTyp blir därför

$$Q_{SPTyp} = \frac{\text{årst} - ntid}{\text{årst}} \sum_j \frac{a_j * EB * 3.6 * EF_{SPTyp}^{drift}}{\eta_{SPTyp}^{drift}} + \frac{ntid}{\text{årst}} \sum_j \frac{a_j * EB * 3.6 * EF_{SPTyp}^{start}}{\eta_{SPTyp}^{start}} \quad (6)$$

I tabell 8 visas exempel på beräkningsresultat för Vänersborg.

Tabell 8. Indata (gulmarkerat) och beräkningsresultat(grönmarkerat) från Vänersborg.

NAME	EB(kWh/år	olja(%)	pellets(%)	flis(%)	elvärm(%)	ved(%)	ackvolym(l	idtyp	BBR-godk: DFG	SPTYP	Q (kg/år)
Binås_3:3	40000	0	0	0	0	100	1800	1	1	0 BGA	5.2
Brätte_1:13	25000	0	0	0	20	80	1500	1	1	0 BGA	2.6
Nordbyn_1:1	40000	50	0	0	0	50	500	1	0	0 IBGA	12.7
Dykälla_1:48	25000	0	0	0	0	100	800	1	0	0 IBGA	14.8
Frändefors_1	25000	50	0	0	0	50	1000	1	1	0 BGA	2.0
Frändefors_1	25000	0	0	0	0	0	0	1	0	0 ?	-1.0
Siviken_4:1	25000	0	0	0	0	100	400	1	0	0 IBGA	15.0
Knutsön_1:1	25000	0	0	0	0	100	0	3	0	0 TLE	10.3
Bastuban_6	80000	5	95	0	0	0	0	1	0	0 OE	12.6
Draggen_3	25000	0	0	0	90	10	0	1	0	0 IBGB	17.2
Stora_Agnev	25000	0	0	0	0	100	750	1	0	0 IBGA	14.9
Frändefors_1	25000	0	0	0	80	20	0	2	0	0 LLE	1.1
Frändefors_1	25000	70	0	0	0	30	0	1	0	0 IBGB	52.4
Källeberg_18	40000	50	0	0	0	50	0	1	0	0 IBGB	139.0
Källeberg_19	25000	0	0	0	90	10	0	2	0	0 LLE	0.6
Esslingetorp	25000	0	0	0	0	25	0	3	0	0 LLE	1.4
Esslingetorp	25000	50	0	0	0	50	0	1	0	0 IBGB	86.9
Esslingetorp	25000	0	0	0	50	50	0	1	0	0 IBGB	86.4
Esslingetorp	25000	10	0	0	80	10	300	1	0	0 IBGA	1.5
Sörbyn_10:7	80000	100	0	0	0	0	0	1	0	0 OE	2.9
Sörbyn_11:3	25000	100	0	0	0	0	0	1	0	0 OE	0.9
Sörbyn_4:8	25000	50	0	0	0	50	0	1	0	0 IBGB	86.9
Anebyn_1:19	25000	0	0	0	0	100	0	1	0	0 IBGB	173.6
Anebyn_1:20	40000	0	0	0	0	100	0	1	0	0 IBGB	277.7
Anulvsbäcke	40000	0	0	0	0	100	0	1	0	0 IBGB	277.7
Anulvsbäcke	25000	0	0	0	50	50	1000	1	1	0 BGA	1.6
Fåraherden	25000	0	0	0	50	50	0	2	0	0 TLE	5.2
Fåraherden	25000	0	0	0	80	20	0	1	0	0 IBGB	34.5
Fåraherden	25000	0	0	0	70	30	0	1	0	0 IBGB	51.8

2.1.4 Emissionernas variationer under året

För att beskriva hur emissioner från fastigheter, som använder biobränsle för uppvärmning, varierar under året och i olika delar av landet antar vi att emissionerna är proportionella mot den mängd tillförd värme som fodras för att värma huset. Mängden tillförd värme ska ju täcka värmeförlusten i huset. Värmeförlusten är proportionell dels mot temperaturdifferensen mellan inomhus- och utomhusluft vid normal drift dels mot byggnadens täthet och isoleringsgrad. Värmeförlusten påverkas också av byggnadens orientering, vind, solstrålning och verksamhet mm. Klart är dock att utomhustemperaturen har stor betydelse. Värmeenergiebehovet kan beräknas med hjälp av så kallade gradtimmar [11]. Metoden motsvarar den för graddagar men utnyttjar istället timvisa temperaturdata. Sambandet för att beräkna värmeenergiebehovet kan skrivas som summan av produkten av erforderlig effekt och den tid den verkar

$$E = Q_{tot} \int_{\text{året}} (T_g - T_{ute}) dt \quad (\text{Wh}) \quad (7)$$

där Q_{tot} anger byggnadens totala specifika värmeförlust som beror på transmissions-, ventilations- och läckageförluster, T_g anger den gränstemperatur under vilket aktiv uppvärmning från värmesystemet krävs, T_{ute} anger utomhustemperaturen.

Integralen i ekvation (7) kan beräknas med hjälp av så kallade gradtimmar (G_t) på följande sätt:

$$G_t = T_g - T_{ute} \quad (^\circ\text{Ch}) \quad (8)$$

Summerar vi antalet gradtimmar under ett år får vi årsgradstimmarna

$$\dot{A}G_t = \sum_{n=1}^{8760} G_t \quad (^\circ\text{Ch}) \quad (9)$$

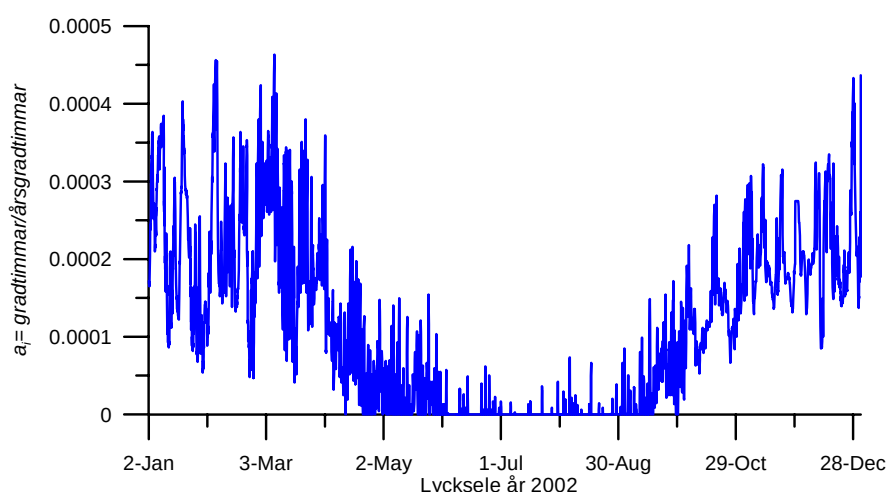
Kvoten mellan (8) och (9) anger andelen av årssumman

$$a_i = \frac{G_i}{\dot{A}G_i} \quad (10)$$

med egenskapen att

$$\sum_{n=1}^{8760} a_i = 1.0 \quad (11)$$

I figur 4 visas ett exempel på hur a_i varierar under året då temperaturdata från Lycksele år 2002 använts.



Figur 4. Parametern a_i : s variation under året (ekvation 10) beräknad med hjälp av timvisa temperaturer från Lycksele år 2002. $T_g=10^\circ\text{C}$

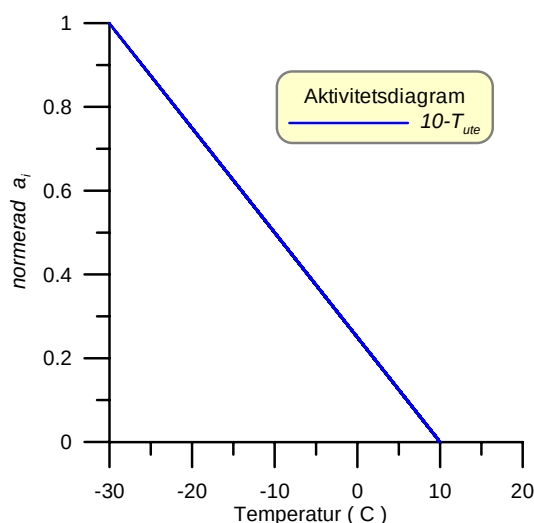
Indata till VEDAIR är fastighetens energibehov under ett år (kWh/år). Med hjälp av denna parameter beräknas årsemissionen ($Q_{\text{år}}$), se avsnitt 2.1.3. Variationen av emissionen under året kan då beräknas på följande sätt:

$$Q_i = Q_{\text{år}} * a_i \quad (12)$$

där Q_i anger emissionen under timmen i . För att göra beräkningarna behövs T_g bestämmas. Normalt är den ofta 17°C men eftersom småhus ofta använder biobränsle bara som en del i husets energiförsörjning och då främst när det är kallt har vi valt ett lägre värde nämligen 10°C .

Vi kan också normera a_i med hjälp av dess maximala värde och får då enkla diagram som kan utnyttjas för att beskriva emissionens variationer under året, se figur 5. Det är sådana, som vi kallar aktivitetsdiagram och som kommer tas fram för olika år och platser i landet för att beskriva emissionernas timvisa variation för hus som använder biobränsle för uppvärmning.

Det är också detta aktivitetsdiagram som har använts vid jämförelsen av uppmätta och beräknade halter i Lycksele, se avsnitt 4.



Figur 5. Samma som figur 4 men då a_i har normerats med hjälp av dess maximala värde.

För trivseldning används andra variationer baserat mer på sociala beteenden, t.ex. eldning under helger och kvällar.

2.2 Meteorologiska data

Meteorologiska data genereras via SMHIs meteorologiska analysystem MESAN [12], som är ett operationellt objektivt analysystem som baseras på optimal interpolationsteknik. Observationer från alla tillgängliga data används för att ta fram meteorologiska data i rutnät över landet. Exempel på datatyper som används i analysen är modelldata, väderdata från markstationer, radar- och satellitdata och fysiografiska data. MESAN-analyser görs dels i realtid och dels någon månad i efterhand med klimatversion av MESAN, data är då också kvalitetskontrollerade. Analyserna med Klimat-MESAN görs dessutom med en något högre geografisk upplösning än i realtidsversionen. Utdata från Klimat-MESAN lagras i ett 11x11 km grid över Sverige. Exempel är nederbörd, temperatur och fuktighet på 2 meters höjd ovan mark, vind på 10 meter, tryck och moln. Med hjälp av dessa data beräknas därefter markflöden och turbulensparametrar med metod från [13]. Denna metod har också testats mot mätdata från Högdalen i Stockholm med gott resultat [14].

I VEDAIR och SIMAIR utnyttjas de meteorologiska analyserna från Klimat-MESAN, för var tredje timme, till den regionala modellen MATCH-Sverige (avsnitt 2.3.1) samt – efter interpolering till 1x1 km grid – till den urbana spridningsmodellen (avsnitt 2.3.2) och de lokala spridningsmodellerna (avsnitt 2.4).

2.3 Bakgrundshalter

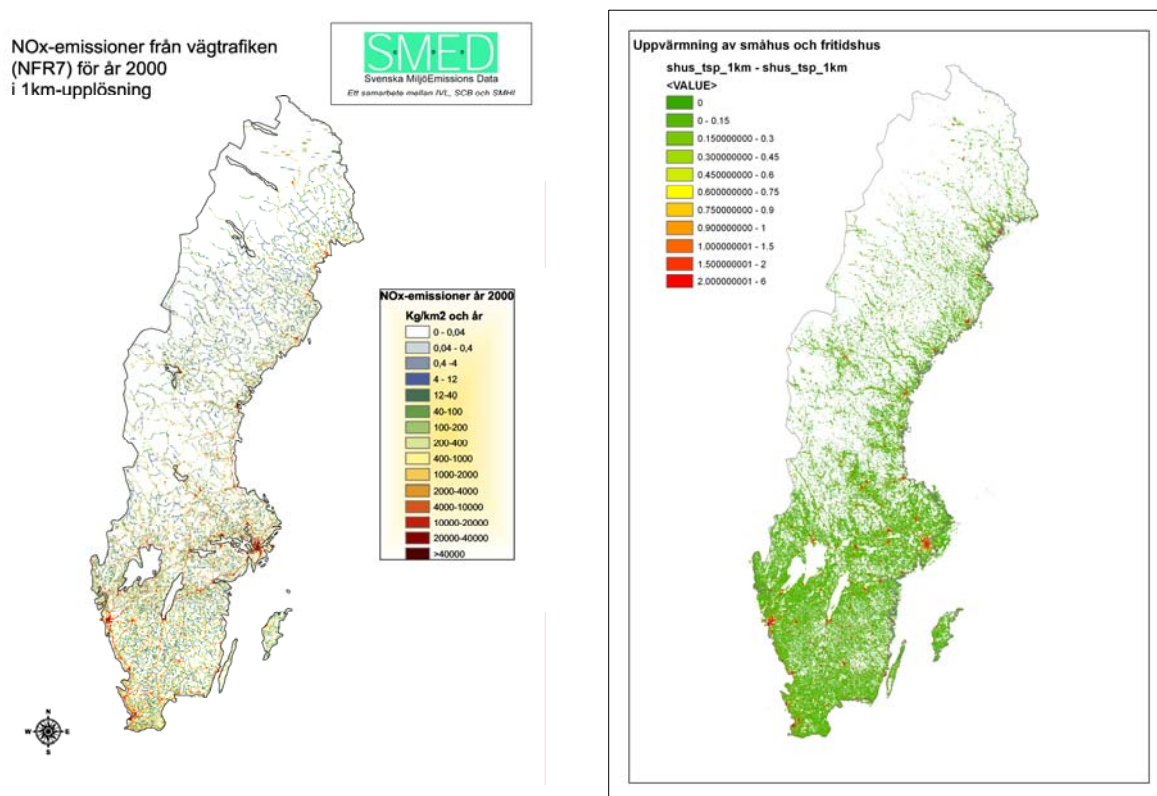
Föroreningsbidragen delas upp i fyra olika delar nämligen

- Regionalt bidrag utland(Rbu), dvs. bidragen från alla källor utanför Sverige
- Regionalt bidrag Sverige(RbS), bidragen från övriga källor i Sverige förutom aktuell tätort
- Urbant bidrag(UB), föroreningar från källor inom tätorten, förutom det bostadsområde beräkningarna görs för.
- Lokalt bidrag (LB) från källor inom det bostadsområde beräkningarna görs för.

De tre första bidragen beräknas via SIMAIR. Metoderna finns beskrivna [3] och kommer därför bara att beskrivas översiktligt i denna rapport. Det som framförallt skiljer VEDAIR från SIMAIR är beräkningsmodellerna för de lokala halterna.

2.3.1 Regionala och urbana emissioner för beräkning av bakgrundshalter

För att beräkna regionalt bidrag Sverige(RbS) och urbant bidrag(UB) används emissionsdata från SMED (<http://www.smed.se/>). De fält som används är vägtrafik, småhus och fritidshus samt ett total fält som innehåller vägtrafik, småhus och fritidshus, sjöfart, resterande emissioner som stora punktkällor. I figur 6 visas exempel på sådana fält. Via VEDAIRs användargränssnitt VISA kan också dessa fält visas för en användare i en kommun, se avsnittet 3.2.



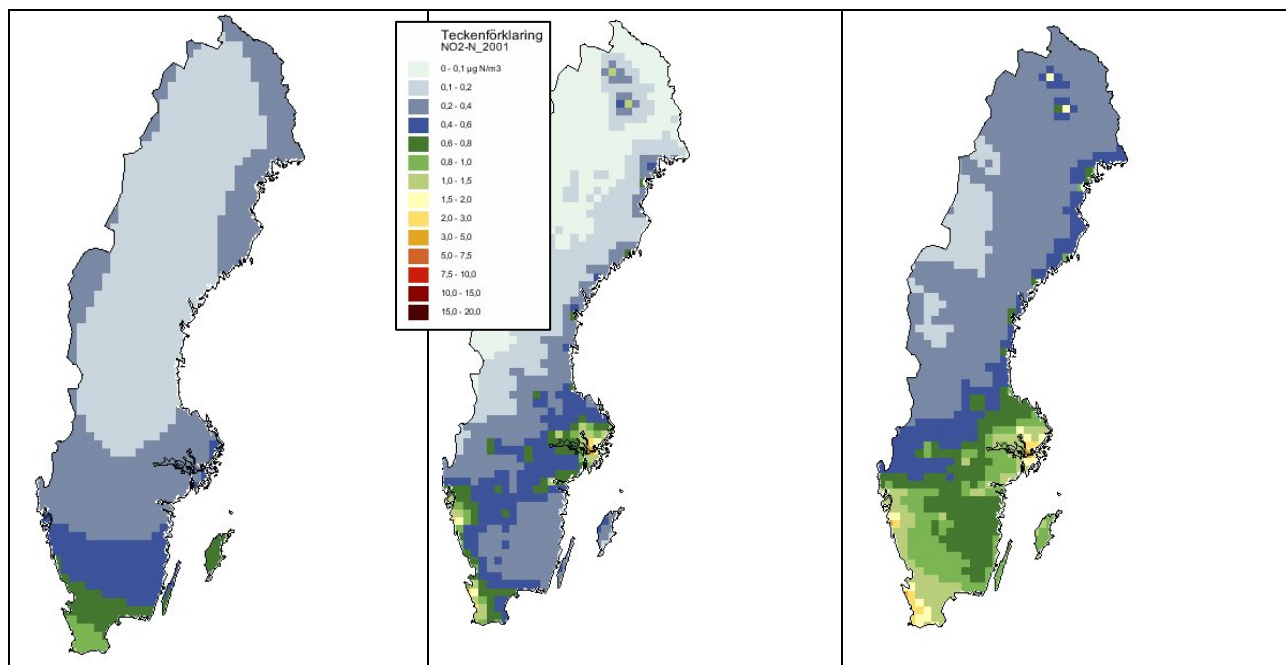
Figur 6. Exempel på SMED-emissioner från vägtrafiken(vänstra) och från uppvärmning av småhus och fritidshus (den högra) 1x 1km.

2.3.2 Regionala bakgrundshalter

Beräkning av halter och deposition på regional skala, dvs. för Europa och hela Sverige, görs med hjälp av MATCH(Multi-scale Atmospheric transport and Chemistry) modellen [15]. Den fotokemiska delen av modellen inkluderar approximativt 130 reaktioner mellan 59 kemiska komponenter. Modellen drivs meteorologiskt av väderprognosmodellen HIRLAM (High Resolution Limited Area Model) och använder ett 44x44 km beräkningsrutnät över Europa. Emissioner tas från EMEPs 50x50 km inventering för Europa (<http://www.emep.int>) och för Sverige med emissionsdata från SMEDs (<http://www.smed.se/>) 1x1 km inventering. De regionala bakgrundshalterna beräknas för varje kommun i Sverige med hjälp av sammanvägd information från MATCH Europa, MATCH Sverige och från kontinuerliga mätningar vid regionala bakgrundsstationer. Undantaget är för partiklar (PM10) då enbart mätdata används. Orsaken till det är att MATCH-modellen ännu inte inkluderat bildningen av

sekundära organiska aerosoler. Bakgrundshalter av PM10 beräknas därför förenklat med hjälp av objektiv analys (2D-var teknik) från uppmätta värden i tre bakgrundsstationer: Vavihill, Aspvreten och Vindeln.

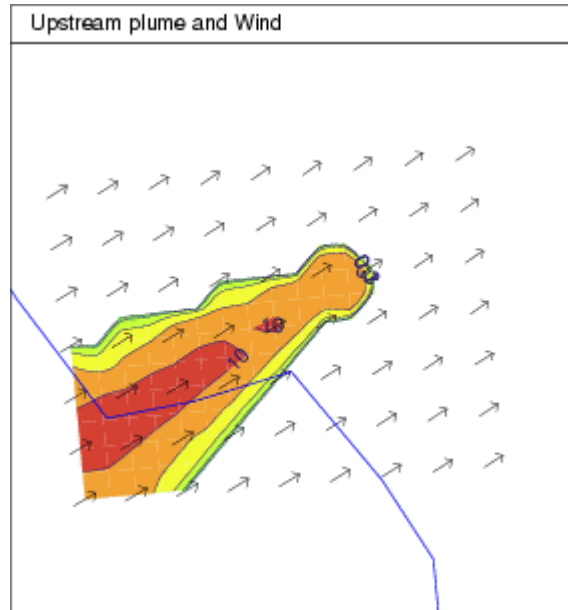
I figur 7 visas exempel på MATCH-analyserade regionala bakgrundshalter för kvävedioxid (NO_2).



Figur 7. Årsmedelhalt av NO_2 -kväve i luft uppdelat på utlandsbidrag, Sverigebidrag och total regional bakgrundshalt för år 2001. Enhet: $\mu\text{g N/m}^3$ (multiplicera med 3.3 för att få $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$).

2.3.3 Urbana bakgrundshalter

Det urbana bakgrundsbidraget beräknas med hjälp av en enkel urban modell liknande den som utvecklats för Köpenhamn [16]. Modellen avser främst marknära utsläpp, t.ex. från vägtrafik och småskalig biobränsleeldning. För att också inkludera utsläpp från höga källor har modellen kompletterats med en Gaussisk plymmodell baserat på Dispersion [17,18]. I den urbana bakgrundsmodellen beräknas först influensområdet uppströms en receptor. Influensområdets bredd beror på vindhastigheten, vid låga vindhastigheter görs området större för att ta hänsyn till horisontella vindriktningsfluktuationer. Emissionerna inom detta område används därefter i beräkningarna av halten i receptorpunkten. Varje cell i beräkningsrutnätet utgör i detta fall en receptorpunkt.



Figur 8. Influensområdet för en bestämd gridcell vid en given tidpunkt. Färgsättningen indikerar den relativa viktningen transversellt strömningsriktningen som används i modellen, se nedan.

Sammanvägningen av emissioner inom influensområdet viktas med avståndet mellan emission och receptorpunkt enligt följande formulering,

$$C = \frac{1}{2\Delta\theta} \int_{-\Delta\theta}^{\Delta\theta} \int_0^r f(\theta) \frac{Q(r, \theta)}{u\sigma_z(r)} r dr d\theta$$

$$\sigma_z(r) = h_o + \sigma_w r / u$$

$$f(\theta) = \sin\left(\pi \frac{\Delta\theta + \theta}{2\Delta\theta}\right)$$

där r är avståndet längs med centrumlinjen av en uppströms trajektoria, Q är emissionsintensiteten per kvadratmeter ($g/(sm^2)$), och vinkelskiftet $\Delta\theta$ bestäms av vindhastigheten genom

$$\Delta\theta = \max(0.5/u, 0.25)$$

Utöver vindhastigheten så bestämmer två ytterligare funktioner viktningen av emissionen till receptorpunkten. Dels en funktion transversellt $f(\theta)$ som lägger större vikt vid emissioner längs centrumlinjen än vid influensfunktionens rand och dels av funktionen $\sigma_z(r)$ som växer med ökat avstånd, vilket ger minskande tyngd åt emissioner med ökande avstånd. Denna funktion bestäms också av den vertikala turbulensskala σ_w definierad av

$$\sigma_w = \sqrt{1.2u_*^2 + 0.33w_*^2}$$

där u_* och w_* är friktionshastigheten respektive den konvektiva hastighetsskalan. Funktionen $\sigma_z(r)$ tillåts växa upp till höjden av det atmosfäriska gränsskiktet.

2.3.4 Beskrivning av färdigberäknade bakgrundsfält

Alla indata avseende meteorologi och bakgrundshalter som lagras i SIMAIR kommer som utdata från BUM. De är dessa data som används i VEDAIR. Vissa av dessa data kommer ursprungligen från de regionala bakgrundsberäkningarna, men får via BUM en enhetlig form. För varje kommun lagras timvisa fält på ett 1x1 km grid, vilket bl. a. innebär interpolering i tid. Tabeller 9 visar de timvisa fält som lagras för varje VEDAIR-kommun och som utgör indata till en lokal beräkning. De timvisa fälten kan inte presenteras från VEDAIRs användargränssnitt, men de ingår som in- och utdata till de lokala modellerna. Efter att ha exekverat en beräkning för t.ex. ett bostadsområde så går det att exportera (till EXCEL) en årslång tidserie av timvärden från den gridruta där beräkningarna har gjorts. Detta görs under BERÄKNA, se avsnitten 3.2 och 3.3.

Tabell 9 Meteorologiska- och bakgrunds 1x1 km fält som indata till VEDAIRs lokala modeller.

a) tidsberoende data

Variabel	Enhet
latitud, longitude	grader
skrovlighetsparametern för meteorologiska data	m
höjden ovan mark för temperatur- och fuktighet	m
höjden ovan mark för vinden	m

b) tidsberoende meteorologiska data

Variabel	Enhet
temperatur	K
vindhastighet	m/s
vindriktning	grader
globalstrålning	w/m ²
friktons hastighet	m/s
sensibelt värmefflöde	w/m ²
gränsskiktets höjd	m

c) tidsberoende bakgrundshalter

Variabel	Enhet
Regionalt bidrag utland NO ₂ (= NO _x), CO, bensen	µg m ⁻³
Regionalt bidrag Sverige NO ₂ , CO, bensen	µg m ⁻³
Regionalt bidrag Sverige NO	µg m ⁻³
Regionalt bidrag O ₃	µg m ⁻³
Urbant bidrag NO ₂ , CO, bensen, PM ₁₀	µg m ⁻³
Urbant bidrag NO	µg m ⁻³

Trafik cellbidrag NO (halt från trafikemission i cell)	$\mu\text{g m}^{-3}$
Trafik cellbidrag NO2	$\mu\text{g m}^{-3}$
Trafik cellbidrag NOX, CO, bensen, PM10	$\mu\text{g m}^{-3}$
Biobränsle cellbidrag NO (halt från bioemission i cell)	$\mu\text{g m}^{-3}$
Bio cellbidrag NO2	$\mu\text{g m}^{-3}$
Bio cellbidrag NOX, CO, bensen, PM10	$\mu\text{g m}^{-3}$
Total NOX, CO,bensen, PM10	$\mu\text{g m}^{-3}$
Total NO2	$\mu\text{g m}^{-3}$
Total NO	$\mu\text{g m}^{-3}$
Total O3 (anpassad O3R till urban påverkan)	$\mu\text{g m}^{-3}$
Regionalt bidrag utland+Sverige PM10	$\mu\text{g m}^{-3}$

2.4 Lokala beräkningsmodeller

De lokala modellerna baserar sig på SMHIs Dispersionsmodell [17,18]. Två olika delmodeller har anpassats till VEDAIR, nämligen Dispersion-Point och Dispersion-Line. Bägge är så kallade Gaussiska spridningsmodeller, den första behandlar utsläpp från skorstenar och den andra utsläpp från vägtrafik. För att beskriva spridningsprocesserna används similaritetsteori. Vind, turbulens och spridning beräknas som funktion av turbulensparametrar som friktionshastighet, sensibelt värmefflöde och gränsskiktets höjd. Similaritetsteorin gäller framförallt under instabila, neutrala och svagt stabila atmosfäriska förhållanden. För starkt stabila förhållanden och vid låga vindhastigheter då turbulensen är svag domineras spridningen av horisontella vindriktningsfluktuationer (meandering) orsakat av bl.a. tvådimensionella mesoskaliga horisontella virvlar genererade av gravitationsvågor, terrängen m.m. Den laterala turbulensen beskrivs då med hjälp av empiriska uttryck och hänsyn tas till plymspridning som kan bero på vindriktningens variation timme för timme enligt metoder från Hanna [19].

En enkel fotokemisk modell har också införts i modellerna för beräkning av NO₂ [20].

2.4.1 Modell för punktkällor

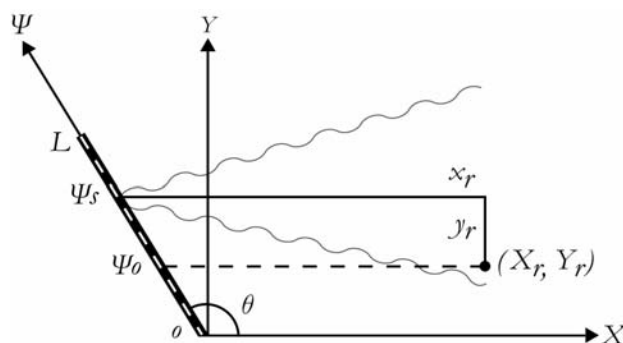
Dispersion-Point [17,18] är en modern Gaussisk plymmodell som kan användas på avstånd upp till 20 km från en källa. Den kan användas för såväl utsläpp från låga som höga skorstenar. Typiska källor är en eller flera skorstenar. Modellen baseras på den Danska OML-modellens metoder [21], som har testats mot mätdata med gott resultat. Modellen fodrar timvisa indata av emissioner och meteorologi. Beräkningar görs i en tidserie timme för timme under ett eller flera år. Därefter görs beräkningar av statistiska haltmått definierade av normer för luftkvalitet. Förutom meteorologisk transport och spridning beräknas i modellen plymlyft orsakat av bl.a. rökplymens värmeinnehåll och spridningseffekter vid byggnader. Spridningsparametrar beräknas som ett resultat av flera olika processer: konvektiv turbulens, mekanisk turbulens, meandering, plymlyfteffekter och byggnadseffekter.

2.4.2 Modell för vägtrafik

Utgångspunkten är en modell för *ändliga* linjekällor. Den skiljer sig från SIMAIRs vägtrafikmodell [3], som är en Gaussisk modell för *oändliga* linjekällor. SIMAIRs vägtrafikmodell är giltig för raka vägar då avståndet mellan beräkningspunkten och linjekällan är mycket mindre än längden på vägen, vilket ofta är fallet då man vill göra beräkningar nära vägar. För VEDAIR där huvudintresset är halter i vedeldade bostadsområden kan avståndet till en stor väg vara större, varför den geometriska formen hos vägen kan bli betydelsefull. Den beskrivs då med hjälp av ett antal ändliga linjekällor. Modellen som vi kallar Dispersion-Line har utvecklats av Lennart Robertson vid SMHI och beskrivs nedan.

Halten av utsläppen från en linjekälla kan beräknas genom att representera linjekällan som ett stort antal punktkällor. Beräkningstiden kan då bli stor varför analytiska uttryck vanligtvis härleds vilket också används i Dispersion-Line. Figur 9 illustrerar det koordinatsystem som används vid härledningen. Koordinatsystemet består av två delar. Den först delen avser ett koordinatsystem (X,Y) som är riktad i vindens riktning. Den andra delen avser ett polärt koordinatsystem för vägvägsnittet (θ,ψ) . Koordinatsystemet skiljer sig något från det Venkatram och Horst [23] använder men härledningen som presenteras nedan är snarlik. Vinkeln mellan vinden och linjekällan anges med θ och längden på linjekällan av L . Vi önskar beräkna halten vid en receptorpunkt (X_r, Y_r) orsakat av emissionen från en linjekälla med emissionen q (massa/(tid och längd)). Linjekällan representeras till en början av ett antal punktkällor med emissionen $q d\psi$. För att beräkna haltpåverkan, i receptorpunkten (X_r, Y_r) , från

en källa vid punkten (θ, ψ_s) behöver vi beräkna avståndet i x-led längs vinden, x_r , och tvärs vinden, y_r .



Figur 9. Koordinatsystem som används vid härledning av haltbidragen från den ändliga vägen L till halter i punkten (X_r, Y_r) .

Med utgångspunkt från vårt koordinatsystem kan dessa variabler beräknas på följande sätt:

$$\begin{aligned} x_r &= X_r - \psi_s \cos \theta \\ y_r &= \psi_s \sin \theta - Y_r \end{aligned} \quad (13)$$

Haltbidraget dC från punktkällan vid receptorpunkten (X_r, Y_r) kan då skrivas

$$dC = \frac{q d\psi_s}{\pi u \sigma_y(x_r) \sigma_z(x_r)} \exp\left(-\frac{y_r^2}{2\sigma_y^2(x_r)}\right), \quad (14)$$

där vi antagit att halterna ges av den Gaussiska modellen och att källan och receptorpunkten befinner sig vid marken, u anger vindhastigheten. En vertikal koordinat kan lätt läggas till genom att multiplicera ekvation (14) med en Gaussisk fördelning i vertikal led. Halten i receptorpunkten, orsakad av haltbidragen från alla punktkällor längs L , kan skrivas

$$C(X_r, Y_r) = \int_0^L \frac{q}{\pi u \sigma_y(x_r) \sigma_z(x_r)} \exp\left(-\frac{y_r^2}{2\sigma_y^2(x_r)}\right) d\psi_s. \quad (15)$$

Eftersom både σ_y och σ_z beror på x_r som i sin tur beror på integrations variabel ψ_s finns inget enkelt sätt att lösa ekvation (15). Ekvation (15) löses därför approximativt genom ansatsen att det största bidraget till halten i receptorpunkten domineras av den del av linjen som är närmast uppströms punkten, centrerad kring punkten (θ, ψ_0) , se figur 9. Lösningen till ekvation (15) blir då

$$C(X_r, Y_r) = \frac{q}{\sqrt{2\pi}} \frac{1}{u \sin \theta \sigma_z^{eff}} \left[\operatorname{erf}\left(\frac{L \sin \theta - Y_r}{\sqrt{2} \sigma_y^{eff}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{-Y_r}{\sqrt{2} \sigma_y^{eff}}\right) \right] \quad (16)$$

där erf anger den så kallade fel funktionen. Den effektiva nedströms avståndet ges av

$$x_r^{eff} = X_r - \psi_0 \cos \theta \quad (17)$$

där ψ_0 är den punkt på vägavsnittet som är rakt nedströms från receptorpunkten, dvs. den punkt som dominerar bidraget från vägavsnittet.

Uttrycket för en oändlig linjekälla kan nu härledas genom att i ekvation (16) låta L gå från plus oändligheten till minus oändligheten. Lösningen blir då

$$C(X_r, Y_r) = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{q}{u \sin \theta \sigma_z^{eff}} \quad (18)$$

vilket är den ekvation som används i SIMAIRs vägtrafikmodell. Spridningsparametrarna beräknas på följande sätt:

$$\begin{aligned} \sigma_z &= (\sigma_{z0}^2 + \sigma_{zmet}^2)^{0.5} \\ \sigma_y &= (\sigma_{y0}^2 + \sigma_{ymet}^2)^{0.5} \end{aligned} \quad (19)$$

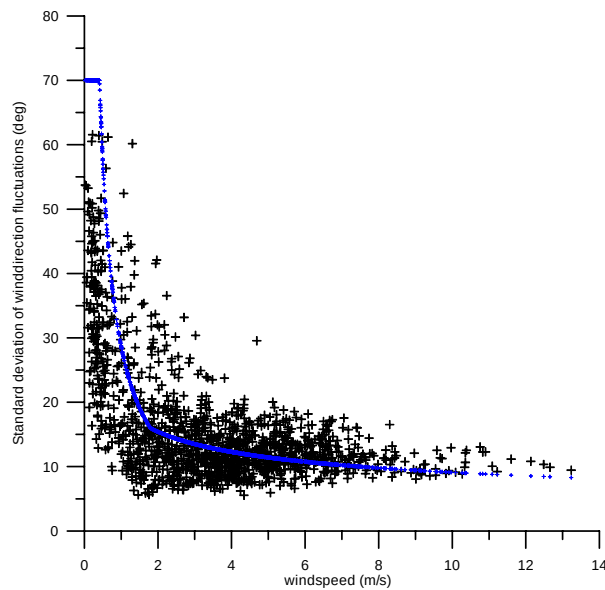
där σ_{z0} , σ_{y0} anger den initiala spridningen i vertikal respektive horisontell led och σ_{zmet} , σ_{ymet} anger den meteorologiska spridningen i vertikal respektive horisontell led. σ_{zmet} och σ_{ymet} beräknas som funktion av turbulensparametrar som friktionshastighet, sensibelt värme flöde och gränsskiktets höjd enligt [21].

Vindriktningen i en stad är sällan konstant under en timme, speciellt vid låga vindhastigheter och under stabila meteorologiska förhållanden då också de högsta halterna oftast inträffar. Under en sådan timme kan plymen från väggkällan både peka mot och från receptorpunkten. I figur 10 visas hur standardavvikelsen av vindriktningsfluktuationerna, σ_θ , varierar under en timme som funktion av vindhastigheten. För att ta hänsyn till det görs beräkningarna med ekvation (16) medelvärdesbildade över vindriktningsintervallet $\pm \sigma_\theta$.

Eftersom σ_θ inte alltid mäts behöver den beräknas vilket görs på följande sätt

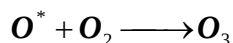
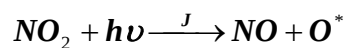
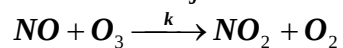
$$\sigma_\theta = \pm \min\left(\frac{0.5}{u} * 180 / \pi; 19.3u^{-0.327}\right) \quad (20)$$

Där u anger vindhastigheten och σ_θ anges i grader.



Figur 10 . Standardavvikelsen av vindriktningsfluktuationerna under en timme som funktion av vindhastigheten. Blå kurva anger anpassad funktion, ekvation (20). Vinddata från Vallstanäs experimentet.

För kväveoxider löser vi följande reaktioner:



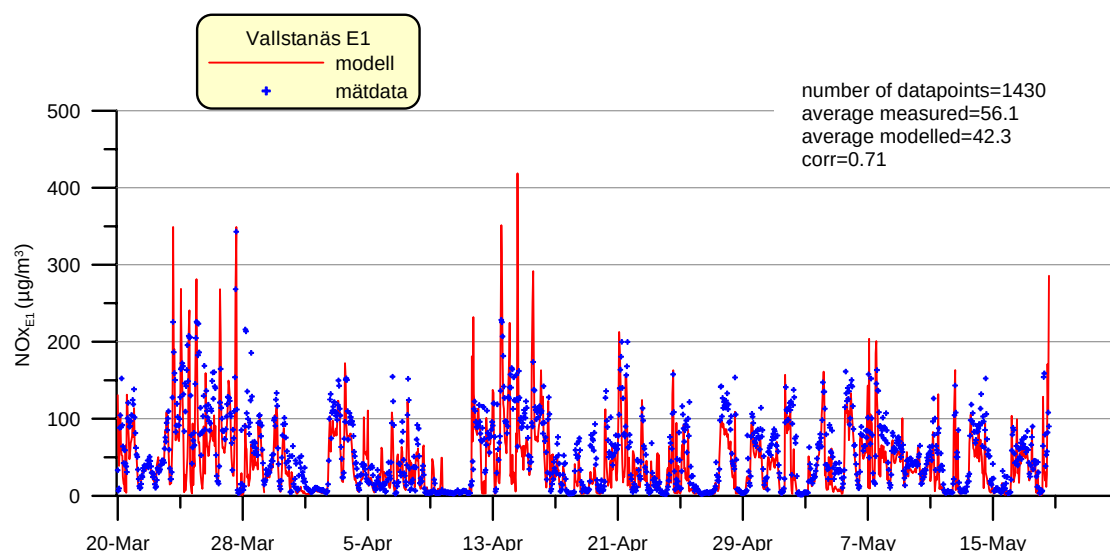
med hjälp av en enkel fotokemisk modell utvecklad av Hertel and Berkowicz [19]. Parametern τ i denna modell som anger uppehållstiden av föroreningarna i plymen antas vara proportionell mot transporttiden.

Modellen har testats med hjälp av mätdata nära en motorväg (E4:an) vid Vallstanäs norr om Stockholm. I figur 11 visas hur mätstationen är placerad i förhållande till vägen. Mer information om mätplatsen finns presenterad i [22].

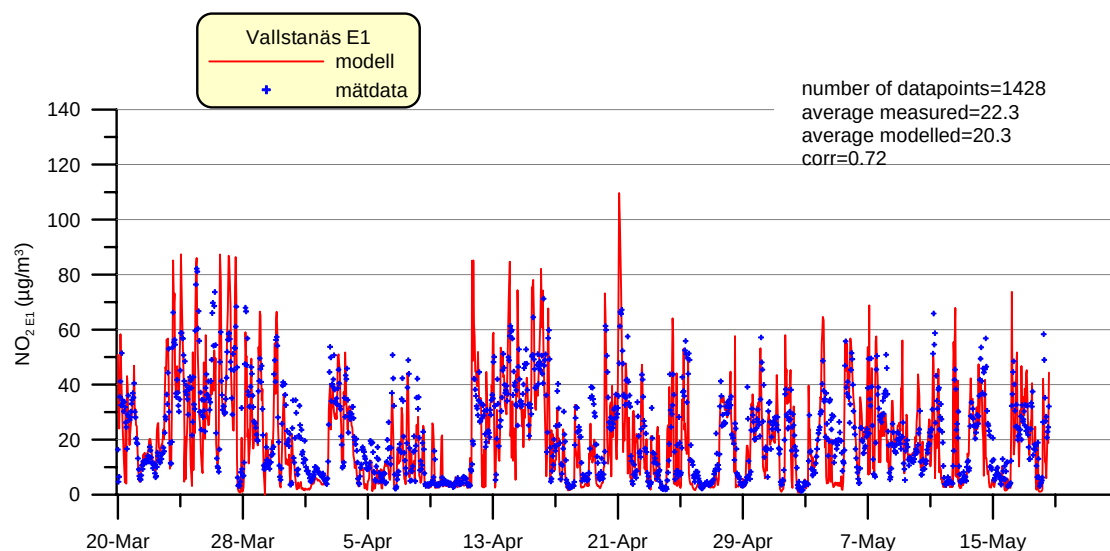


Figur 11. E4:an norr om Stockholm nära Vallstanäs.

I figurerna 12 och 13 jämför mätta och beräknade halter av NO_x och NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för den mätstation som visas i figur 11, som ligger ca 10 meter från vägbanan. Beräkningarna har här gjorts med meteorologiska data från en mast nära mätplatsen. Som framgår av figuren beskriver modellen relativt väl uppmätta NO_x och NO_2 halter. Resultaten är likvärdiga de som tidigare erhållits med SIMAIRs vägtrafikmodell. Fördelen med den nya vägtrafikmodellen är att den är generellare. Den geometriska formen på vägen kan beskrivas mer realistiskt, som är fördel då haltpåverkan från vägtrafik skall beräknas t.ex. i bostadsområden nära stora vägar.



Figur 12. Jämförelse mellan mätta(+) och beräknade (linje) timmedelhalter av NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Vallstanäs norr om Stockholm våren 2003.



Figur13. Jämförelse mellan mätta(+) och beräknade (linje) timmedelhalter av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Vallstanäs norr om Stockholm våren 2003.

3. Internet applikationen

3.1 Servermiljö och databaser

För att få en effektiv driftmiljö använder VEDAIR samma servicemiljö och databaser som SIMAIR som i sin tur bygger på Airviro-systemets tekniska lösningar. SIMAIR/VEDAIR har som teknisk basplattform en Linux-server (RedHat ES 3.0 installerat på 2 CPUer 3.0GHz,

2GB minne, 2*36 GB raid diskar). En användare, normalt en kommun, disponerar efter inloggning en egen databasmiljö där levererad information (meteorologi, väg- och trafikdata, emissionsdata från småskalig biobränsleeldning och färdigräknade bakgrundshalter) finns lagrade. Allt arbete som användaren utför i form av uppdaterad information om småskalig biobränsleeldning lagras som personliga versioner av den levererade originaldatabasen. Likaså sparas spridningsberäkningar i form av sessioner (som kan namnges). Flera personer kan logga in med samma password och nå kommunens databaser. Vi uppmanar dock till att ifall flera personer är inloggade med samma användarnamn bör de inte utföra spridningsberäkningar samtidigt. Att bara titta på informationen och skriva ut rapporter/bilder etc. är dock riskfritt.

3.2 Användargränssnitt

Inloggning till VEDAIR sker från en central hemsida <http://www.luftkvalitet.se>, se figur 14. Där finns också dokumentation och länkar som är användbara för arbetet med miljökvalitetsnormer och luftkvalitets frågor. Där finns också en användarbeskrivning för VEDAIR [24].

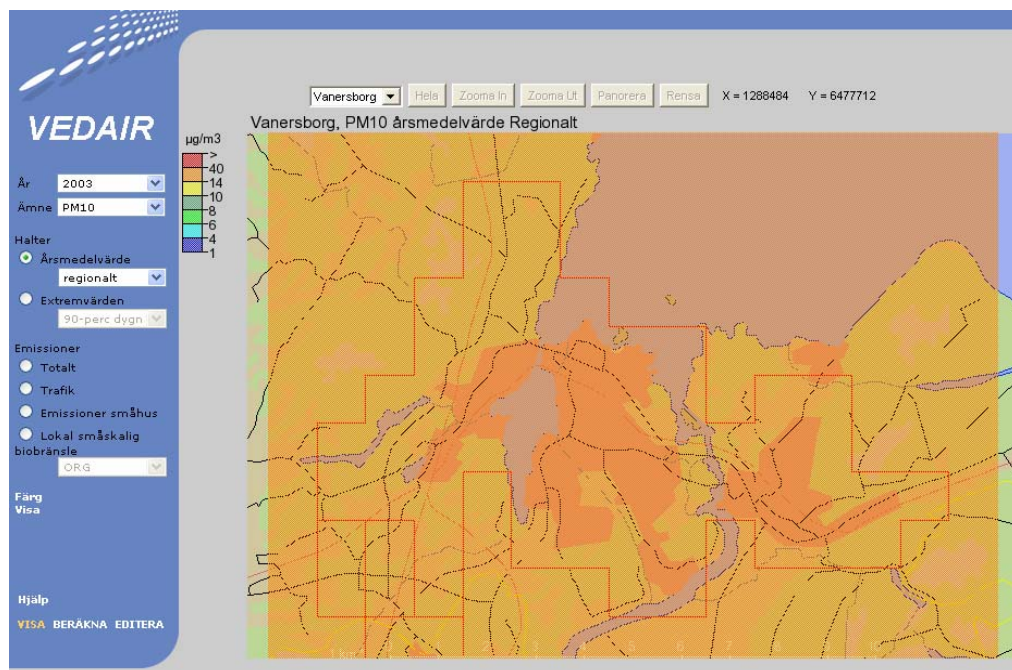


Figur 14. Hemsidan varifrån VEDAIR startas (<http://www.luftkvalitet.se>). Den röda ringen markerar var man når VEDAIRs inloggningsmeny.

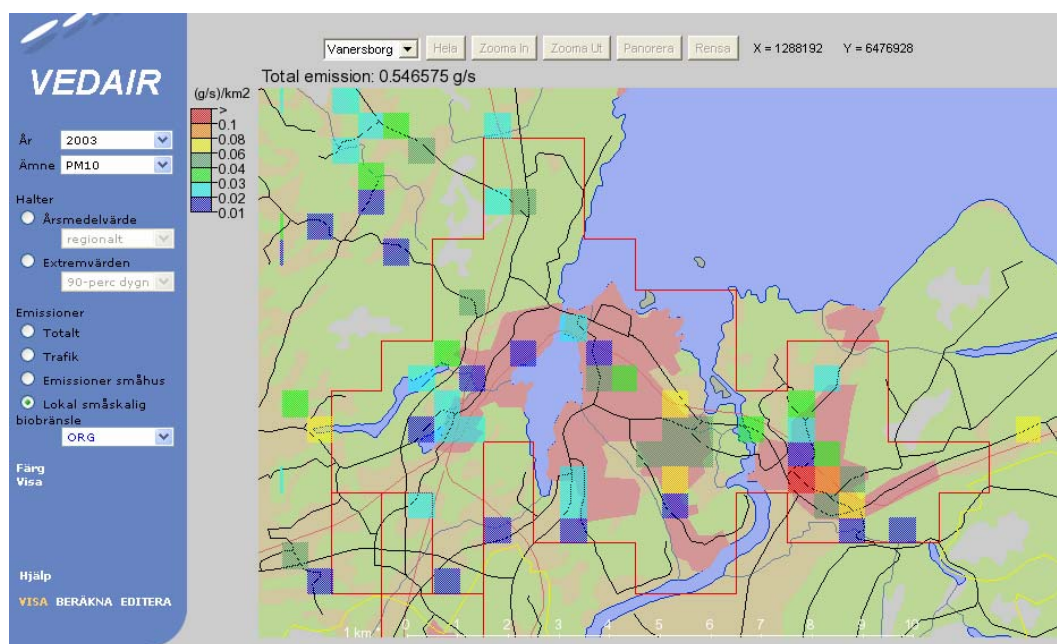
VEDAIR arbetar med tre funktionaliteter:

- VISA
- BERÄKNA
- EDITERA

Figurerna 15-16 visar exempel från funktionaliteten VISA där såväl mer storskaliga halter som emissioner kan visas.



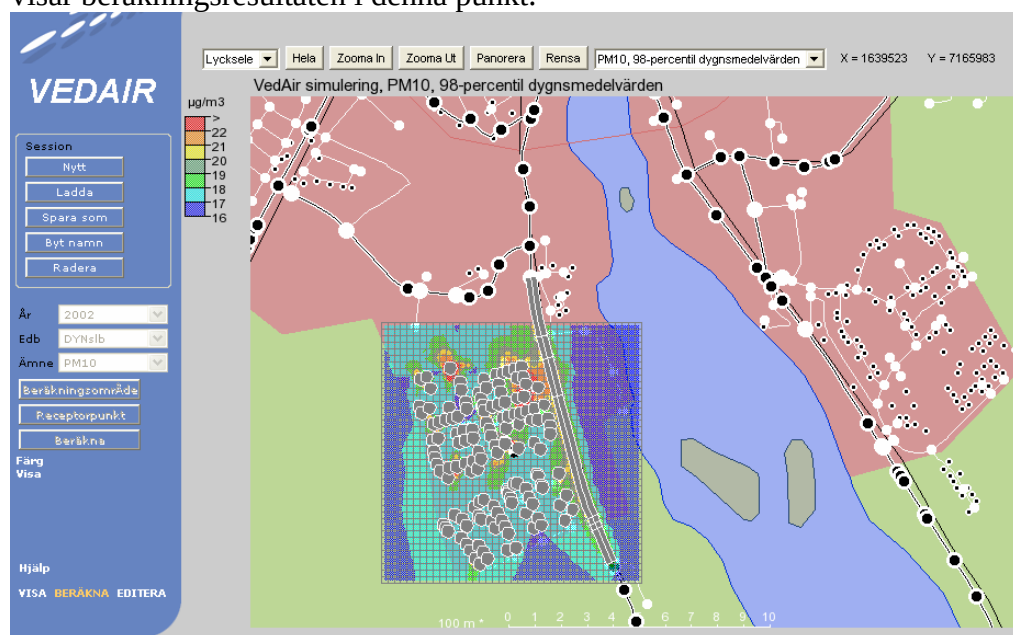
Figur 15. Funktionaliteten VISA: Presenterar totala regionala bakgrundshalter av PM10 för jämförelse med MKN (rött), övre (orange) och under (gult) utvärderingströsklar.



Figur 16. Funktionaliteten VISA: Presentation av emissioner, i detta fall med 500x500 m upplösning. Data från den lokala databasen baserat på SotData projektet och VEDAIRs emissionsfaktorer.

Användargränssnittet BERÄKNA visar såväl inlagda punktkällor som inlagda vägar, se figur 17. Punktkällorna anges som små svarta punkter. De vägar som är inlagda i emissionsdatabasen markeras som svarta streck, slut och startpunkt för varje väglänk anges med stora svarta punkter. Emissionsdata från vägarna kommer från Vägverkets Nationella VägDataBank (NVDB). Figuren visar också att beräkningar har gjorts i ett område markerat med ett beräkningsrutnät. Inom det visas de punkt- och vägkällor som använts i beräkningarna, nu gråmarkerade, samt beräkningsresultatet. Snett upp till höger visas vilket beräkningsresultat som visas, nämligen PM10, 98-percentil dygnsmedel. Med hjälp av den

menyn kan också andra beräkningsresultat visas. Beräkningar har också gjorts i en valbar receptorpunkt, markerat som svart/vit punkt i mitten av beräkningsrutnätet. Via menyn Visa, till vänster i figuren, kan man få fram bl.a. en sammanfattande rapport och en Excel fil som visar beräkningsresultaten i denna punkt.



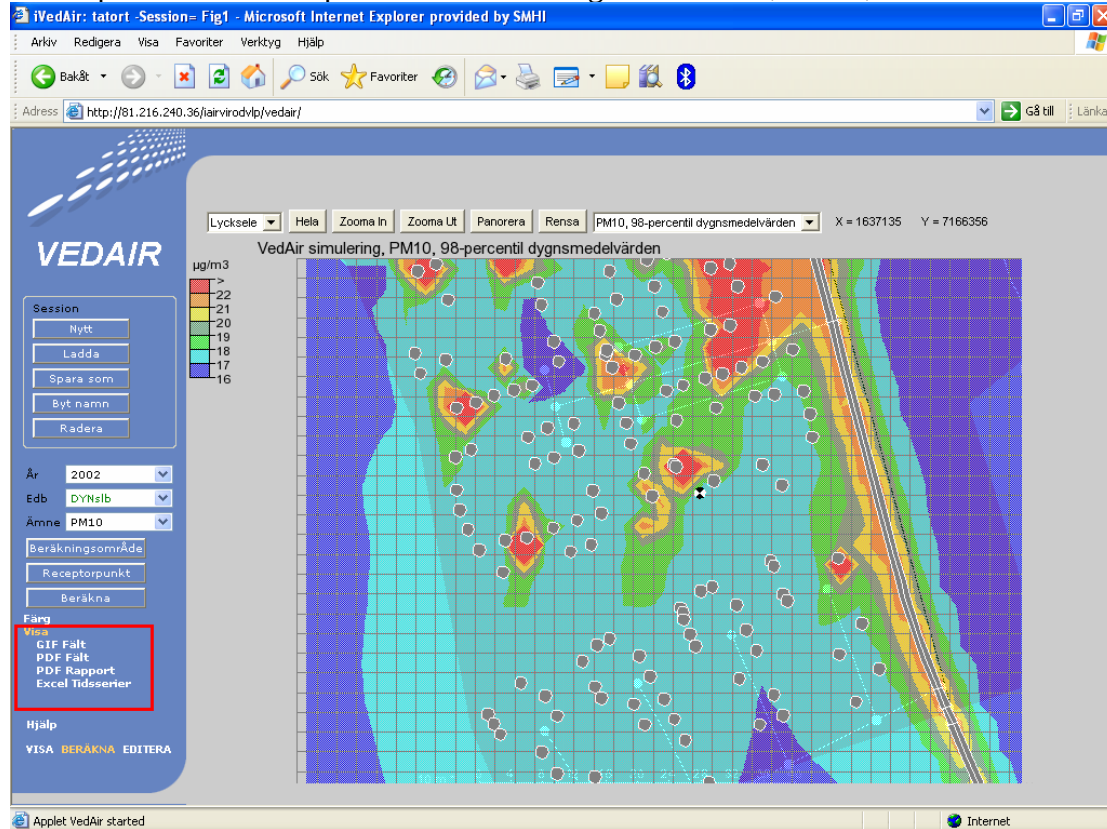
Figur 17. Funktionaliteten BERÄKNA: Inlagda punkt- och vägkällor, beräkningsrutnät och beräkningsresultat. En receptorpunkt kan väljas, markerad som svart/vit punkt i beräkningsrutnätet. Via menyn Visa, till vänster i figuren, kan man få fram bl.a. en sammanfattande rapport och en Excel fil som visar beräkningsresultaten i denna punkt.

Under funktionaliteten EDITERA kan användaren granska och modifiera delar av innehållet i emissionsdatabasen. Figur 18 visar det förenklat gränssnitt, som normalt används för granskning och uppdatering av emissionsdata från hus med biobränsle.

Figur 18. Funktionaliteten EDITERA: Förenklat gränssnitt, som normalt används för granskning och uppdatering av emissionsdata från hus med biobränsle.

3.3 Rapportutskrifter och export av tidsserier

Resultat från beräkningar med VEDAIR sammanställs i olika automatiskt genererade rapporter. Man kan nå dessa från BERÄKNA via Visa, se röd rektangel i figur 19. Alla resultat sparas på disk och kan hämtas in igen utan att beräkningen repeteras. Rapporterna är helt anpassade till de respektive normer som gäller för NO₂, PM10, CO och bensen.



Figur 19. Beräkningsresultaten sammanställs under Visa, se röd rektangel. Beräkningsfälten presenteras som GIF och PDF filer. Resultaten för beräkningarna i den valda receptorpunkten, svart/vit punkt i figuren, presenteras dels som en förenklad PDF rapport och dels som en tidseriefil via Excel fil.

Den sammanfattande PDF rapporten inleds med uppgifter om beräkningsår, emissionsdatabas, ämne och koordinat för receptorpunkten. I tabell 1 ges en sammanställning av årsmedelemissionerna såväl punkt- som vägkällor. För punktkällorna anges emissionerna för såväl punktkällor inom som utanför beräkningsområdet. För PM10 delas emissionerna upp på Totalt och Avgas. Skillnaden mellan dem är mängden emissioner som kommer från slitagepartiklar och vägdamm.

Modellberäkningar: 2007-01-24 10:05 med Dispersion

Beräkningsår: 2002

Receptorpunkt

EDB: eDYNslb

Höjd: 2m

Ämne: PM10

X=1637747 Y=7166560

Tabell 1 Årsemissioner lokalt beräkningsområde

	kg/år
Punktkällor inom beräkningsområdet	1762.5
Valda punktkällor utanför beräkningsområdet	0.0
Valda vägkällor - Totalt	212.1
Valda vägkällor - Avgas	20.4

Därefter följer en tabell för årsmedelhalter där de olika bidragen anges var för sig. Totalhalten jämförs både med MKN och med de två utvärderingströsklarna.

Tabell 2 Årsmedelvärden halter

PM10 µg/m ³	Receptorpunkt
Regionalt bidrag Utland+Sverige (RBu+RBs)	7.1
Urbant bidrag (UB)	0.5
Lokalt bidrag (LB)	0.9
Total halt	8.5

	referensvärde	% av referens
MKN (ska vara uppnådd 2005)	40	21 %
Övre utvärderingströskel	14	61 %
Nedre utvärderingströskel	10	85 %

Om MKN också definierar extremvärden så ställs VEDAIRs beräkningar i förhållande till angivna normer och utvärderingströsklar.

Tabell 3 Extremvärden 90-percentil dygnsvärden

PM10 µg/m ³	Receptorpunkt
Totalhalt	13.0

	referensvärde	% av referens
MKN (ska vara uppnådd 2005)	50	26 %
Övre utvärderingströskel	-	-
Nedre utvärderingströskel	-	-

Tabell 4 Extremvärden 98-percentil dygnsvärden (gäller från 2005)

PM10 µg/m ³	Receptorpunkt
Total halt	17.2

	referensvärde	% av referens
	-	-
Övre utvärderingströskel	30	57 %
Nedre utvärderingströskel	20	86 %

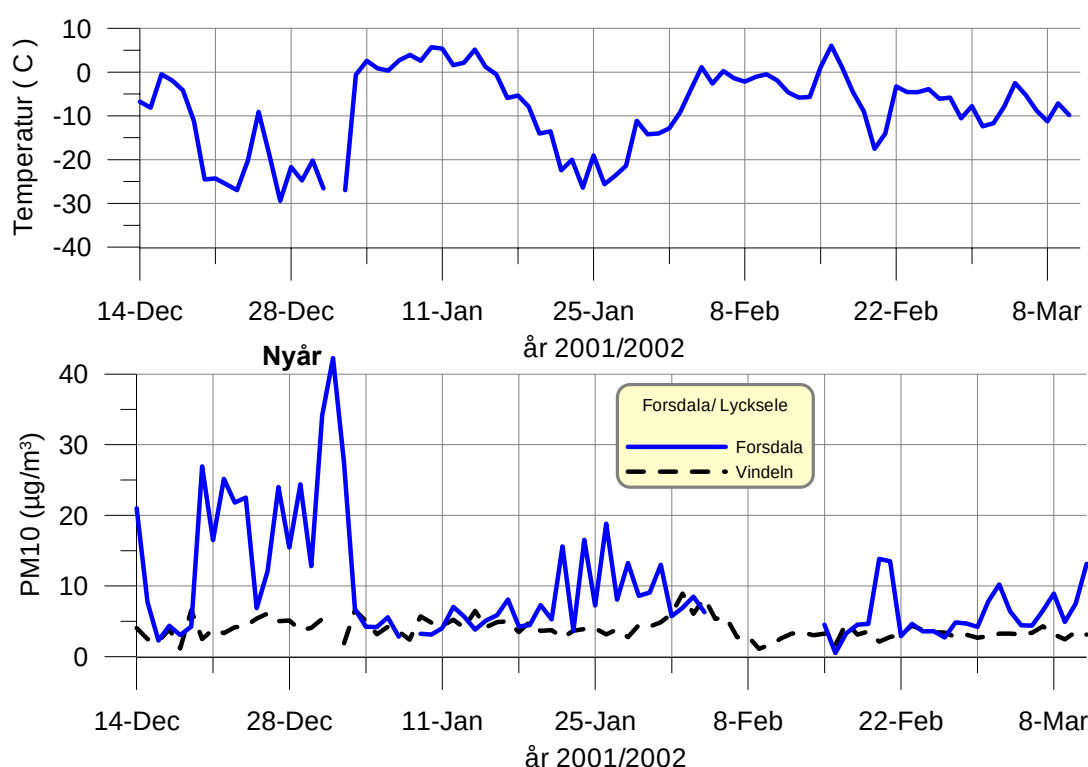
För att få mer detaljerade beräkningsresultat, för att t.ex. kunna jämföras med mätdata, skapas en Excel rapport där emissioner och halter för varje timme under beräkningsåret anges.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Datum	Timma	Emission	Emission	Emission	Emission	Regionalt	Urbant PM	Lokalt bidr	Totalhalt
2	2002-01-02	2	0.079639	0	164.81	63.77	8.14666	0.054618	0.16	8.36128
3	2002-01-02	3	0.078429	0	126.92	47.828	8.0971	0.052234	0.07	8.21933
4	2002-01-02	4	0.079639	0	126.98	47.828	8.04757	0.144879	0.01	8.20245
5	2002-01-02	5	0.080244	0	254.12	95.655	7.99806	0.670569	0.03	8.69863
6	2002-01-02	6	0.080244	0	635.8	239.13	7.95121	1.59789	0.08	9.6291
7	2002-01-02	7	0.080849	0	2333.7	876.84	7.90434	3.36834	0.2	11.4727
8	2002-01-02	8	0.079639	0	2632.6	988.44	7.85745	4.20431	0.35	12.4118
9	2002-01-02	9	0.079034	0	2506.4	940.61	7.81416	1.82656	0.26	9.90072
10	2002-01-02	10	0.079639	0	2337.2	876.84	7.77081	0.964636	0.34	9.07545
11	2002-01-02	11	0.079639	0	2465.8	924.67	7.72742	0.82674	0.11	8.66416
12	2002-01-02	12	0.082059	0	2552.2	956.55	7.6909	0.853451	0.01	8.55435
13	2002-01-02	13	0.084479	0	2681.5	1004.4	7.65425	0.874313	0.01	8.53856
14	2002-01-02	14	0.091134	0	2812.1	1052.2	7.61748	0.995627	0.13	8.74311
15	2002-01-02	15	0.094764	0	2987.2	1116	7.56278	1.22705	0.04	8.82983
16	2002-01-02	16	0.099604	0	3379	1259.4	7.50817	1.50445	0	9.01262
17	2002-01-02	17	0.105048	0	4503.8	1674	7.45364	1.38324	0	8.83688
18	2002-01-02	18	0.112913	0	3701.4	1371.1	7.39025	0.92002	0	8.31027
19	2002-01-02	19	0.115332	0	3025.3	1116	7.32711	0.582066	0	7.90918
20	2002-01-02	20	0.118963	0	2172.6	797.13	7.26423	0.433817	0	7.69805
21	2002-01-02	21	0.117752	0	1748.8	637.7	7.18675	0.359459	0.01	7.55621
22	2002-01-02	22	0.118357	0	1496.4	542.05	7.10986	0.280958	0.01	7.40082
23	2002-01-02	23	0.116543	0	1152.1	414.5	7.03358	0.134456	0.59	7.75804
24	2002-01-03	0	0.114123	0	657.06	223.2	6.94404	0.079538	0.68	7.70358
25	2002-01-03	1	0.111703	0	330.7	111.6	6.85554	0.035144	0.57	7.46068
26	2002-01-03	2	0.114728	0	190.55	63.77	6.76805	0.025273	0.47	7.26332
27	2002-01-03	3	0.121382	0	144.37	47.828	6.67119	0.022722	0.5	7.19391
28	2002-01-03	4	0.129247	0	146.13	47.828	6.57574	0.059793	0.99	7.62553

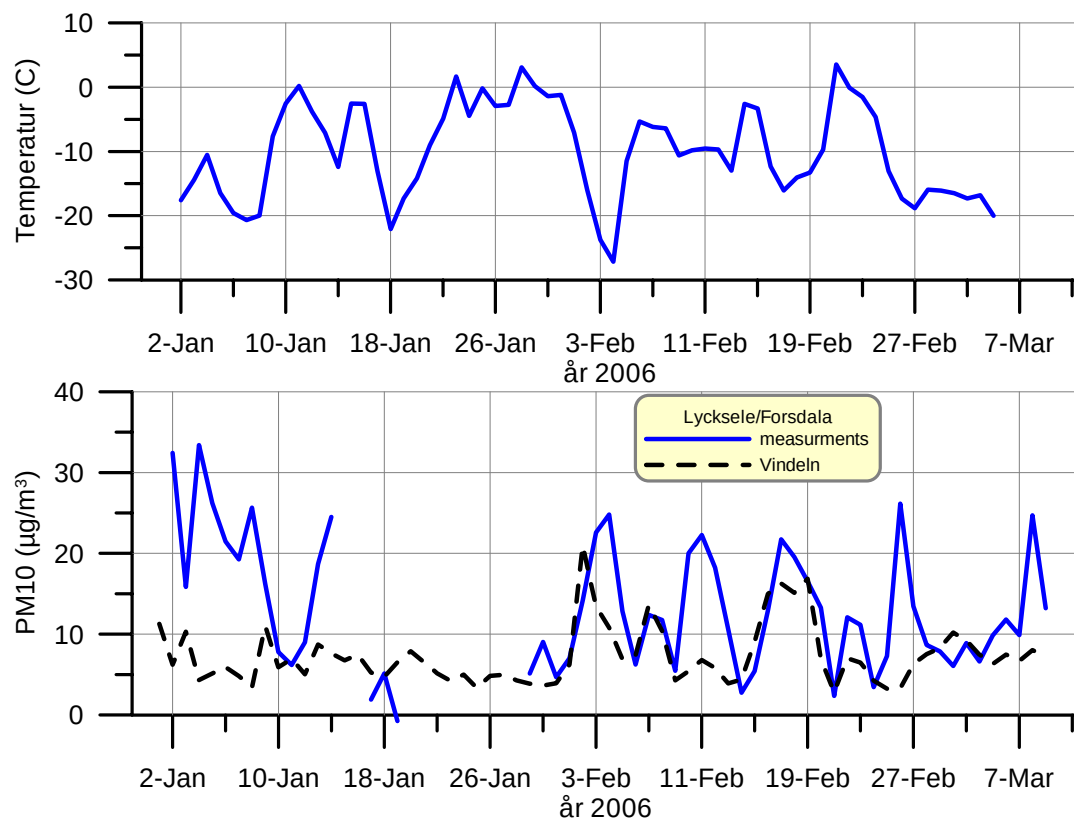
4. Jämförelse mellan uppmätta PM10-halter i Lycksele

Mätningar har utförts av ITM i Lycksele under två vinterperioder, den första på ca tre månader under dec 2001 till mars 2002 [25] och den andra på ca 2.5 månader under dec 2005 till mars 2006 [26]. Det är en del av dessa data som kommer att användas i denna rapport för att jämföra med VEDAIR, nämligen PM10 halter från bostadsområdet Forsdala i Lycksele. Modellberäkningar har tidigare gjorts bl.a. med SMHIs PC modell Dispersion och jämförts med data från den första perioden [27,28]. Det är delar av denna modell som implementerats i VEDAIR. Eftersom dessa modeller inte är samma, t.ex. finns koderna i olika datamiljöer och beräkningar av emissioner görs på olika sätt, kommer vi också att jämföra VEDAIRs beräkningsresultat med dem som redovisats i [27].

I figur 20 och 21 visas uppmätta halter av PM10, presenterade som dygnsmedelvärden och tillsammans med temperaturdata för de två mätperioderna.

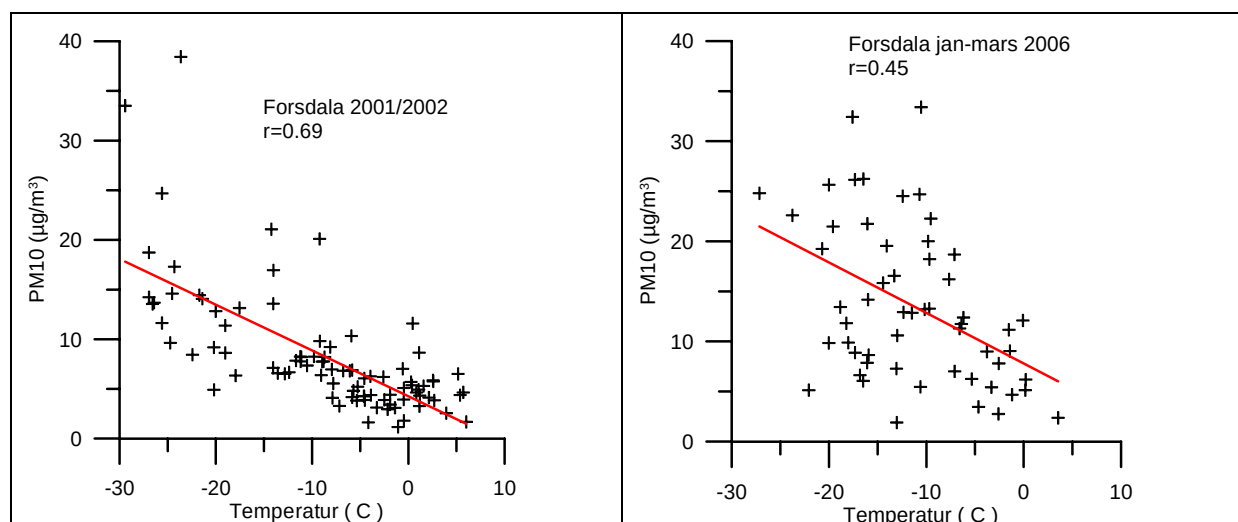


Figur 20. Dygnsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Forsdala/ Lycksele och Vindeln vintern 2001/2002. Övre figuren visar dygnsmedeltemperaturer för Lycksele från MESAN.



Figur 21. Dygnsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Forsdala/ Lycksele och Vindeln vintern 2006. Övre figuren visar dygnsmedeltemperaturer för Lycksele från MESAN.

Som framgår av figur 20 finns ett starkt samband mellan uppmätta halter i Forsdala och utomhustemperaturen. De lokala bidragen (skillnaden mellan uppmätta halter i Forsdala och Vindeln) är störst då det är kallt. Detta samband finns också i den nya mätperioden, om än inte lika utpräglat. I figur 22 jämförs de olika perioderna.



Figur 22. Jämförelse mellan dygnsmedeltemperaturer och dygnsmedelhalter av PM10 för de två olika mätperioderna. Röd linje visa linjär regression, r anger korrelations koefficient.

Utgångspunkt har varit den emissionsdatabas för Lycksele, som togs fram inom BHM projektet och som kallas EDB Tot03 [29]. I denna EDB klassificeras vedpannor och

lokaleldstäder något annorlunda än vad som görs i VEDAIR. SLB har därför, inom ramen för detta projekt, klassificerat om vedpannorna enligt VEDAIRs metodik. Vi behöver därför jämföra dessa delar. I tabell 10 och 11 visas de emissionsklasser och emissionsfaktorer som används i EDB Tot03 och i VEDAIR för partiklar.

	Partiklar mg/MJ
IMG/IACK	2190
IMG/ACK	89
MG/ACK	22
Braskamin	110
Kamin	110
Öppen spis	110
med insats	
Spis med täljsten	110

Tabell 10. Emissionsklasser och emissionsfaktorer som används i EDBTot03 för partiklar.

IMG/IACK= äldre pannor ej miljögodkända utan ackumulatortank, IMG/ACK= äldre pannor ej miljögodkända med ackumulatortank, MG/ACK= Moderna miljögodkända pannor med ackumulatortank

Denna klassificering skiljer sig något från den som används i VEDAIR. I VEDAIR delas t.ex IMG/IACK upp i två typer nämligen de som pyrelas (IBGP) och de som braseldas (IBGB). För att skilja på dessa används i VEDAIR en notering från sotaren om det är dålig förbränning eller ej (parametern DFB). Är det så klassas pannan som IBGP.

	Partiklar mg/MJ
IBGP	2190
IBGB	1148*
IBGA	95
BG	61
BGA	26
PE	34
OE	9
TLE	86
LLE	43

* värdet har tagits fram genom antagande om att dessa pannor braseldas till 50% och pyrelas till 50%

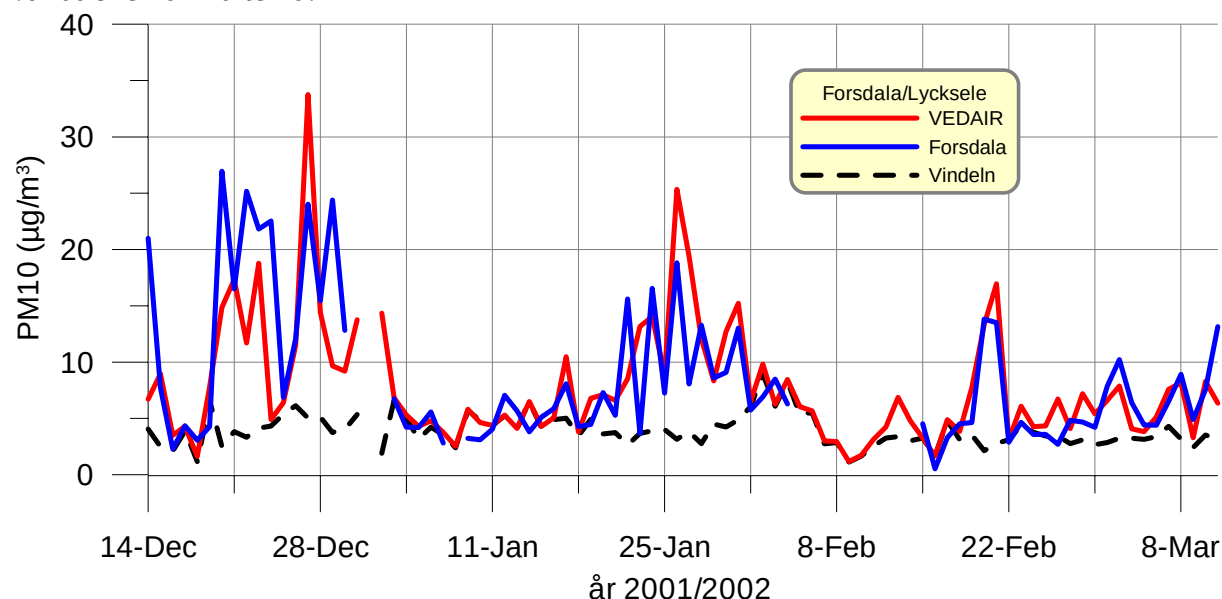
Tabell 11. Emissionsklasser och emissionsfaktorer som används i detta arbete med VEDAIR för partiklar.

IBGP=äldre pannor som inte är BBR godkända utan ackumulatortank som pyrelas, IBGB=äldre pannor som inte är BBR godkända utan ackumulatortank som braseldas, IBGA=äldre pannor som inte är BBR godkända med ackumulatortank, BG= BBR godkända pannor utan ackumulatortank, BGA= BBR godkända pannor med ackumulatortank, PE= pellets pannor, OE=oljeeldade pannor, TLE=tung lokaleldstad, LLE=lätt lokaleldstad.

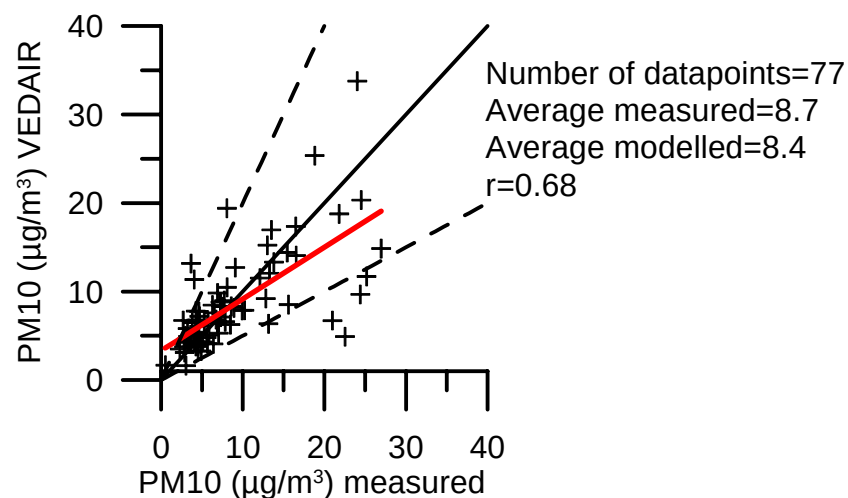
En annan viktig förändring, som införts i VEDAIR är metoden för hur emissionerna fördelas under året. I VEDAIR beräknas först årsemissionen utifrån fastighetens energibehov. Därefter fördelas emissionerna timme för timme utifrån föreskrivna aktivitetsfunktioner. Fördelningen görs så att summan av alla timmars emissioner blir lika med årsemissionen. Metodiken är generell så olika aktivitetsfunktioner kan användas. En viktig utgångspunkt är naturligtvis fastighetens uppvärmningsbehov, som beror bl. a. på utomhustemperaturen. Det var också det sambandet som vi fann var betydelsefullt i de första spridningsberäkningarna för Lycksele

[27]. De första beräkningarna gav god överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta halter då det var kallt men för höga beräknade halter då det var varmt. Vid dessa beräkningar hade ingen hänsyn tagits till emissionernas variationer på grund av fastigheternas uppvärmningsbehov. Baserat på halt och temperaturdata tog vi därför fram aktivitetsfunktioner som var sådana att när det var kallt var aktiviteten 1.0 och när det var varmt var aktiviteten 0.0. Detta förbättrade resultaten avsevärt. Metoden är emellertid delvis felaktig eftersom den bara tar bort emissioner och inte ser till att årsemissionen utifrån fastigheternas energibehov bevaras. Metoden har därför förbättrats och beskrivs i avsnittet 2.1.4.

I figur 23 och 24 visas beräkningsresultaten för den första mätperioden. Resultaten är snarlika de som erhöles tidigare [27] men med lägre emissionsfaktorer genom att klassen IMG/IACK delas upp i två grupper IBGP och IBGB, se tabell 10 och 11. Modellen fångar relativt väl variationerna i halterna.

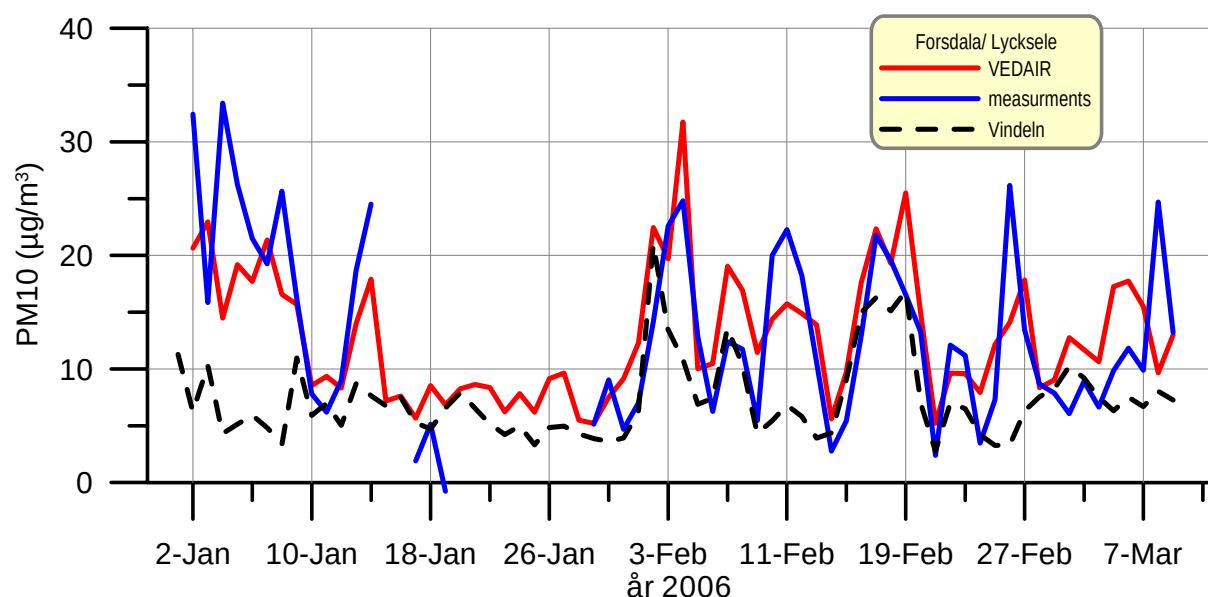


Figur 23. Jämförelse mellan mätta (blå linje) och beräknade (röd linje) dygnsalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Forsdala/ Lycksele vintern 2001/2002.

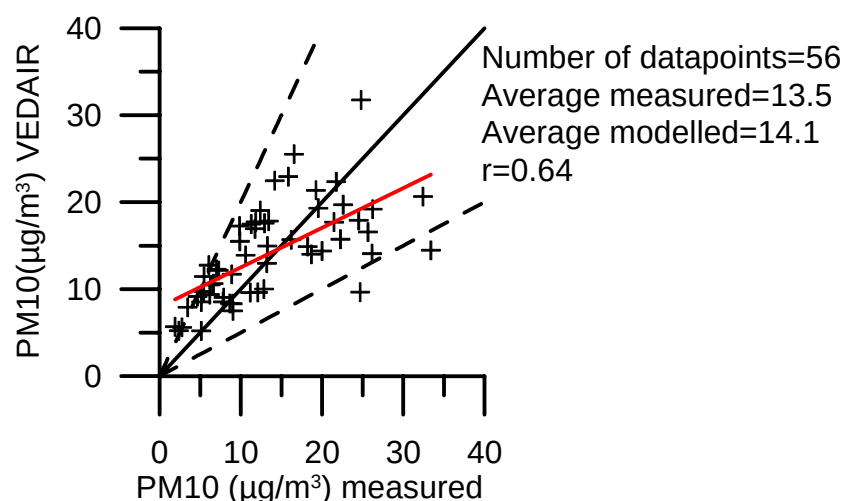


Figur 24. Samma resultat som i figur 22 men plottad i ett x, y – diagram. Heldragen linje anger sambandet 1:1, streckad linje anger att beräkningsresultaten är inom en faktor 2, r anger korrelations koefficient.

I figurerna 25 och 26 visas resultaten för den nya perioden. Korrelationen är här något sämre, jämför figur 24 och 26, men även här beskrivs haltnivåer och haltvariationerna relativt väl.



Figur 25. Jämförelse mellan mätta (blå linje) och beräknade (röd linje) dygnsalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Forsdala/ Lycksele vintern 2006.



Figur 26. Samma resultat som i figur 6 men plottad i ett x, y – diagram. Helledragen linje anger sambandet 1:1, streckad linje anger att beräkningsresultaten är inom en faktor 2, r anger korrelations koefficient.

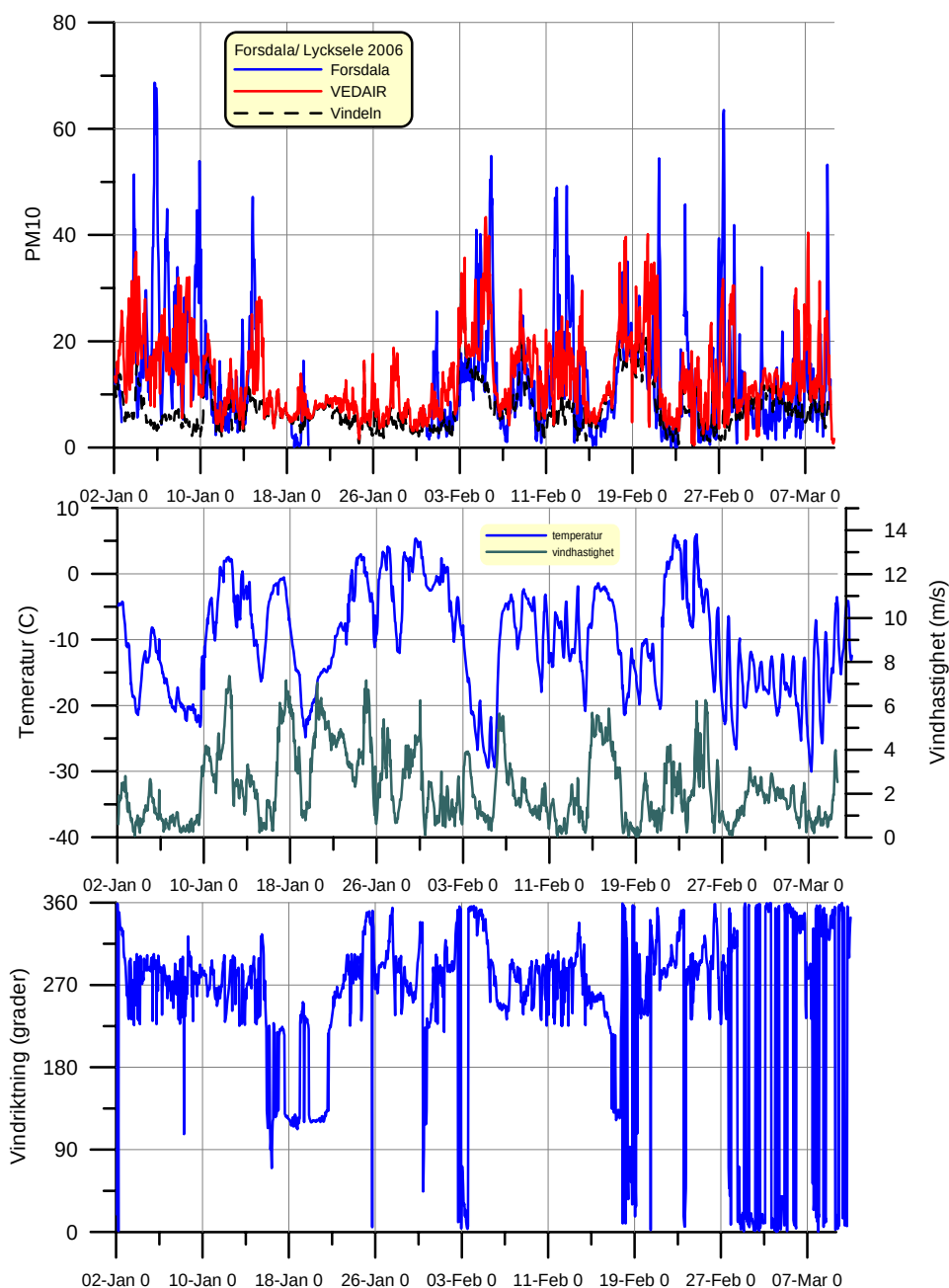
Figur 27 visar beräkningsresultaten för den nya perioden i mer detalj. I de tre figurerna visas i tidserier timvisa medelvärden av halter, temperatur, vindhastighet och vindriktning. Några intressanta observationer:

- 2 -10 januari- halterna relativt höga och fluktuerar kraftigt, relativt kall, vindhastigheten låg och vindriktningen fluktuerande mellan NW till SW.
- 19 januari- låga halter trots mycket kallt, låg vindhastighet och vindriktningen SO.
- 3-7 februari- höga halter, kallt, låg vindhastighet och vindriktningen N-NW.

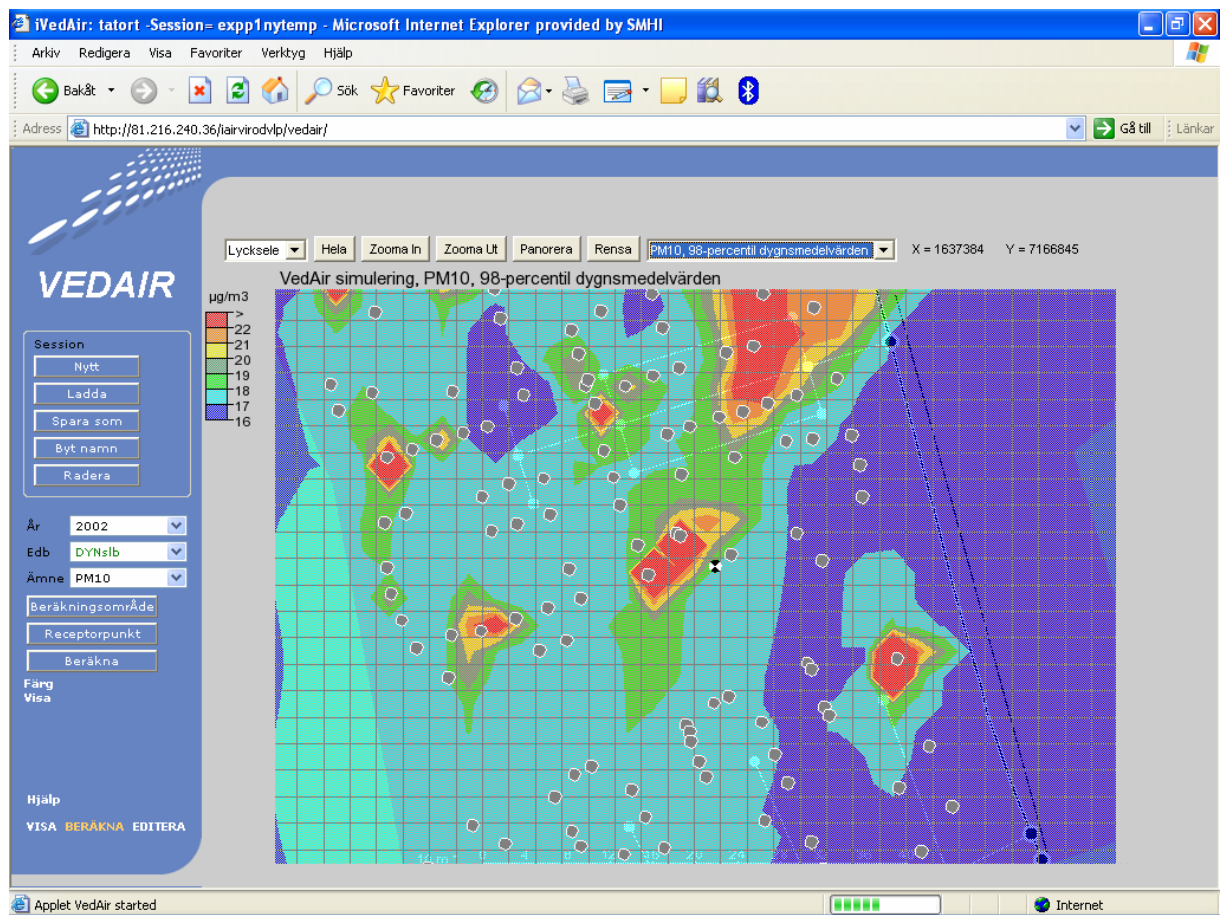
Figuren visar således att det inte är bara temperaturen som påverkar halterna men också andra meteorologiska parametrar som vindriktning och vindhastighet. Det finns två fastigheter (Oviline 1 och Markasiten 2) som ligger nära mätplatsen som påverkar halterna relativt

kraftigt. I tabellen nedan visas vilka indata som använts vid beräkningarna för dessa fastigheter. Det framgår också av figur 28 som visar beräknade 98-percentiler av dygnsmedelhalter för hela året 2002.

FastBet	Energibe hov (kWh/år)	olja	pellets	flis	elvärme	ved %	Ackvolym (liter)	IDtyp	MiljöMärkt?	DFB?
Ovilinen 1	30000	0	0	0	0	50	0	1	0	0
Markasiten 2	30000	0	0	0	0	50	0	1	0	0



Figur 27. Jämförelse mellan mätta (blå linje) och beräknade (röd linje) timmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Forsdala/ Lycksele vintern 2006 och hur dessa beror på meteorologiska variabler. Vindriktningen (den nedersta figuren) är svår att plotta då den varierar runt nord, även om variationerna då inte är så stora blir ”utslagen” i figuren tyvärr mycket stora.



Figur 28. Beräknade 98-percentiler av dygnsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för Forsdala/Lycksele år 2002. Mätplatsens läge visas som en vit/svart punkt.

Referenser

- [1] Biobränsle-Hälsa-Miljö Ett projekt inom Energimyndighetens FoU-program "Utsläpp och Luftkvalitet" och "Småskalig bioenergianvändning". Preliminär slutrapport 16 juli 2003. Sammanfattning. <http://www.itm.su.se/bhm/>
- [2] Nilsson J. och Blucher G., 2003. Utsläpp och luftkvalitet. Utvärdering av ett forskningsprogram, stött av Energimyndigheten. Energimyndigheten.
- [3a] SIMAIR: Modell för beräkning av luftkvalitet i vägars närområde – slutrapport mars 2005. SMHI rapport nr. 2005-37.
- [3b] Gighagen L., Johansson H., Omstedt G., 2007. SIMAIR- Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits. Submitted to Atmospheric Environment.
- [4] Småskalig vedeldning Energimyndighetens analys och förslag till åtgärder. ER 23:2003
- [5] Omstedt G., 2004. Modell för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsle eldning –förslag till utvecklingsprojekt. www.luftkvalitet.se välj därefter till VEDAIR förstudie
- [6] Årsrapportering sotning 2003.xls, Räddningsverkets webbplats, www.raddningsverket.se
- [7] Johansson, C., Pettersson, M., Omstedt, G., 2003. Metodik för utvärdering av den lokala vedeldningens påverkan på luftkvalitet. Erfarenheter från BHM. ITM-rapport 118.
- [8] Johansson L., 2004. Emissionsfaktorer för biobränsleeldade villautrustning, SP Rapport
- [9] Johansson, L., Persson, H., Johansson, M., Tullin, Gustavsson, L., Sjödin, Å., Cooper, D., Potter, A., Paulrud, S., Broström Lunden, E., Padban, N., Nyquist, L., Becker, A., 2006. Fältstudie av metan och andra viktiga komponenter från vedpannor.
- [10] Bengt-Erik Löfgren, 2006. Preliminära resultat från SotData projektet, 2006-01-19. www.luftkvalitet.se VEDAIR Rapporter och Presentationer.
- [11] Jensen L. och Warfinge C., 2001 Värmebehovs beräkninga Kursmaterial Installationsteknik FK.
- [12] Häggmark L., Ivarsson K.I., Gollvik S. and P.O. Olofsson, 2000. Mesan, an operational mesoscale analysis system. Tellus 52A, 1-20.
- [13] van Ulden A.P. and A.A.M. Holtslag, 1985. Estimation of atmospheric boundary layer parameters for diffusion applications. J. Climat Appl. Meteor., 24, 1196-1207.
- [14] Omstedt G., 2001. Estimation of boundary layer parameters for dispersion calculations using outputs of numerical weather prediction models. 7th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Modelling for Regulatory Purposes, belgiate, Italy, European Commission Joint Research Centre.
- [15] Robertson, L., Langner, J., Engardt, M. (1999). An Eulerian limited-area atmospheric transport model. Journal of Applied Meteorology 38, 190-210.
- [16] Berkowicz, R. (2000). A simple model for urban background pollution. Environmental Monitoring and Assessment, 65, 259-267.
- [17] Omstedt, G. (1988): An operational air pollution model. SMHI Reports Meteorology and Climatology, RMK 57.
- [18] Eriksson, E.M. and Backström, H. (2000): User's Guide for Dispersion. SMHI Environment Services Nr 48, 2000.

- [19] Hertel, O. and Berkowicz, R.(1989). Modelling NO₂ concentrations in a street canyon. DMU Luft A-131.
- [20] Hanna S R., 1983. Lateral turbulence intensity and plume meandering during stable conditions. Journal of Climate and Applied Meteorology. Vol 22, 1424-1430.
- [21] Berkowicz, R., Olesen, H.R. and Torp, U. (1986): The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, test and sensitivity analysis in view of regulatory applications. In: Air Pollution Modeling and its Application V. C. De Wispelaere, F. A. Schiermeier, and N.V. Gillani (eds.). Plenum Press, New York.
- [22] Gidhagen L., Johansson C., Omstedt G., Langner J., Olivates G., 2004. Model simulation of NO_x and ultrafine Particles Close to a Swedish Highway. Environ. Sci. Technol., 38,6730-6740.
- [23] Venkatram A., Horst, T.W., 2006. Approximating dispersion from finite line source. Atmospheric Environment 40, 2401-2408.
- [24] Andersson S., 2007. Användarbeskrivning för VEDAIR.
- [25] Johansson C. et al., 2004. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter Del 1. Lycksele. ITM-rapport 124.
- [26] Johansson C., Sjövall B., Ferm M., Karlsson H., Vecely V., Krecl P., Ström J., 2006. Relationer mellan halter av partikelmassa, NO_x och sot i Sverige 2005/2006. ITM-rapport 153.
- [27] Omstedt G., Gidhagen L., Langner J., 2002. Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning. Analys av PM_{2.5} data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska modeller. SMHI rapport, nr 103.
- [28] Omstedt, G., Johansson, C., and L. Gidhagen, 2004. Air quality dispersion modelling of wood smoke emissions in residential areas in Sweden. Proceedings Ninth International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. <http://www.harmo.org/Conferences/Proceedings/Garmisch/publishedSections/4.16.pdf>
- [29] Petterson, M., Johansson, C., Gidhagen, L., 2002. Emissionsdatabas för Lycksele EDB Tot03. SLB analys Rapport 4:2002.

SMHIs publiceringar

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

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

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

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

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

- 22 Kvik, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på
några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartals-
rapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H.
(MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobyloolyckan - En meteorologisk
analys av hur radioaktivitet spreds till
Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrups
bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)
Beräkningar av vindenergitillgången på
några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för ny ugn,
SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo
Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny
arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K.
(1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleå-
verken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för SAABs
planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för
svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Västhamns-
verket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i
Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från
Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986)
använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kvik, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.
- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
vid ScanDust i Landskrona - bestämning
av cyanvätehalter.
- 45 Kvik, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)
Vindförhållandena i Sveriges kust- och
havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för en planerad
panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BMs
fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs
fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp
från syrgas- och bensenupplag inom SSAB
Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i
Tidaholm.
- 51 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs
anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)
Meteorological measurements performed
May 15, 1984, to June, 1984, by the
SMHI.

- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkning för Kockums Plåtteknik, Ronneby.
- 54 Eriksson, B. (1986)
Frekvensanalys av timvisa temperaturobservationer.
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986)
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
- 56 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande utsläpp av NO_x inom Fagersta kommun.
- 57 Kindell, S. (1987)
Luften i Nässjö.
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanväte.
- 59 Bringfelt, B. (1987)
Receptorbaserad partikelmodell för gatumiljömodell för en gata i Nyköping.
- 60 Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar för Varbergs kommun. Bestämning av halter av SO₂, CO, NO_x samt några kolväten.
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987)
E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för Kockums Plåtteknik, Ronneby. 2.
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C., Krieg, R. (1987)
Klimatkorrigering för energiförbrukningen i ett eluppvärmt villaområde.
- 64 Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för AB Åretå-Trycks planerade anläggning vid Kungens Kurva.
- 65 Melgarejo, J. (1987)
Mesoskalig modellering vid SMHI.
- 66 Häggkvist, K. (1987)
Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand - numeriska beräkningar.
- 67 Persson, Ch. (1987)
Beräkning av lukt och föroreningshalter i luft runt Neste Polyester i Nol.
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987)
En överskalig klimatstudie för Tornby, Linköping.
- 69 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetsselement. Tillämpning på ett energiskogsområde.
- 70 Lindström, Kjell (1987)
Weather and flying briefing aspects.
- 71 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetsselement. En koefficientbestämning.
- 72 Liljas, E. (1988)
Förbättrad väderinformation i jordbruket - behov och möjligheter (PROFARM).
- 73 Andersson, Tage (1988)
Isbildning på flygplan.
- 74 Andersson, Tage (1988)
Aeronautic wind shear and turbulence. A review for forecasts.
- 75 Kållberg, P. (1988)
Parameterisering av diabatiska processer i numeriska prognosmodeller.
- 76 Vedin, H., Eriksson, B. (1988)
Extrem arealnederbörd i Sverige 1881 - 1988.
- 77 Eriksson, B., Carlsson, B., Dahlström, B. (1989)
Preliminär handledning för korrektion av nederbördsmängder.
- 78 Liljas, E. (1989)
Torv-väder. Behovsanalys med avseende på väderprognoser och produktion av bränsletorv.
- 79 Hagmarker, A. (1991)
Satellitmeteorologi.
- 80 Lövblad, G., Persson, Ch. (1991)
Background report on air pollution situation in the Baltic states - a prefeasibility study. IVL Publikation B 1038.
- 81 Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-McCann, S. (1991)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Referensnormaler.

- 82 Vedin, H., Alexandersson, H., Persson, M. (1991)
Utnyttjande av persistens i temperatur och nederbörd för vårfloëdesprognoser.
- 83 Moberg, A. (1992)
Lufttemperaturen i Stockholm 1756 - 1990. Historik, inhomogeniteter och urbaniseringseffekt.
Naturgeografiska Institutionen, Stockholms Universitet.
- 84 Josefsson, W. (1993)
Normalvärden för perioden 1961-90 av globalstrålning och solskenstid i Sverige.
- 85 Laurin, S., Alexandersson, H. (1994)
Några huvuddrag i det svenska temperatur-klimatet 1961 - 1990.
- 86 Fredriksson, U. och Ståhl, S. (1994)
En jämförelse mellan automatiska och manuella fältmätningar av temperatur och nederbörd.
- 87 Alexandersson, H., Eggertsson Karlström, C. och Laurin S. (1997).
Några huvuddrag i det svenska nederbörds-klimatet 1961-1990.
- 88 Mattsson, J., Rummukainen, M. (1998)
Växthuseffekten och klimatet i Norden - en översikt.
- 89 Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J., Peterson, K. (IVL)
Persson, C. Roos, E., Bergström, R. (SMHI). (1998)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds-kemi 1996.
- 90 Foltescu, V.L., Häggmark, L (1998)
Jämförelse mellan observationer och fält med griddad klimatologisk information.
- 91 Hultgren, P., Dybbroe, A., Karlsson, K.-G. (1999)
SCANDIA – its accuracy in classifying LOW CLOUDS
- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe, A. (1999)
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6 μm imagery for snow, cloud and sunglint discrimination (Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and Michelson, D. B. (1999)
Precipitation Analysis from AMSU (Nowcasting SAF)
- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, Ch., Robertson L. (SMHI)
Thaning, L (LFOA). (2000)
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) (2001)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds-kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (2001)
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.
- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)
Nomogram för uppskattning av halter av PM_{10} och NO_2
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av $\text{PM}_{2.5}$ data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller.
- 104 Alexandersson, H. (2002)
Temperatur och nederbörd i Sverige 1860 - 2001

- 105 Persson, Ch. (2002)
Kvaliteten hos nederbördskemiska mätdata som utnyttjas för dataassimilation i MATCH-Sverige modellen".
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)
CM-SAF cloud products feasibility study in the inner Arctic region
Part I: Cloud mask studies during the 2001 Oden Arctic expedition
- 107 Kärner, O., Karlsson, K-G. (2003)
Climate Monitoring SAF - Cloud products feasibility study in the inner Arctic region. Part II: Evaluation of the variability in radiation and cloud data
- 108 Persson, Ch., Magnusson, M. (2003)
Kvaliteten i uppmätta nederbördsmängder inom svenska nederbördskemiska stationsnät
- 109 Omstedt, G., Persson Ch., Skagerström, M (2003)
Vedeldning i småhusområden
- 110 Alexandersson, H., Vedin, H. (2003)
Dimensionerande regn för mycket små avrinningsområden
- 111 Alexandersson, H. (2003)
Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik
- 112 Joro, S., Dybbroe, A.(2004)
Nowcasting SAF – IOP
Validating the AVHRR Cloud Top Temperature and Height product using weather radar data
Visiting Scientist report
- 113 Persson, Ch., Ressner, E., Klein, T. (2004)
Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen
Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål
- 114 Josefsson, W. (2004)
UV-radiation measured in Norrköping 1983-2003.
- 115 Martin, Judit, 2004
Var tredje timme – Livet som väderobservatör
- 116 Gidhagen, L., Johansson, C., Törnquist, L. (2004)
NORDIC – A database for evaluation of dispersion models on the local, urban and regional scale
- 117 Langner, J., Bergström, R., Klein, T., Skagerström, M. (2004)
Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från Västra Götalands län – Beräkningar för 1999
- 118 Trolez, M., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2005)
CM-SAF Validating the Cloud Top Height product using LIDAR data
- 119 Rummukainen, M. (2005)
Växthuseffekten
- 120 Omstedt, G. (2006)
Utvärdering av PM₁₀-mätningar i några olika nordiska trafikmiljöer
- 121 Alexandersson, H. (2006)
Vindstatistik för Sverige 1961-2004
- 122 Samuelsson, P., Gollvik, S., Ullerstig, A., (2006)
The land-surface scheme of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA3)



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