

Spridningssimuleringar av miljöfarliga ämnen – från två okontrollerade bränder vid sopförbränningsanläggning

Denna rapport ingår i Räddningsverkets serie av forsknings- och utvecklingsrapporter.
I serien ingår rapporter skrivna av såväl externa författare som av verkets anställda.
Rapporterna kan vara kunskapssammanställningar, idéskrifter eller av karaktären tillämpad forskning.
Rapporten redovisar inte alltid Räddningsverkets ståndpunkt i innehåll och förslag.

2004 Räddningsverket, Karlstad
Avdelningen för olycksförebyggande verksamhet
ISBN 91-7253-246-7

Beställningsnummer P21-453/04
2004 års utgåva

Spridningssimuleringar av miljöfarliga ämnen

- från två okontrollerade bränder vid
sopförbränningsanläggning

Zane Rowe

Institutionen för ingenjörsvetenskap, fysik och
matematik, Karlstads Universitet

Räddningsverkets kontaktpersoner

Avdelningen för stöd till räddningsinsatser:

Claes-Håkan Carlsson, telefon 054-13 50 48

Avdelningen för olycksförebyggande verksamhet:

Cecilia Alfredsson, telefon 054-13 50 82

Marianne Runhage, telefon 054-13 50 84

Innehållsförteckning

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | Abstract | 5 |
| 2 | Sammanfattning | 7 |
| 3 | Inledning | 9 |
| 3.1 | Brandscenarierna..... | 10 |
| 3.2 | Meteorologiska förhållanden | 10 |
| 3.3 | Syfte | 10 |
| 3.4 | Mål | 11 |
| 3.5 | Avgränsningar | 11 |
| 3.6 | Avfall som bränsle | 12 |
| 3.7 | Förbränningsprocesser | 13 |
| 4 | Spridning | 15 |
| 4.1 | Spridningsmekanismer | 15 |
| 4.1.1 | Advektion..... | 15 |
| 4.1.2 | Diffusion | 15 |
| 4.1.3 | Turbulent diffusion | 16 |
| 4.2 | Spridningsparametrar | 16 |
| 4.2.1 | Luftskiktens stabilitet..... | 16 |
| 4.2.2 | Vind..... | 17 |
| 4.2.3 | Brandtemperatur..... | 17 |
| 4.3 | Modeller | 17 |
| 4.3.1 | ALOFT FT | 17 |
| 4.3.2 | Dispersion 2.1 | 20 |
| 4.4 | Resultat..... | 22 |
| 4.4.1 | ALOFT FT | 22 |
| 4.4.2 | Dispersion 2.1 | 26 |
| 4.5 | Brandegenskaper | 30 |
| 4.6 | Spridning av de små partiklarna..... | 31 |
| 4.7 | Emissionsgrader | 31 |
| 4.8 | Deposition i miljön..... | 33 |
| 4.9 | Markkoncentrationer | 34 |
| 4.9.1 | Markkoncentrationer från ALOFT FT | 35 |

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 4.9.2 | Markkoncentrationer från Dispersion 2.1 | 35 |
| 5 | Miljöpåverkan | 38 |
| 5.1 | Ämnen som bildas | 38 |
| 5.1.1 | Dioxiner | 38 |
| 5.1.2 | Tungmetaller | 39 |
| 5.1.3 | PAH..... | 39 |
| 5.1.4 | VOC | 39 |
| 5.1.5 | Stoft..... | 40 |
| 5.2 | Ämnenas miljöpåverkan..... | 40 |
| 5.2.1 | Dioxiner | 40 |
| 5.2.2 | Tungmetaller | 41 |
| 5.2.3 | PAH..... | 42 |
| 5.2.4 | VOC | 43 |
| 5.2.5 | Stoft..... | 43 |
| 5.3 | Riskbedömning | 44 |
| 5.3.1 | Riktvärden..... | 44 |
| 5.3.2 | Riskbedömningsmetoder..... | 45 |
| 5.3.3 | Exempel på riskbedömning..... | 46 |
| 5.4 | Åtgärder..... | 48 |
| 6 | Ekonomi | 50 |
| 7 | Diskussion | 52 |
| 8 | Slutsatser..... | 58 |
| 8.1 | Tack..... | 58 |
| 9 | Intervjuer..... | 60 |
| 10 | Referenslista | 60 |
| 11 | Bilaga 1..... | 63 |
| 12 | Bilaga 2..... | 65 |

Dispersion simulations of environmentally hazardous substances from two uncontrolled fires at a waste burning plant

1 Abstract

The essay examines the dispersion of a few environmentally hazardous substances that are released from two uncontrolled fires at Hedens district heating plant. The hazardous substances are dioxins, PAH, VOC, heavy metals and ashes. The fires compare two choices of action from the fire department under two different seasons. The comparison investigates how the fire departments choice of action influences the fire conditions and dispersion. The influence of dispersion parameters like meteorological stability, wind and the fire itself are investigated along with dispersion mechanisms like advection and turbulent diffusion.

Help is taken from dispersion programs ALOFT FT and Dispersion 2.1 with simulating the spreading of particles and gases from the fire. Those models are chosen because they use different methods to describe dispersion. The results show that meteorological conditions and wind influence the dispersion of gases and particles from the fire. It is also shown that the fire temperature influences dispersion. The ground concentrations of the released substances are calculated from the models results and deposition rates. Literature shows that a large portion of environmental hazardous substances is formed under incomplete combustion. This fact is taken into consideration when the emission rates are calculated because one of the choices of action from the fire department contributes to a lower combustion rate, which produces environmentally hazardous substances at a greater rate. Dioxins, PAH, and heavy metals bind and disperse with the ashes while VOC is less prone to bind with the ashes.

After the ground concentrations are calculated the influence of the released substances on the environment is briefly examined. A short summary about the substances is presented along with how they are created. It is shown that the released substances have a negative influence on the environment. The need of environment measures is based on if ground concentrations exceed guidelines from the environmental protection agency. Only the VOC contaminate benzen exceeds the guidelines in all of the fire scenarios. The rest of the substances do not exceed the guidelines with the exception of dioxins during a fire that takes place during the winter. Risk analysis methods are investigated and an example is given of a quantitative risk analysis. The results show that the exposure risk to the local population is minimal.

The economical consequences of the fire are also studied with regards to losses of property and damage to the environment. The costs on the environment are based on sanitation expenses and a suggested cost to the community if the area is not sanitised. Property losses are based on estimations of losses due to an operational stop at Heden and help is also taken from actual losses due to a fire incident some years ago. The economical consequences are greater for the environment than the property.

In the discussion the assumptions that were taken during the investigation are discussed along with reasons to why ALOFT FT and Dispersion 2.1 show different results. Some of the reasons they differ is because of their different fields of application and how they chose to describe the fire. One of the conclusions of the investigation is that the fire department should take the meteorological conditions and the wind into consideration and then respond so that the environment impact is minimal. In that way, the economical consequences and the environmental damage becomes as little as possible.

2 Sammanfattning

Uppsatsen behandlar spridning av några miljöfarliga ämnen från två fiktiva okontrollerade bränder på Hedens fjärrvärmeanläggning. De miljöfarliga ämnena är dioxiner, PAH, VOC, tungmetaller och stoft. Bränderna jämförs utifrån två typer av ageranden från räddningstjänsten under två olika årstider. Jämförelsen undersöker hur räddningstjänstens agerande påverkar både brandförloppet och spridningen. Påverkan från spridningsfenomen som meteorologisk stabilitet, vind och själva branden, samt spridningsmekanismer som advektion och turbulent diffusion studeras.

Spridningsprogrammen ALOFT FT och Dispersion 2.1 används vid simulering av brandgas- och partikelspridning. Dessa modeller valdes därför att de använder olika metoder för beskrivning av spridning. I resultatet framkommer att den meteorologiska stabiliteten och vinden har en stor inverkan på spridning av brandgaser och partiklar. Det framkommer också att brandtemperaturen påverkar spridningen. Utifrån modellernas resultat och depositionsgrader bestäms markkoncentrationerna av de utsläppta ämnena. Litteraturen visar att stora mängder miljöfarliga ämnen bildas under ofullständig förbränning. Detta tas i beaktande när emissionsvärdena bestäms, eftersom ett av räddningstjänstens ageranden bidrar till en sämre förbränningsgrad och därmed en högre produktion av miljöfarliga ämnen. Dioxiner, PAH och tungmetaller binder sig till och sprids med stoftpartiklar medan VOC är mindre benäget att binda sig till stoft.

När markkoncentrationerna är fastlagda granskas de utsläppta ämnenas miljöpåverkan på ett överskådligt sätt och en kort beskrivning av ämnena och hur de bildas ges. För att klarlägga om miljöåtgärder behöver sättas in undersöks om markkoncentrationerna överskrider Naturvårdsverkets riktvärden. Endast VOC-föroreningen bensen överskred riktvärdena i de uppställda brandscenarierna. Övriga ämnen överskrider inte riktvärdena med undantag av dioxiner i en brand som uppstår vintertid. Riskbedömningsmetoder undersöks och ett exempel ges på en kvantitativ riskbedömning. Resultatet från denna visar att exponeringsrisken för den lokala befolkningen är låg.

Ekonomiska konsekvenser granskas med hänsyn till förluster på egendom och miljö. Kostnadsberäkningen för miljön baseras på saneringskostnader samt ett förslag på samhällskostnader, om inte sanering utförs. Kostnader på egendomen baseras på uppskattade priser av ett driftstopp på Heden samt med hjälp av de faktiska kostnader som uppstod efter en brandincident för några år sedan. Kostnaderna för miljön är större än de på egendomen.

I diskussionen diskuteras de antaganden som gjorts i undersökningen samt anledningar till att ALOFT FT och Dispersion 2.1 visar olika resultat. Några anledningar kan vara deras användningsområden och hur de väljer att beskriva branden. En av undersökningens slutsatser är att räddningstjänsten bör ta hänsyn till den meteorologiska stabiliteten och vinden för att agera så

att miljöpåverkan blir så liten som möjligt. På så sätt kan de ekonomiska konsekvenserna och miljöskadorna minimeras.

3 Inledning

När brandolyckor uppstår kan det få stora konsekvenser för miljön. I ett globalt perspektiv är deras påverkan sällan stor nog för att vara anmärkningsvärda med vissa undantag. CO₂-utsläppet från oljebränder under Gulfkriget har uppskattats motsvara några procent av mänsklighetens årliga utsläpp från förbränning av fossila bränslen (DN 08-02/2003). Oftast är det endast på den lokala nivån som utsläpp från brandolyckor har betydande miljöpåverkan.

Uppskattningen av en brands miljöpåverkan är ett komplext problem på grund av flera svåruppskattade faktorer. Vilka ämnen som bildas under en brand beror av bland annat brandmaterial och brandtemperaturen. Å andra sidan är brandförlopp väl utforskade eftersom det sedan länge har varit av intresse att rädda liv och egendom från bränder. Att beskriva hur brandgaser och partiklar sprider sig från brandplatsen är komplicerat på grund av att spridningsomfattningen bland annat styrs av parametrar som väderlek och vindar. Aerosoler i ett brandgasmoln kan röra sig med hjälp av turbulent diffusion som kan verka nästan kaotiskt. Eftersom varje brandsituation är unik och komplex är uppskattningen av brandgasers spridning ej exakt. Data om brandrök kan vara bristfällig eller obefintlig eftersom brandolyckor sker oförväntat. Insamling av information angående brandrökens innehåll kräver tid för mätinstrumentens utplacering. När instrumenten väl är på plats kan branden redan vara släckt eller näst intill. Därför kommer den mesta datan om utsläpp från kontrollerade brandförsök.

Spridningens omfattning från brandolyckor har blivit mer uppmärksammade sedan opinionen om miljöfrågorna väcktes. Intresset uppstod sedan det upptäckts att förbränningsprodukter kan transporteras över stora områden och kan vara eller bära med sig potentiella miljö- och hälsofarliga ämnen. Det har visats att inandning av små luftburna partiklar kan få akuta hälsokonsekvenser. Det har uppskattats att utsläpp från förbränning av fossila bränslen från enbart bilmotorer orsakar att nästan en halv miljon människor avlider varje år (Hertzberg, 2000). Vid olyckor i allmänhet prioriteras sällan miljön över egendomen. En undersökning visade att ordet "miljö" inte nämndes i 87 % av rapporterna kring händelserna överhuvudtaget (Björklund et al., 2001).

För att besluta om vilka miljöåtgärder som borde vidtas vid en brandolycka bör en undersökning om olyckans miljöpåverkan utföras. Agerandet på brandplatsen kan vara avgörande för hur spridningens och miljöpåverkans omfattning ser ut. Ekonomiska aspekter är då intressanta för att bedöma bästa sätt att agera vid en brandolycka eftersom hänsyn ej kan begränsas till miljön, utan också måste tas till egendomen.

3.1 Brandscenarierna

En jämförelse av hur olika ageranden av räddningstjänsten på brandplatsen kan få olika miljökonsekvenser, görs genom en undersökning av två typer av ageranden, ett passivt och ett aktivt. Val av ett passivt agerande innebär att räddningstjänsten låter branden brinna ner och endast förhindrar branden från att sprida sig till omgivningen. Det innebär att branden får en hög förbränningstemperatur. När räddningstjänsten försöker släcka branden i det andra scenariot, med ett aktivt agerande, råder en lägre förbränningstemperatur. På grund av skillnader i brandtemperaturer kan miljöpåverkan i scenarierna bli olika, därför att många organiska ämnen bildas på grund av ofullständig förbränning, bland annat VOC, PAH och dioxiner (Larsson och Lönnermark, 2002). Hur brandtemperatur och ofullständig förbränning förhåller sig till varandra diskuteras i avsnittet om förbränningsprocesser.

I det första scenariot råder ett tillstånd med högre brandtemperatur där mindre miljöfarliga ämnen bildas per mängd förbränt bränsle. Samtidigt förbränns mer bränsle än i det andra scenariot där man släcker branden så snabbt som möjligt. I det andra scenariot bildas en större mängd miljöfarliga ämnen per mängd förbränt bränsle.

3.2 Meteorologiska förhållanden

Undersökningen begränsas till två meteorologiska tillstånd under två årstider. I ett av scenarierna får utsläppta ämnen inte möjlighet att spädas ut och har höga koncentrationer när deposition sker. En inversion eller ett stabilt lufttillstånd skulle bidra till en sådan situation (stabilitet diskuteras nedan). Sådana tillstånd uppstår ofta på vintern och därför äger simuleringen rum i januari med en lufttemperatur av -5°C . En svag nordvästlig vind med riktning 320° och hastigheten 2 m/s blåser konstant under simuleringen. Statistiska mätdata från SMHI visar att sådana meteorologiska tillstånd under januari är vanliga.

Det andra meteorologiska tillståndet är en varm sommardag där ett motsatt stabilitetstillstånd existerar. På grund av markens värmeutstrålning är atmosfären instabil. Sådana instabila tillstånd uppstår oftast mitt på dagen när marken har hunnit bli varm. Lufttemperaturen antas vara 25°C och en svag vind av 2 m/s med en sydvästlig riktning av 220° blåser under dagen.

3.3 Syfte

Uppsatsens syfte är att undersöka spridning av brandgaser och partiklar från bränder med hjälp av spridningsprogram. Fenomen som bidrar till spridning av utsläppta ämnen studeras också. Brandgasernas och partiklarnas påverkan på miljön utreds samt de åtgärder som möjligtvis skulle behöva sättas in.

3.4 Mål

Uppsatsen svarar på frågor om hur spridningen ser ut från bränder som uppstår i sopmottagningsfickan på Hedens fjärrvärmeanläggning i Karlstad. Ett av målen i uppsatsen är att beskriva brandförloppet. Det undersöks hur olika insatser från räddningstjänsten påverkar bildningen och spridningen av miljöfarliga ämnen. Huvuduppgiften i uppsatsen är att beskriva de spridningsfenomenen som uppstår och hur spridningen ser ut vid en okontrollerad brand. Två färdigbyggda spridningsmodeller, ALOFT FT och Dispersion 2.1 som tillämpar olika metoder för att beskriva dispersion, har använts. När spridningen av de valda ämnena är fastställd undersöks miljöpåverkan av branden på ett översiktligt sätt. Beroende på de utsläppta ämnenas påverkan utreds det om åtgärder är nödvändiga, utifrån Naturskyddsverkets riktvärden. Det utförs en grov beräkning av ekonomiska konsekvenser med hänsyn till både verksamhetsförluster och miljö.

3.5 Avgränsningar

Själva branden i mottagningsfickan uppskattas grovt eftersom en okontrollerad brand har ett komplext förlopp som kan bete sig kaotiskt. Vid en brand på ett avfallsupplag är det särskilt svårt att noggrant beskriva brandens egenskaper eftersom bränslet kan bestå av ett stort antal olika material. Lufttillgången varierar genom den brinnande avfallsmassan vilket leder till variationer i brandtemperaturer. Ämnena som bildas under brandförloppet styrs huvudsakligen av bränsle, brandtemperatur och lufttillförsel (Hertzberg 2000). Uppskattningen av producerade ämnen baseras på värden som har tagits fram under olika experiment (Blomqvist et al., 2002). Dessa experiment var utförda i en liten skala och ofta med en specifik substans. Förslag är givna för uppskattningen av utsläpp. Exakta uträkningar av utsläppsmängder skulle vara ett orimligt mål i uppsatsen på grund av brandens komplexitet

Ett avfallsupplag består av alla möjliga produkter vilket leder till en nästan obegränsad mängd ämnen som kan bildas i en brand. På grund av detta begränsas uppsatsen till att undersöka spridningen av några specifika miljöfarliga ämnen, som dioxiner, PAH, VOC, tungmetaller och stoftpartiklar.

En systemgräns sätts runt brandplatsen och spridningen av endast de valda ämnena som lämnar gränsen beskrivs. Gränsen innefattar mottagningsfickan. Brandgas- och partikelbeteende och spridningen inom systemgränsen undersöks inte.

Undersökningen begränsas till spridning i det närliggande området. I ett nationellt perspektiv skapar bränder sällan större miljöproblem. På en lokal nivå kan utsläpp från en brand däremot orsaka akuta miljöskador. När ämnen lämnar det lokala området är deras koncentration ofta så pass utspädd att deras miljöpåverkan är minimal.

Undersökningen av brandutsläppet begränsas till spridning av brandgaser och partiklar via rökplymen. Mottagningsfickan består av ett hål i marken

som inte har avrinning eller återcirkulation, det vill säga vatten som pumpas in för att släcka branden stannar kvar i fickan tills det förångas vid förbränningen. Släckvattnet lämnar brandplatsen endast i form av vattenånga vilket leder till att det kan betraktas som en del av brandgasen. Släckvattnet kan diffundera genom fickans väggar men det är en långsam process som är oväsentlig i förhållande till den mängd vatten som lämnar systemet via förångning.

Brandscenariotiden begränsas till 24 timmar. (Det innebär att brandförloppen äger rum under denna tidsperiod.) I scenario ett slocknar branden av sig själv därför att bränslet tar slut. I scenario två lyckas räddningstjänsten släcka branden inom tidsperioden. Tidsbegränsningen begränsar också undersökningen av spridningen eftersom ämnen kan, beroende på meteorologiska förhållanden och partiklarnas storlek, stanna i luften under flera dygn och transporteras långt ifrån själva brandplatsen (Hertzberg 2000).

3.6 Avfall som bränsle

Hedens fjärrvärmeanläggning använder avfall från Karlstads kommun för produktion av värmeenergi. Avfallet består till största delen av hushållsavfall. Varje år förbränns ungefär 50000 ton avfall på Heden och de tar emot ungefär 120 ton om dagen. Om lufttemperaturen plötsligt skulle sjunka och därmed öka värmebehovet måste Heden täcka det energibehovet. Det görs genom att ett 4-5 dagars bränslelager finns i form av avfall i mottagningsfickan. Därför uppskattas att det när en eventuell brand uppstår finns 600 ton avfall i mottagningsfickan (Intervju Närman). I Karlstads kommun har en undersökning gjorts om vad soporna som förbränns på Heden består av (Lundbäck, 2000). En plockanalys utfördes på 12,5 ton hushållsavfall och gav följande resultat.

| Produkt | Andel |
|-----------------------|---------|
| Farligt avfall | 0,19 % |
| El-produkter | 0,39 % |
| Ej brännbart avfall | 5,39 % |
| Brännbart avfall | 23,64 % |
| Tidningar/papperförp. | 23,37 % |
| Plastförpackningar | 7,68 % |
| Glasförpackningar | 2,93 % |
| Metallförpackningar | 1,67 % |
| Komposterbart avfall | 34,74 % |

Tabell 1. Analys av hushållsavfalls innehåll i Karlstads kommun.

Under benämningen farligt avfall förekommer färger, mediciner, batterier, lågenergilampor, lysrör, lösningsmedel och sprayburkar. El-produkter

innefattar kablar, klockor, hårtorkar mm. Ej brännbart avfall består av allt ifrån element till gipsskivor.

Analysen utfördes på åtta slumpmässigt utvalda områden och kan därför antas vara representativ för avfallsinnehållet i mottagningsfickan. Som Lundbäck nämner kan en svag punkt i analysen ligga i det faktum att undersökningen utfördes under en kort period och att avfallsinnehållet kan variera under året.

3.7 Förbränningsprocesser

Brandförloppet är beroende av främst fyra faktorer; brandtemperatur, syretillgång, turbulens som möjliggör kontakt mellan syre och bränslet samt tid. Under brandförloppet tillsätts värmeenergi till bränslet. Den energin förångar de brännbara substanser i bränslet som reagerar med syre. Den kemiska reaktionen mellan gaser omvandlar kemisk potentiell energi till termisk energi. De brännbara substanserna är huvudsakligen olika kolväten men kan också innefatta andra ämnen som bränslet innehåller. Den reaktionen kallas pyrolys där högre ordnade kolkedjor sönderdelas till kolkedjor av lägre ordningar. En av de andra substanserna som kan befinna sig i bränslet är klor som bidrar till bildandet av dioxiner. Det som inte förångas till gas vid förbränningen omvandlas till stoft och aska.

När brandgaser och partiklar lämnar eldens lågor kyls de snabbt ner till omgivningens temperatur. Nerkyllningen sker huvudsakligen därför att branden suger åt sig luft (syre) som i sin tur har en nedkylningseffekt. Ett exempel som visar på hur snabbt brandgaser och partiklar kyls ner är rök från en brasa. Även om brasan och röken har höga temperaturer blir vi inte brända när vi får rök i ansiktet.

Under förbränningsprocessen oxideras bränslet. Vid fullständig förbränning frigörs mycket energi vilket leder till höga temperaturer. Samtidigt bryts kolväte sönder och kolkedjorna oxideras till CO₂ medan syret reduceras till CO₂ och H₂O. Även i kontrollerade situationer är det svårt att uppnå fullständig förbränning. Annars råder ofullständig förbränning där reaktionsförloppet är sämre. När oxidationsgraden av bränslet minskar, minskar också temperaturen och mer oförbrända kolväten släpps ut (Berg, 1998). Vid släckningsinsatsen försämras oxidationsprocessen ytterligare eftersom släckvattnet förhindrar kontakt mellan syre och bränslet. Det leder till lägre brandtemperaturer och mer oförbrända kolväten bildas.

4 Spridning

4.1 Spridningsmekanismer

4.1.1 Advektion

Advektion definieras som den transport av materia som är "hängande" i ett fluidum. Material rör sig inte fritt i mediet utan transport sker när mediet är i rörelse, då den transporteras med samma riktning och hastighet som mediet. Ämnen i brandrök sprider sig med hjälp av advektion i vindriktningen. I vindriktningen är andra spridningsmekanismer små i jämförelse. Dess magnitud mäts genom,

$$J_{adv} = U \cdot C \quad (1.1)$$

Spridning av aerosoler är ofta representerade som J_{adv} som är flöde. Flöde är den mängd ämnen som passerar, i en viss riktning, förbi en tvärsnittsarea under en viss tid (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). Ämnets koncentration är C och U är hastigheten av flödet.

4.1.2 Diffusion

Diffusion är migrationen av ett ämne från ett område med hög koncentration till ett område med lägre koncentration. Diffusion uppstår tills ett jämviktstillstånd är uppnått. En ekvation som används för att beskriva diffusion är Fick's Law.

$$J_{dif} = -D \cdot \left(\frac{dC}{dx} \right) \quad (1.2)$$

D är diffusionskoefficient. Den beskriver hur ett ämnes koncentration är proportionell med avståndet ifrån ämnets källa. Diffusion uppstår oftast i flera riktningar, då skrivs Fick's Law som,

$$J_{dif}(x, y, z) = -D \cdot \left(\frac{\partial C}{\partial x}, \frac{\partial C}{\partial y}, \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (1.3)$$

4.1.3 Turbulent diffusion

Turbulent diffusion är en form av dispersion som är spridning av föroreningar i icke homogena flöden. Ett exempel på turbulent diffusion är spridning av brandrök vid en okontrollerad brand. Eftersom spridningen kan påverkas av bland annat vind, terräng och väderlek är det svårt att beskriva sådana flöden därför att parametrarna kan variera med både tiden och i rummet. Hjälp tas av Fick's Law för att beskriva turbulent diffusion. Diffusionskoefficienten ersätts mot en turbulent diffusionskoefficient, ϵ . Det görs därför att diffusionskoefficienter är beroende på egenskaper av ett fluidum medan turbulenta diffusionskoefficienter bestäms av miljön. Att beskriva spridningen av brandgaser endast utifrån luftens egenskaper skulle vara icke representativt eftersom spridning i miljön även påverkas av bland annat meteorologisk stabilitet, föroreningstemperatur och markförhållanden. Större turbulent diffusion representeras av större dispersionskoefficienter och vid spridningsgränser går koefficienterna mot noll, det vill säga koncentrationerna är det samma som miljöns naturliga nivåer.

Spridning av brandrök som rör sig i tre dimensioner beskrivs av,

$$J_{TD}(x, y, z) = \left(\epsilon_x \frac{\partial C}{\partial x}, \epsilon_y \frac{\partial C}{\partial y}, \epsilon_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (1.4)$$

ϵ_x , ϵ_y och ϵ_z , representerar turbulenta diffusionskoefficienter i respektive riktningar. Turbulent diffusion brukar representera transport i riktningar vinkelrätt mot flödets riktning och transporten i flödets riktning domineras av advektion.

4.2 Spridningsparametrar

4.2.1 Luftskiktens stabilitet

Luftskiktens stabilitet bidrar till hur ett ämne kan sprida sig i höjddled. Stabil luft kan fungera som ett lock åt brandgaser och hindra deras rörelser i vertikal ledd. Med instabila väderförhållanden kan brandgaser sprida sig högt upp i troposfären och därmed hamna långt ifrån brandplatsen. När spridningen är begränsad i det vertikala ledet sker deposition betydligt snabbare eftersom brandgaser och partiklar redan är nära marken. Under stabila förhållanden tenderar rökplymer att behålla en hög koncentration medan de under instabila förhållanden visar en tendens att omblandas kraftigt med den omgivande luften. En noggrann beskrivning av hur ett luftpaket beter sig under olika stabilitetstillstånd finns i Ahrens, (1999).

Rörelser sker fortfarande i det vertikala ledet under stabila förhållanden men är begränsade till värmeexpansion. Den expansionen sker på grund av temperaturskillnader mellan brandgaser och partiklar och omgivande luft.

När brandgaserna når omgivningens temperatur slutar de att expandera och når därmed inte högre upp i troposfären om stabila förhållanden råder. Under kalla vinterdagar med stabila tillstånd tenderar rökplymen att söka en viss höjd med lite omblandning. Luftstabiliteten kan variera mellan stabil och instabil under en dag. På morgonen råder ofta stabila förhållanden. Mitt på dagen har luften nära marken värmts av solen så att instabila förhållanden uppstår.

Olika metoder används för beskrivning av stabilitet. En välkänd och enkel metod som används för klassifikation av luftens stabilitet utvecklades av Pasquill, (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001).

4.2.2 Vind

Vinden spelar en avgörande roll i spridningen av brandgaser och partiklar. Under vindstilla dagar när den advektiva transporten är liten späds inte föroreningar lika snabbt vilket kan leda till hög deposition. Under blåsiga dagar späds höga koncentrationer snabbt. Turbulent diffusion påverkas av vinden då det blir större med högre vindhastighet.

4.2.3 Brandtemperatur

Brandtemperaturen är en spridningsparameter som beskriver flyttkraft hos en rökplym.

4.3 Modeller

4.3.1 ALOFT FT

ALOFT FT utvecklades i USA av NIST (National Institute of Standards and Technology) i början av 90-talet. Dess första tillämpningsområde var att undersöka hur brandrök från oljebränder till havs utanför Alaska skulle sprida sig. Det anses att antändning av oljan är en möjlig åtgärd om ett utsläpp av olja skulle ske ut till havs istället för att låta oljan komma in till land. Eftersom brandröken kan orsaka miljöstörningar blev modellen utvecklad för att avbilda hur och i vilka koncentrationer föroreningarna sprider sig.

ALOFT FT är byggd för simuleringar på relativt platta områden, FT (Flat Terrain). Det innebär att omgivningens höjd inte får variera med mer än 10 % av den förväntade plymhöjden. I terräng där variationer i höjden är större kan ALOFT CT (Complex Terrain) användas. Skillnaderna mellan modellerna kommer att beskrivas nedan. Till skillnad från många av dagens modeller som simulerar brandgasspridning tillämpar ALOFT FT inte Gaussiska metodiken för att beskriva föroreningar i en rökplym. ALOFT anser att plymer är för komplexa för att beskrivas med några enkla parametrar. Istället är ALOFT baserad på ekvationer om massbalans,

energibalans, och impulsbalans som beskriver transport av brandgaser och partiklar i ett "steady state" tillstånd. Själva branden är inte modellerad utan endast rökgaser som antas ha ett konstant utsläppsflöde.

Vid valet av FT-modellen antas transport i vindriktningen endast vara advektiv. Vinden antas ha konstant riktning och hastighet. Detta leder till att den numeriska lösningen kan reduceras till ett tvådimensionellt problem, det vill säga planet vinkelrätt mot vindriktningen. När terrängen varierar är antagandet om konstant vindriktning otillämpligt. Om ett berg står i vägen måste vinden antingen röra sig runt eller över berget. CT-modellen är betydligt större än FT-modellen eftersom den måste beskriva dispersion av föroreningar i tre dimensioner. Ett tredimensionellt rutsystem beskriver hur vinden och luften strömmar i terrängen. I området närmast branden tillämpar CT-modellen samma metodik som FT-modellen.

Många modeller som används idag är empiriska och kräver kontinuerliga mätserier. De modellernas användningsområden blir begränsade därför att meteorologiska mätdata för de undersökta områdena måste finnas. Å andra sidan är mätserierna ofta verkliga mätvärden och då är inputparametrarnas osäkerhet minskad. ALOFTs inputparametrar innefattar information om lokala meteorologiska tillstånd och bränslets emissionsgrader (McGrattan et al., 1997). Det meteorologiska tillståndet beskrivs med hjälp av meteorologisk stabilitet, vindhastighet och dispersionskoefficienter i riktningar normal till vindriktning. Information om bränslets emissionsgrader består endast av värmeenergins utsläppsgrad och emissionsgraderna av de ämnen som undersöks. Branden antas att ha en konstant värmeutsläppsgrad, det vill säga branden har en jämn förbränning. Det konstanta värmeutsläppet är ett medelvärde över tiden och behövs för att ALOFT ger plymkoncentrationer som tidsmedelvärden. Med numeriska ekvationer är ALOFT en deterministisk modell. Till skillnad från andra modeller kan ALOFT beskriva de processer där brandgaser och partiklar omblandas med den omgivande luften. Det beskrivs med hjälp av förenklade Navier-Stokesekvationer som beskrivs nedan. Andra modeller väljer att beskriva plymspridning endast med hjälp av utsläppens hastighet och temperatur.

Spridning av PM_{10} partiklar (partiklar med diameter mindre än eller lika med $10\mu m$) används ofta i ALOFT FT som representant för alla andra föroreningar. De andra emissionernas koncentrationer kan beräknas genom emissionsfaktorer som är relativa till PM_{10} . Det antas att brandgaser och partiklar transporteras tillsammans från brandplatsen och att de är jämt utspädda i den omgivande luften i förhållande till varandra.

Turbulens i atmosfären representeras som slumpmässiga störningar på partikeltransport som beskrivs med hjälp av Pasquills stabilitetskategorier (McGrattan et al., 1997). ALOFT använder också Pasquill stabilitetskategorier för att beskriva den meteorologiska stabiliteten. Turbulensen bidrar till att utsläppta ämnen späds effektivare.

Användningen i det här arbetet av ALOFT-modellerna begränsas till FT-modellen. FT-modellen använder sig av ekvationer som beskriver advektiv

transport och dispersion med konstant vindriktning. Deras roll är att beskriva plymens beteende.

Nedan är de antaganden som används i ALOFT FT. En teknik som kallas Boussinesq approximation används. Den säger att fluidet är i stort sett ickekomprimerbar men tillåter den temperaturskillnadsberoende flytkraften att verka. Det används också en teknik som parabolization som innebär att alla tidsberoende termer från ekvationerna tas bort. Konstant vindhastighet och vindriktning antas. Det leder till att det tredimensionella systemet reduceras till två dimensioner. I planet (y, z) som är vinkelrätt till vindriktningen (x) representeras planens vindkomponenter som v respektive w. Grundekvationer som används i ALOFT FT är,

$$\text{Massbalans} \quad \frac{\partial v^*}{\partial y^*} + \frac{\partial w^*}{\partial z^*} = 0 \quad (1.5)$$

$$\text{Impulsbalans} \quad \frac{\partial v^*}{\partial t^*} + v^* \frac{\partial v^*}{\partial y^*} + w^* \frac{\partial v^*}{\partial z^*} + \frac{\partial p^*}{\partial y^*} = \frac{1}{\text{Re}} \left(\frac{\partial^2 v^*}{\partial y^{*2}} + \frac{\partial^2 v^*}{\partial z^{*2}} \right) \quad (1.6)$$

$$\frac{\partial w^*}{\partial t^*} + v^* \frac{\partial w^*}{\partial y^*} + w^* \frac{\partial w^*}{\partial z^*} + \frac{\partial p^*}{\partial z^*} = \frac{1}{\text{Re}} \left(\frac{\partial^2 w^*}{\partial y^{*2}} + \frac{\partial^2 w^*}{\partial z^{*2}} \right) \quad (1.7)$$

$$\text{Energibalans} \quad \frac{\partial T^*}{\partial t^*} + v^* \frac{\partial T^*}{\partial y^*} + w^* \frac{\partial T^*}{\partial z^*} + N^2 w^* = \frac{1}{\text{Re Pr}} \left(\frac{\partial^2 T^*}{\partial y^{*2}} + \frac{\partial^2 T^*}{\partial z^{*2}} \right) \quad (1.8)$$

I ekvationerna är T temperaturen, y och z är riktningar, v och w är vindkomponenter, p är lufttryck, t är en temporal koordinat som ersätter x, (*) innebär dimensionslöstal, N är Brunt-Väisälä frekvens, Re är Reynolds tal och Pr är Prandtls tal (McGrattan et al., 1997).

Initialförhållanden behövs för systemet. Initial temperaturdistribution i systemet antas vara lika med omgivningen i alla punkter utom där utsläppen sker. Initial partikeldistribution liknar temperaturens. På marknivån sätts ett tillstånd där flöde är lika med noll. Vid de övriga gränserna är tillståndet adiabatiskt, det vill säga att inget temperaturutbyte finns. Samtidigt är trycket lika med omgivningen vid gränserna. I ALOFT-modellen är det initiala partikelbeteendet mycket likt den initiala värmetransporten i y och z-riktningarna. I början finns det en stor skillnad i temperatur mellan brandröken och omgivningen, då är spridningen dominerad av temperaturskillnader. Därefter svarar advektion och dispersion för spridningsmomenten.

Fler detaljer om algoritmernas uppbyggnad och tillämpning kan läsas i manualen till ALOFT FT (McGrattan et al., 1997). För att sammanfatta tillämpningen av modellen byggs ett koordinatsystem på y och z-planet. I

koordinatsystemet undersöks masstransport, värmetransport och rörelsemängden genom planet med hjälp av ekvationer.

Parametrarna för branden är delade i två grupper, en för branden med passiv bekämpning och en för den aktivt bekämpade branden. Inputparametrar är, värmeutveckling $0,5 \text{ MW/m}^2$ respektive $0,4 \text{ MW/m}^2$, förlorad värmestrålningsfaktor $0,1$ respektive $0,1$ och förbränningsgrad $0,05 \text{ kg/m}^2\cdot\text{s}$ respektive $0,04 \text{ kg/m}^2\cdot\text{s}$ (Intervju, Gojkovic). Det finns lite kvantitativ data för okontrollerad förbränning av sopor så den mesta datan kommer från kommersiella sopförbränningsanläggningar. Emissionsgrad insätts endast för PM_{10} eftersom de andra emissionerna antas relativa till PM_{10} s emissionsgrad (Intervju, Gojkovic och McGrattan et al., 1997). De meteorologiska tillstånden redovisas också i två grupper, för vintern och sommaren. Vindhastighet antas vara 2 m/s respektive 2 m/s , vindriktningen är 320° respektive 220° , temperaturen är -5°C respektive 25°C och stabilitetsklasser är stabilt klass F respektive instabilt klass A.

4.3.2 Dispersion 2.1

Dispersion 2.1 är en spridningsmodell som utvecklades av SMHI. Dess syfte är att simulera spridning av rökgaser och partiklar från diverse utsläppskällor. Utsläppskällor kan vara punktutsläpp (skorsten), ytkällor (villaområde) och linjekällor (motorväg). Dispersion kan även beräkna gashalter i ett gaturum. Modellen tillämpar den Gaussiska plymmodellmetodiken för beräkningar av rökgas- och partikelspridning. Dispersion 2.1 är en spridningsmodell som simulerar spridning endast på den lokala skalan, begränsad till ett avstånd av 10 km från utsläppskällan. Vid beskrivningen av det meteorologiska tillståndet används verkliga meteorologiska data som input. Datat kommer ifrån kontinuerliga mätningar som har gjorts av SMHI över flera år på det lokala området där utsläppen sker.

I Dispersion 2.1 finns det olika varianter av hur ut signaler redovisas. Utsläpp kan redovisas i olika tidsintervall, allt ifrån årliga medelvärden till dagligen. Intervallen bestäms av meteorologiska mätseriernas längder. Upplösningen av spridningsområdet kan också bestämmas. I spridningsområdet används ett antal mätpunkter, max 400 st, som kan utplaceras på det sätt som bäst beskriver spridningen, antingen kvadratisk, 20×20 , eller rektangulärt, 10×40 . Om brandpartiklarna inte antas spridas i sidled utan huvudsakligen i vindriktningen kan ett rektangulärt område ge mer information. I upplösning kan avstånd mellan punkterna också bestämmas. Det styr hur stort undersökningsområdet blir. Med ett avstånd av 100 m mellan mätpunkterna kan området vara $2 \text{ km} \times 2 \text{ km}$ medan ett avstånd av 500 m ger ett område av $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ (Eriksson och Bäckström, 2000). Utsignalen från Dispersion 2.1 ges i enheten mg/m^3 .

Utsläppet av brandrök som sker under brandscenarion på Hedens fjärrvärmeanläggning beskrivs som ett punktutsläpp i Dispersion 2.1. Därför begränsas uppmärksamhet i fortsättningen till beräkningar med punktutsläpp. Dispersion 2.1 behöver en beskrivning av utsläppskällan som

inputdata. Där ingår information om utsläppstemperatur och flöde samt fysikaliska egenskaper som höjd och bredd. Även om modellen är byggd för industriella bruk och inte utsläpp från brandolyckor är det möjligt att beskriva spridning av utsläppen. Utsläppen beskrivs som en stor skorsten med dimensionerna av 7 m bredd och 4.5 m hög. De dimensionerna representerar dörrarna på mottagningsfickan vid Hedens sopförbränningsanläggning. Skorstenen har en höjd av 1m över marken. Emissioner av PM₁₀ från branden framräknas med hjälp av de värden som användes i ALOFT FT modellen och tiden som branden uppskattas att brinna. Återigen är det svårt att hitta kvantitativ information om utsläppen. Emissionsvärdena för branden med passiv bekämpning och med aktiv bekämpning uppskattas till 1440g/s respektive 1008g/s (Intervju, Gojkovic). Med brandtemperaturerna av 800°C respektive 400°C antas att rökgas och partiklarnas temperatur minskar till hälften när de lämnar dörrarna.

Innan Dispersion 2.1 beräknar spridningen av brandgaser och partiklar utförs detaljerade beskrivningar av omgivningen och dess påverkan på spridningen. Beskrivningen delas in i två grupper. Den första gruppen beräknar meteorologiska parametrar i atmosfärens blandningssikt. Grupp nummer två beskriver hur en luftmassa transformeras i blandningssiktet. Båda grupper använder sig enbart av den meteorologiska inputdatan. I Dispersion 2.1 finns det tre primära meteorologiska parametrar, blandningsskiktets höjd, värmefflöde och luftfriktionshastighet. I bestämmandet av blandningsskiktshöjden tas hänsyn till bland annat luftens stabilitet. Värmeffluxen fastläggs med hjälp av en energibalans vid markytan. I energibalansen ingår information om kort- och långvägig strålning, luftfuktighet och albedo med mera. Luftfriktionshastighet beskrivs med hjälp av vind- och temperaturprofiler. Mer detaljerad information om beräkningsgången finns i Omstedt, (1988). Den andra gruppen undersöker hur ett endimensionellt blandningsskikt (vertikala leden) påverkas av olika flux vid markytan när den transporteras genom advektion. Det i sin tur beskriver hur ett luftpaket påverkas av flyttkraft, temperaturer, albedo och terräng med mera. Mer information finns i Omstedt, (1988).

Dispersion 2.1 är baserad på den Gaussiska plymmodellen som beskriver relationen mellan en emission och koncentration av emissionen bortanför källan. Transport i vindriktningen domineras av advektion medan i riktningar vinkelrätt mot vinden domineras transporten av turbulent diffusion. Massbalansens ekvationer används för beräkning av utsläppta ämnens koncentrationer. Den grundekvationen som används i den Gaussiska plymmodellen är byggd från advektion och turbulent diffusion,

$$U \frac{\partial C}{\partial x} - \sigma_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - \sigma_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} = 0$$

(1.9)

Den utvecklade version som Dispersion 2.1 använder ser ut som,

$$C(x, y, z) = \frac{Qg_1}{u\sqrt{(2\pi)\sigma_y}} \cdot \frac{g_2}{\sqrt{(2\pi)\sigma_z}} \quad (1.10)$$

$$g_1 = \exp\left(\frac{-0,5y^2}{\sigma_y^2}\right) \quad (1.11)$$

$$g_2 = \sum_{N=-\infty}^{\infty} \left(\exp\left(\frac{-0,5(z-h_0+2Nh)^2}{\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-0,5(z+h_0+2Nh)^2}{\sigma_z^2}\right) \right) \quad (1.12)$$

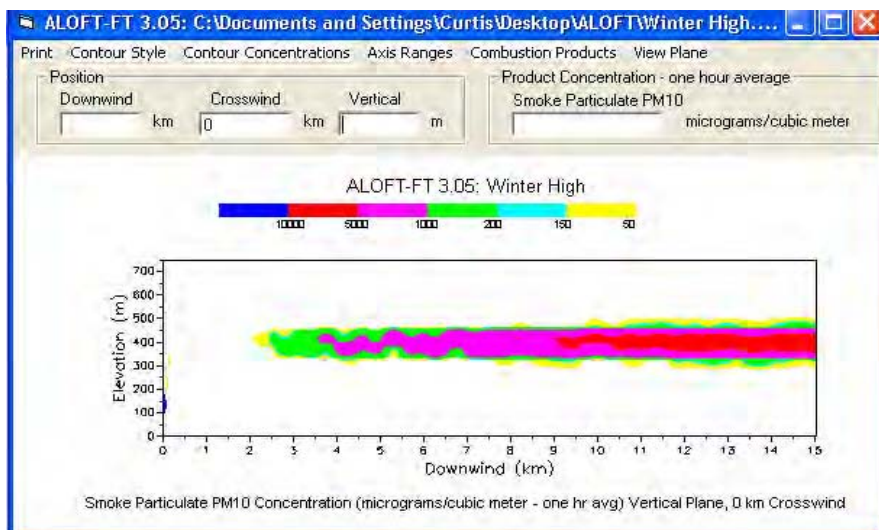
Till skillnaden från ekvationen för turbulent diffusion ersätts ϵ med σ därför att turbulent diffusionskoefficient är svår att uppskatta. Däremot är dispersionskoefficienten σ en funktion av omgivningen. Q är emissionsgrad, u är vindhastighet och h_0 är plymhöjd från skorstenen. I Dispersion 2.1 bidrar några faktorer till uppbyggnad av σ som sedan summeras. De faktorerna är turbulens i luften, flytkraft, terräng och inverkan av byggnader. Mer information om ekvationerna och dispersionskoefficienterna finns i Omstedt, (1988).

Eftersom Dispersion 2.1 använder sig av mätserier som inputdata för meteorologiska tillstånd är det svårt att simulera ett förlopp som inte har skett. Det problemet löstes genom en sökning genom meteorologiska mätserier efter dagar som liknade de som antogs i scenarierna. Val av upplösning anpassades efter utsignalen från modellen.

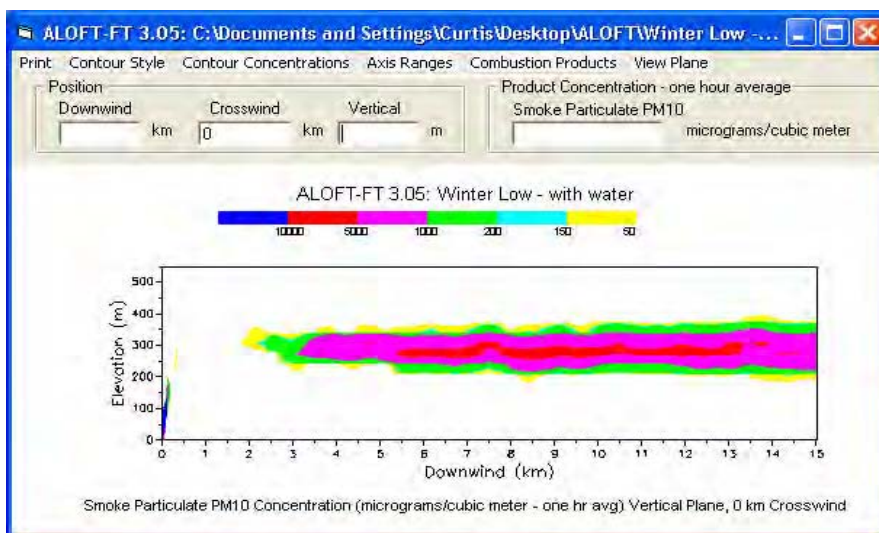
4.4 Resultat

4.4.1 ALOFT FT

Resultat från ALOFT FT redovisar hur rökplymer beter sig. Från graferna får vi information om PM_{10} koncentrationer i mg/m^3 redovisade i vertikalprofiler och ovanifrån. Notera att ovanifrån perspektivet redovisar koncentrationer på marknivån. Olika koncentrationer kan synas som olika färger på graferna. Origo är brandplatsen och x leden representerar avstånd i vindriktningen.

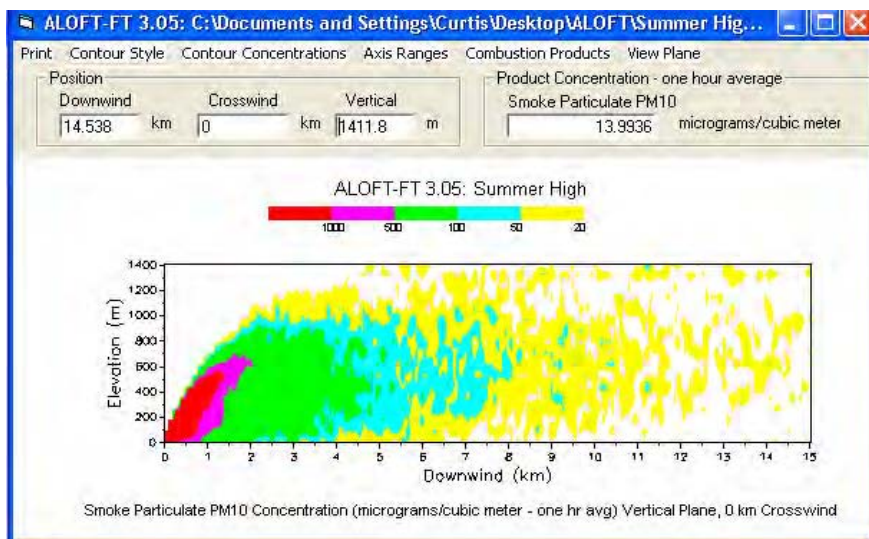


Figur 1. Spridning av PM₁₀ partiklar vid passiv brandbekämpning i januari, sett från sidan.

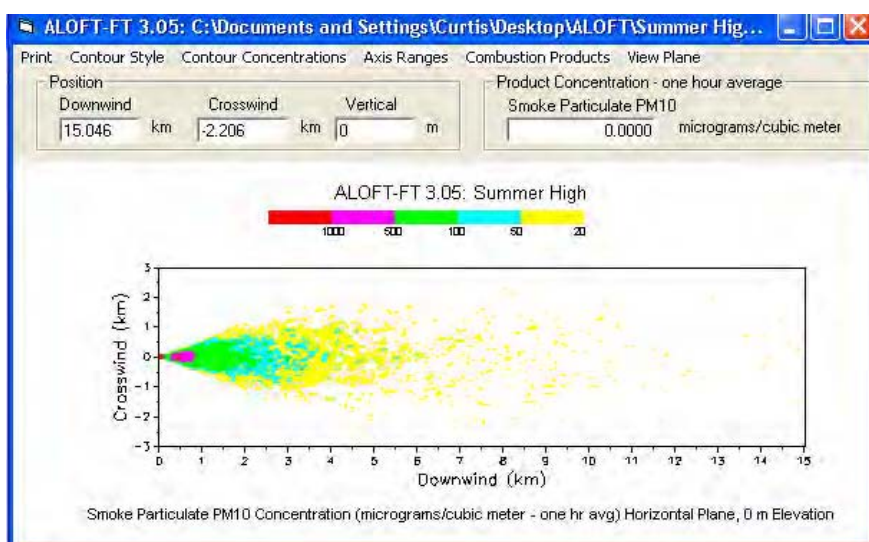


Figur 2. Spridning av PM₁₀ partiklar vid aktiv brandbekämpning i januari, sett från sidan.

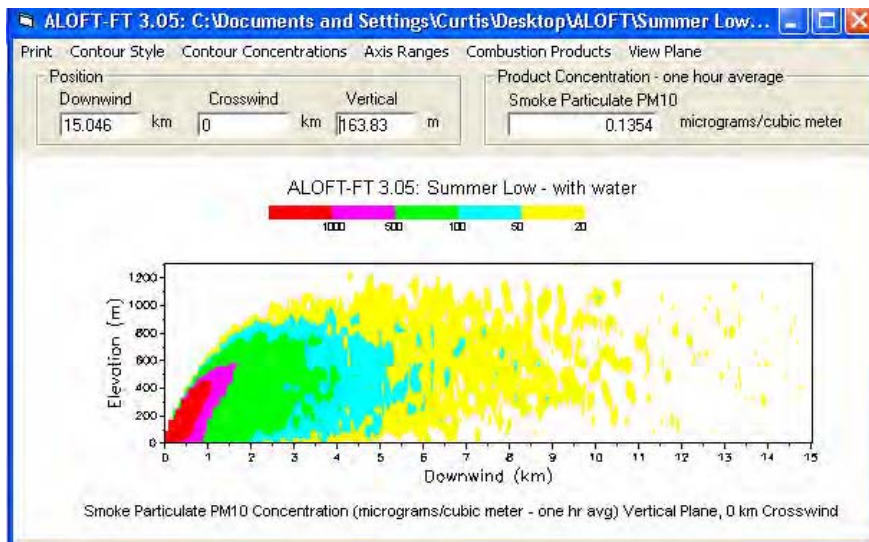
Enligt ALOFT-modellen är markkoncentrationer noll i vinterfallen och därför redovisas inte det ovanifrånperspektivet. I bilaga 1 ändras de meteorologiska förutsättningarna för januari månad mot en neutral stabilitetsklass.



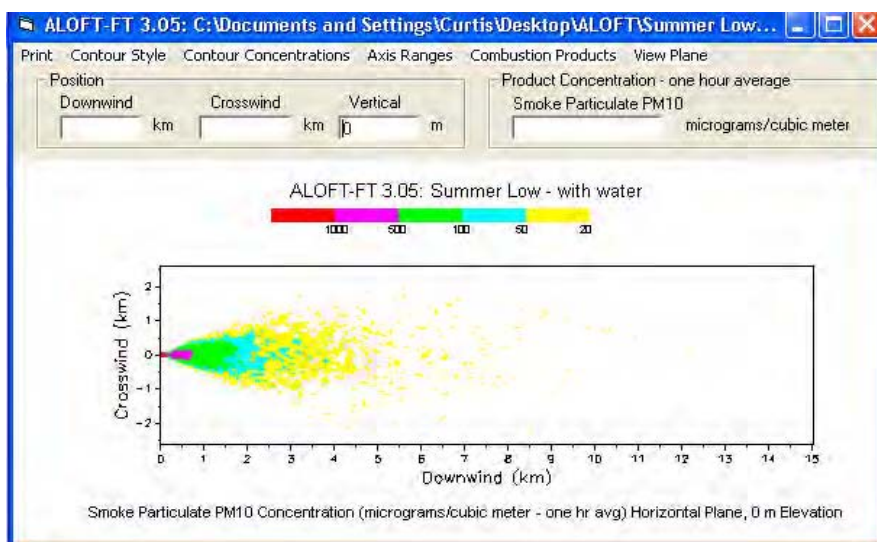
Figur 3. Spridning av PM₁₀ partiklar vid passiv brandbekämpfung i juli, sett från sidan.



Figur 4. Spridning av PM₁₀ partiklar vid passiv brandbekämpfung i juli, sett ovanifrån på marknivån.

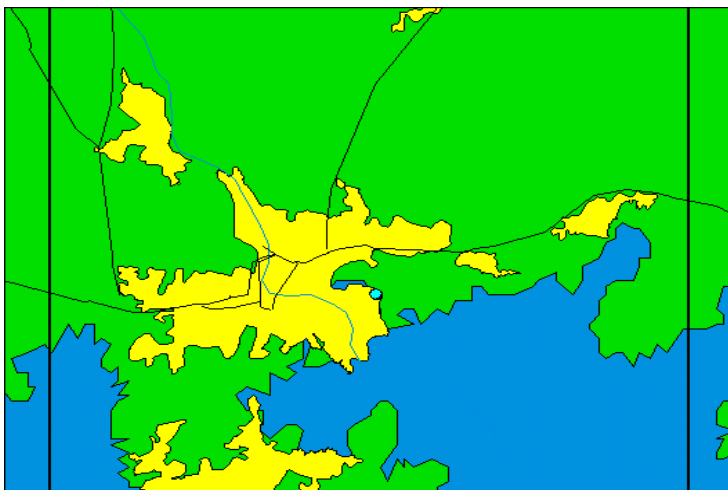


Figur 5. Spridning av PM₁₀ partiklar ved aktiv brandbekämpfung i juli, sett från sidan.



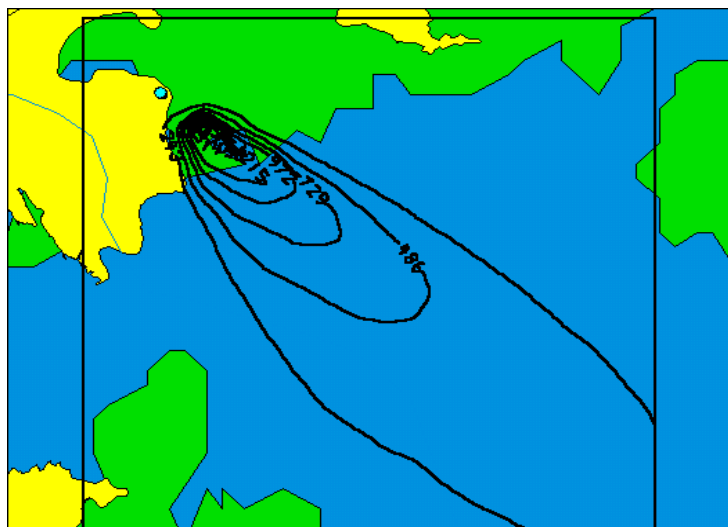
Figur 6. Spridning av PM₁₀ partiklar ved aktiv brandbekämpfung i juli, sett ovanifrån på marknivån.

4.4.2 Dispersion 2.1



Figur 7. Karlstad karta, den blåa pricken representerar Hedens fjärrvärmeanläggningen.

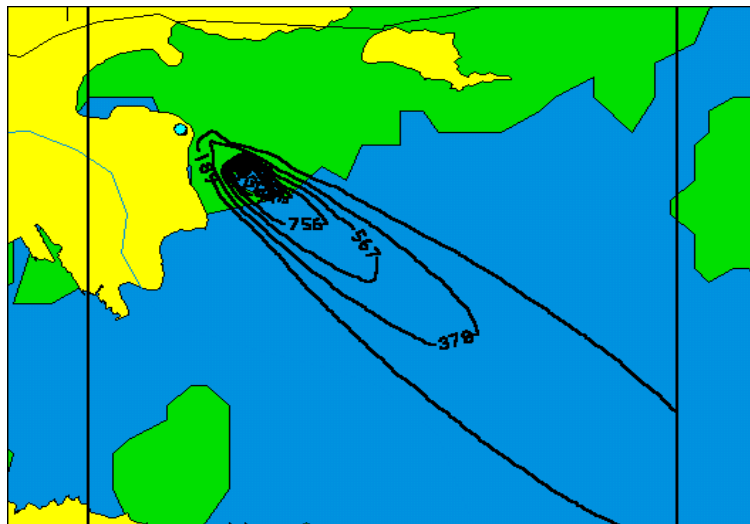
Isolinjer i graferna representerar olika koncentrationer av PM_{10} i spridningsområdet. Enheten för koncentration är mg/m^3 . Dispersion 2.1 graferna redovisar koncentrationer vid marknivån. I bilaga 2 redovisas även koncentrationer på 100m höjd. På de graferna som inte är närbilder står den svarta lådan för ett 8km x 8km stort område.



Figur 8. Spridning av PM_{10} partiklar vid passiv brandbekämpning i januari.



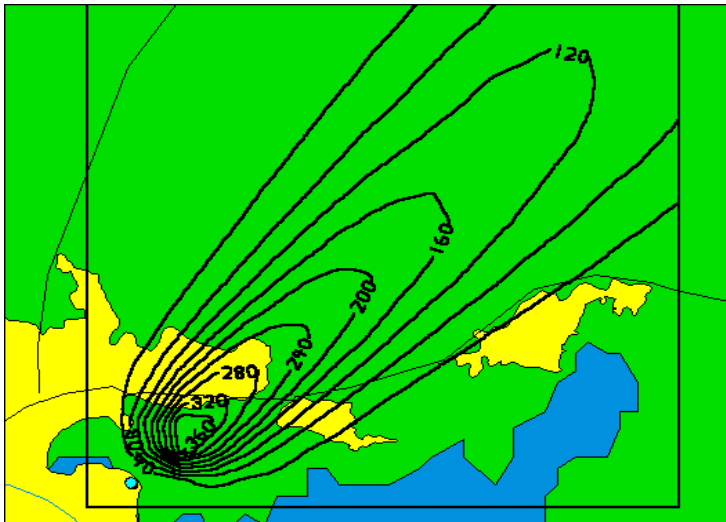
Figur 9. Närbild på spridning av PM₁₀ partiklar vid passiv brandbekämpning i januari.



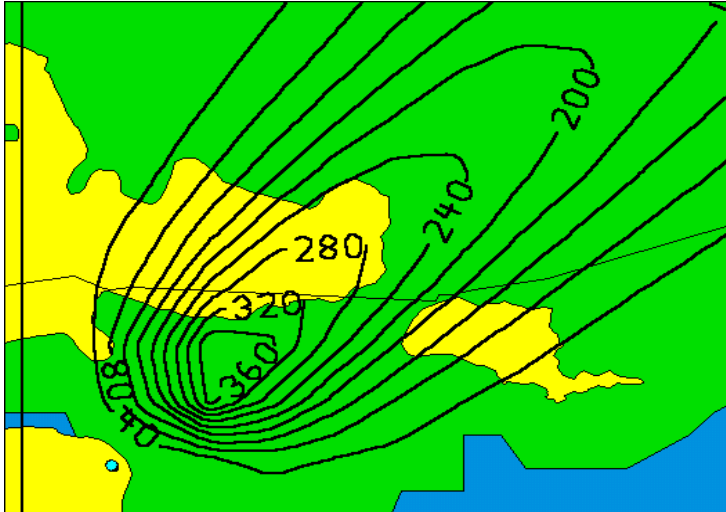
Figur 10. Spridning av PM₁₀ partiklar vid aktiv brandbekämpning i januari.



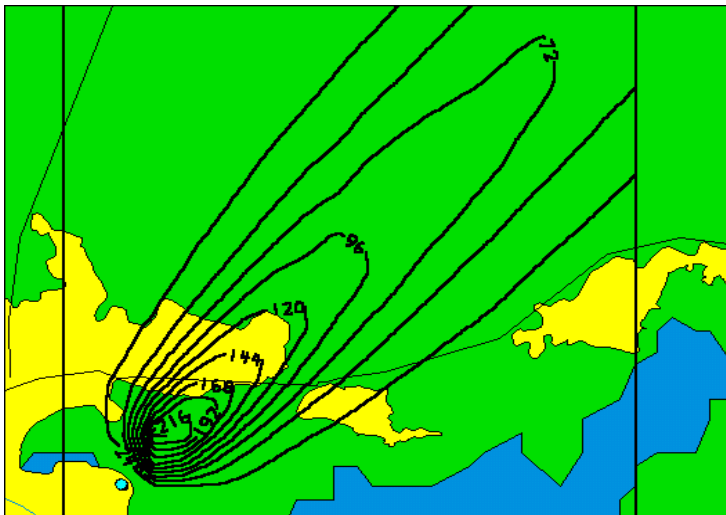
Figur 11. Närbild på spridning av PM₁₀ partiklar vid aktiv brandbekämpning i januari.



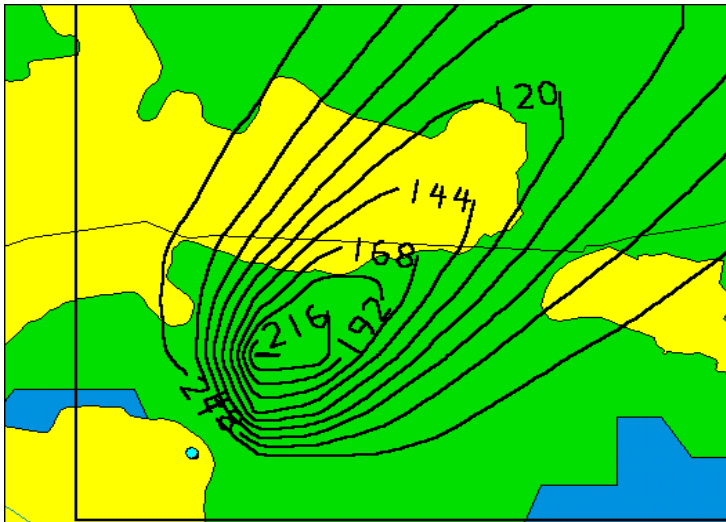
Figur 12. Spridning av PM₁₀ partiklar vid passiv brandbekämpning i juli.



Figur 13. Närbild på spridning av PM₁₀ partiklar vid passiv brandbekämpning i juli.



Figur 14. Spridning av PM₁₀ partiklar vid aktiv brandbekämpning i juli.



Figur 15. Närbild på spridning av PM₁₀ partiklar vid aktiv brandbekämpning i juli.

4.5 Brandegenskaper

På grund av variationer i bränslets innehåll uppstår inte en jämn brandtemperatur. Vid olika platser i den brinnande massan kan temperaturvariationer uppstå. Vid ytan där det finns mycket turbulens och lätt tillgängligt syre kan temperaturerna vara höga, uppåt 1200°C. Långt under ytan av den brinnande massan dit syre har svårt att nå kan temperaturen vara neråt 100°C. Ett medelvärde på brandtemperaturen uppskattas och används i beräkningen.

Värmeutvecklingen från avfallsbranden uppskattas till 500 kW/m² (Intervju, Gojkovic). Jämfört med bränslen som bensin och diesel med värmeutvecklingsvärdena 3000 kW/m² respektive 2000 kW/m² har avfall ett relativt lågt värmeutvecklingsvärde. Avfallets lägre värde beror på komposterbart avfall som innehåller mycket fukt och absorberar värme.

Som tidigare nämnts undersöks två brandscenario, ett passivt agerande och ett aktivt agerande. Den största skillnaden mellan de två scenarierna är att förbränningstemperaturerna blir olika på grund av släckningens påverkan i det aktiva agerandet. I det passiva scenariot uppstår en våldsamt brand med hög temperatur. Temperaturen uppskattas till 800°C.

I det andra scenariot är branden aktivt bekämpad genom att släckvatten sprutas på den, vilket i sin tur sänker brandens temperatur. När vattnet kommer i kontakt med branden absorberar det stora mängder av värme som produceras av branden. Samtidigt förhindrar vattnet syre från att nå fram till bränslet genom att täcka det. Branden kan kvävas ytterligare om skum används vid bekämpningen eftersom skummet täcker bränslet effektivare. I det andra scenariot antas brandens temperatur vara 400°C. Om temperaturen sänks minskar också värmeutvecklingen. Värmeutvecklingen i det andra fallet antas vara 400 kW/m² (Intervju, Gojkovic).

4.6 Spridning av de små partiklarna

När partiklar som bildas under en brand analyseras finns det ett stort spann på partikelstorlekar. Partiklar med en storlek mindre än 100nm kallas *ultra fine* medan partiklar med en storlek mellan 100nm - 1µm kallas *intermediate* partiklar och partiklar med en storlek större än 1µm kallas *coarse* partiklar. Storleken av partiklarna är avgörande för deras beteende i miljön (Preining, 1997). *Intermediate* partiklar är den framstående gruppen i luften därför att mekanismerna som tvättar dem ur luften är svaga. De *ultra fine* absorberas ofta av större partiklar eller agglomereras till varandra medan grova partiklar påverkas av gravitationen.

På de *ultra fine* partiklarna är gravitationens påverkan liten men diffusionskrafterna är större än på de *coarse* partiklarna. *Ultra fine* partiklar blir ofta absorberade eller agglomerade. Det senare innebär att partiklarna krockar med varandra och bygger större ämnen (vilket förutsätter att de finns i höga koncentrationer). Sannolikheten att en krock inträffar är stor på grund av de små partiklarnas höga hastigheter. En partikel med en diameter av 10nm har ungefär 10 kollisioner per ns, (Preining, 1997).

I uppsatsen begränsas undersökningen av spridning av miljöfarliga ämnen till absorption. Även om de kan agglomereras till storlekar där de kan anses vara partiklar antas det att de flesta absorberas av de större partiklarna. De som inte absorberas påverkas mindre av gravitationen och har en tendens att sprida sig långt ifrån brandplatsen (Hertzberg, 2000). Det leder till att när deposition sker är partiklarna väl utspädda och så pass långt ifrån brandplatsen att de faller utanför undersökningsområdet, både i rummet och i tiden.

Absorption är beroende av uppehållstiden av en mindre partikel vid ytorna på en större partikel. Det i sin tur är beroende av partikelstorlek och hastighet. Med längre uppehållstid är sannolikheten större att en liten partikel träffar ett område där det kan binda sig till en större partikel. Det är viktigt att ha en storleksuppfattning av partiklar. En partikel på några nanometer upplever en partikel av några mikrometer som en stor yta. När mötet inträffar migrerar de små partiklarna längs ytan tills de antingen reagerar (binder sig) eller ytan tar slut (Preining, 1997). På grund av höga hastigheter och höga partikelkoncentrationer sker möten mellan partiklarna ofta. I rökplymer från koleldning uppmäts partikelkoncentrationerna vara i storleksordning 10^{10} partiklar/cm³ (Hertzberg, 2000).

4.7 Emissionsgrader

När en brand uppstår är det viktigt att undersöka spridningen av stoftpartiklarna bland annat därför att de ofta bär med sig ämnen som är skadliga för miljön. I uppsatsen antas den utsläppta mängden stoft var 0,4 g/g förbränt avfall (Intervju, Gojkovic). Det värdet exkluderar vattenånga som släpps ut och askan som blir kvar. Vid det aktiva brandscenariot är stoftets egenskaper annorlunda. Vid lägre temperaturer har brandgaser och partiklar mindre termisk energi vilket leder till att kondensation sker i större

grad än i det passiva fallet. Kolväten binder ihop sig och bygger större och tyngre partiklar. Gravitationen har en större inverkan på brandpartiklarnas beteende i scenariot med aktiv brandbekämpning. Mängden producerat stoft i det scenariot är densamma.

Eftersom spridningsmodellerna simulerar spridning av partiklar av storlek PM_{10} måste det bestämmas vilken andel av stoftet som har den storleken. Värden av partikelemissioner från okontrollerade bränder är sällsynta, särskilt värden från bränder på sopor. Genom att undersöka emissioner från skogsbränder och oljebränder antas att PM_{10} emissioner från okontrollerade avfallsbränder vara mellan 7–8 % av det brända bränslet (som innefattar stoft, vattenånga och aska), det vill säga mellan 70-80 mg(PM_{10})/g avfall (Lighty et al., 2000 och McGrattan et al., 1997). Branden som bekämpas aktivt producerar tyngre partiklar vilket antas medföra att mindre mängder partiklar faller under PM_{10} gränsen. Det aktiva scenariot antas producera 70 mg(PM_{10})/g avfall medan det passiva scenariot producerar 80 mg(PM_{10})/g avfall.

När spridningen av dioxiner, tungmetaller och PAH analyseras beror deras spridning på de större stoftpartiklarna. VOC sprider sig inte med stoftpartiklarna men antas vara proportionell. Emissionsvärdena ges som producerad vikt relaterat till förbränt avfall. Eftersom enheter för de övriga ämnena och PM_{10} partiklar är desamma kan deras koncentrationer vid deposition framräknas med hjälp av resultaten från spridningssimuleringar på PM_{10} partiklar. Emissionsvärdena är olika i de två brandscenarierna. För scenariot med passiv brandbekämpning är utsläppsvärdena följande; dioxiner (TEQ) 0,8 ng/g förbränt avfall, PAH 0,024 mg/g förbränt avfall och VOC 2 mg/g förbränt avfall (Blomqvist et al., 2002). Under scenariot där branden är aktiv bekämpad är värdena följande; dioxiner (TEQ) 3,3 ng/g förbränt avfall, PAH 0,066 mg/g förbränt avfall och VOC 4 mg/g förbränt avfall (Blomqvist et al., 2002). Dessa värden är framtagna genom ett antal laborationsförsök.

Värdena för tungmetallernas utsläpp är baserade på mätningar från Hedens fjärrvärmeanläggning. Mätningar är gjorda precis efter att bränslet passerat pannan och innan rökgasreningen. Värdena är givna som massan per m^3 torrgas och omarbetades så att de kunde appliceras på resultaten. Det antogs att torrgasens densitet var den samma som luftens och att torrgas kunde anses vara samma som utsläppt stoft. Omarbetningen gav följande; kadmium 0,19 μ g/g förbränt avfall, kvicksilver 15 ng/g förbränt avfall och bly 1,1 μ g/g förbränt avfall (Intervju, Weden). Det antas att utsläppsmängderna är desamma i båda scenarierna.

Tabell 2. Emissioner från bränderna

| Ämne: Passiv | Producerad / förbränd | Ämne: Aktiv | Producerad / förbränd |
|------------------|-----------------------|------------------|-----------------------|
| PM ₁₀ | 80 mg/g | PM ₁₀ | 70mg/g |
| Dioxiner(TEQ) | 0,8ng/g | Dioxiner(TEQ) | 3,3ng/g |
| PAH | 0,024mg/g | PAH | 0,066mg/g |
| VOC | 2mg/g | VOC | 4mg/g |
| Kadmium | 0,19µg/g | Kadmium | 0,19µg/g |
| Kvicksilver | 15 ng/g | Kvicksilver | 15 ng/g |
| Bly | 1,1µg/g | Bly | 1,1µg/g |

4.8 Deposition i miljön

Deposition är en viktig faktor för spridning och miljöpåverkan av de ämnen som släpps ut från en brand. Det är ett komplext förlopp som påverkas av många faktorer, bland annat gravitation, luftfuktighet, meteorologi och terräng. Deposition kan delas i tre delar våtdeposition, torrdeposition på grund av sedimentation och torrdeposition genom att partiklar fastnar i vegetation och på markytan (Persson et al., 1986). Våtdepositionen uppstår när ämnen tvättas ur luften med hjälp av regn. I en spridningsundersökning av radioaktiva ämnen från Tjernobyl uppstod de högsta halterna i Sverige i områden där det regnade (Persson et al., 1986). Eftersom det inte regnar under den perioden som undersökningen äger rum begränsas uppmärksamhet till torrdeposition.

Spridningsmodellerna ger en bild av hur brandgaser och partiklar sprider sig men inte hur de deponeras. När deposition av föroreningar undersöks bör depositionen delas i två steg, först leverans av partiklar till en yta och sedan ytans förmåga att ta emot och bibehålla föroreningar. Simuleringsresultatet visar att det finns höga koncentrationer av föroreningar över vissa områden. Det är inte säkert att det är de koncentrationerna som finns i marken efter brandolyckan. I en spridningsutredning av PCB från en brand på ett kraftverk i Israel visade det sig att brandpartiklarna nådde marken inom 50 m från byggnaden men de högsta koncentrationerna hittades på ett avstånd av 120 m från byggnaden (Dayan och Koch 2001). Ingen förklaring var given för fenomenet, men det kan bero på bland annat att landskapet runt kraftverket bestod av sand.

Sedimentation är ett förlopp som sker på grund av densitetsskillnader, där ämnen med högre densitet än det medium som de befinner sig i sjunker med hjälp av gravitationskraften. Under spridningsförloppet påbörjas sedimentation när de krafterna som verkar neråt blir större än krafterna som verkar uppåt. Sedimentation uttrycks ofta som fallhastighet som beskriver hur snabbt en partikel faller ur luften och är proportionell med

partikelstorlek och massa. Under sedimentation påverkas brandgaser och partiklar fortfarande av spridningsmekanismer som turbulent diffusion och advektion vilket försvårar uppskattningar på hur snabbt brandgaser och partiklar når ner till marken.

När brandgaser och partiklar når marknivån är det osäkert om de inte sprids vidare. Om de stannar eller sprids vidare beror på en rad faktorer men uppmärksamhet begränsas här till terrängens inverkan. Andra faktorer kan vara kemiska reaktioner som uppstår när de kommer i kontakt med marken, om ämnena är vattenlösliga och spridningsmekanismer i gränsskikten. I resultatet kan avläsas att ämnena i januari till största delen sprids ut över Väneren, medan de i juli sprids åt ett nordöstligt håll som domineras av lövskog. Deposition ser annorlunda ut om spridningen sker över vatten eller skog. I en skog finns det mycket spridningsmotstånd därför att det finns mer ytor där föroreningar kan fastna. Om växterna har en större förmåga att ta emot föroreningar än en vattenyta undersöks inte i uppsatsen men växternas befintliga ytor är många gånger större. På grund av detta antas det att depositionsgraden över skogsområden är högre än över Väneren. Från spridningsmodellerna ges koncentrationer vid marknivå och depositionsgraderna säger vilken procent av dessa koncentrationer som stannar kvar. Från spridningsmodellerna och med depositionsgraderna kan markkoncentrationerna bestämmas.

Resuspension innebär att deponerade partiklar kan återföras till luften med hjälp av olika störningar som till exempel vind. Resuspension behöver inte ske direkt efter deposition utan kan äga rum långt efter.

4.9 Markkoncentrationer

Depositionsgraden vid marknivån i ett skogsområde antas vara 70% medan den över vatten är 50% vid vattenytan. För enkelhetens skull är depositionsgraderna desamma under vinter- och sommarfallen. Det är nu möjligt att bestämma markkoncentrationer av PM_{10} partiklar samt de övriga ämnena. Eftersom en redovisning av alla koncentrationer över hela spridningsområdet skulle vara förvirrande redovisas det istället koncentrationer från utvalda områden. Det antas att läsaren kan tolka graferna och på egen hand räkna ut koncentrationer i andra områden om det skulle önskas. Resultaten från ALOFT FT och Dispersion 2.1 skiljer sig från varandra och därför belyser de redovisade markkoncentrationerna från modellerna olika områden. I FT-modellen är de maximala markkoncentrationerna vid själva brandplatsen, men markkoncentrationer bortanför Hedens gränser presenteras. Däremot redovisar Dispersion 2.1 maximala markkoncentrationer bortanför Hedens gränser och därför beräknas dessa. Modellerna visar båda hur snabbt koncentrationerna avtar med avståndet från brandplatsen. I FT-modellen utläses det var koncentrationen 50 mg/m^3 av PM_{10} ligger, samt vad de övriga ämnens koncentrationer är i det området. Med Dispersion 2.1 påvisas det när koncentrationerna har minskat med 75 % av maximala koncentrationer. Observera att redovisade markkoncentrationer redovisar mängd per m^2 .

4.9.1 Markkoncentrationer från ALOFT FT

Enligt ALOFT-modellen är markkoncentrationer av brandgaser och partiklar noll i det lokala området när det uppstår ett stabilt atmosfärstillstånd under vintern. När utsläppet sker söker brandgaser och – partiklar sig till en viss höjd där de transporteras med vinden. Det visas också med graferna 1 och 2 att turbulent diffusionsinverkan är minimal. Deposition av utsläppta ämnen äger rum utanför det lokala området och därför utanför arbetets gränser.

4.9.1.1 Passiv brandbekämpning i juli

Ungefär 100 m från brandplatsen är PM₁₀ koncentration i 1000 mg/m³ vid marknivån och därefter utspäds koncentrationen snabbt. I sommarfallet, när vinden blåser ifrån sydväst, hamnar rökplymen i ett skogsområde och markkoncentrationer av PM₁₀ partiklar blir 700 mg. De övriga ämnenas koncentrationer på marken efter 100 m är; dioxiner 7 ng, PAH 0,21 mg, VOC 18 mg, Cd 1,7 µg, Hg 0,13 µg och Pb 9,6 µg. I vindriktningen har luftkoncentrationer av PM₁₀ nära marken minskat till 50 mg/m³ redan efter ungefär 3 km. Koncentrationer av ämnena på marken där är; PM₁₀ 35 mg, dioxiner 0,35 ng, PAH 10,5 µg, VOC 0,88 mg, Cd 83 ng, Hg 6,6 ng och Pb 0,48 µg.

4.9.1.2 Aktiv brandbekämpning i juli

Som i fallet med passiv bekämpning av branden är PM₁₀'s luftkoncentration också vid aktiv brandbekämpning 1000 mg/m³ 100 m från brandplatsen. Markkoncentrationer i skogsområdet är PM₁₀ 700 mg, dioxiner 33 ng, PAH 0,66 mg, VOC 40 mg, Cd 1,9 µg, Hg 0,15 µg och Pb 11 µg. Luftkoncentrationerna vid marken minskar till 50 mg/m³ redan efter 2,5 km med aktiv bekämpning. Koncentrationer av ämnena i det området är; PM₁₀ 35 mg, dioxiner 1,6 ng, PAH 33 µg, VOC 2,0 mg, Cd 95 ng, Hg 7,5 ng och Pb 0,55 µg.

4.9.2 Markkoncentrationer från Dispersion 2.1

Dispersion 2.1 räknar ut utsläppta ämnens koncentrationer varje timme under brandförloppet och därefter summeras varje timmes värde. De redovisade värdena på graferna visar ackumulerade koncentrationer under dagen.

4.9.2.1 Passiv brandbekämpning i januari

Vid branden under januari månad sprids brandgaser och partiklar åt sydöst. Först passerar föroreningarna över ett skogsområde och därefter ut över Väneren. Den maximala koncentrationen, 2425 mg/m³, slås ner sydöst om Hedens fjärrvärmeanläggning i ett skogsområde och markkoncentrationen av PM₁₀ blir 1698 mg/m². I det området är koncentrationer av dioxiner 16 ng, PAH 0,51 mg, VOC 42 mg, Cd 4,0 µg, Hg 0,32 µg och Pb 23 µg. När

75 % av de utsläppta ämnena har deponerats har brandgaserna och partiklarna nått ut över Vänern ungefär 4,5 km sydöst. Då är luftkoncentrationen precis ovanför vattnet 606 mg/m³. Om endast 50 % av föroreningarna deponeras blir koncentrationerna då PM₁₀ 303 mg, dioxiner 3 ng, PAH 0,09 mg, VOC 7,5 mg, Cd 0,7 µg, Hg 57 ng och Pb 4,2 µg.

4.9.2.2 Aktiv brandbekämpning i januari

När branden aktivt bekämpas släpps mindre mängder PM₁₀ partiklar ut och maximala koncentrationer av PM₁₀ partiklarna i luften precis ovanför marken blir 1886 mg/m³. Från figur 10 utläses att luftkoncentrationerna minskar med mer än hälften inom 1 km av det maximala nedslagsområdet. Med aktiv brandbekämpning flyttas maxpunkten så att det deponeras i vattnet eller på isen. Koncentrationen av PM₁₀ blir 943 mg. De övriga ämnens koncentrationer är; dioxiner 44 ng, PAH 0,89 mg, VOC 54 mg, Cd 2,6 µg, Hg 0,20 µg och Pb 15 µg. Rökplymens koncentration har minskat 75 % efter att ha flyttat sig ungefär 5 km ifrån brandplatsen. Koncentrationen av ämnen där är PM₁₀ 236 mg, dioxiner 11 ng, PAH 0,22 mg, VOC 13,4 mg, Cd 0,64 µg, Hg 51 ng och Pb 3,7 µg.

4.9.2.3 Passiv brandbekämpning i juli

Från figur 12 kan utläsas att brandgaserna och partiklarna är betydligt mer utspädda när det finns ett instabilt meteorologiskt förhållande. Den maximala luftkoncentrationen vid marknivån är 398 mg/m³ och deponeras i ett skogsområde. Då blir markkoncentrationer av PM₁₀ 279 mg i det området. De övriga ämnens koncentrationer blir då; dioxiner 2,8 ng, PAH 84 µg, VOC 6,9 mg, Cd 0,66 µg, Hg 52 ng och Pb 3,8 µg. När rökplymen har spätt ut med 75 % omfattar den ett stort område och i vindriktningen är avståndet ungefär 10 km. Koncentrationer av ämnena i marken där är; PM₁₀ 70 mg, dioxiner 0,70 ng, PAH 50 µg, VOC 1,7 mg, Cd 0,17 µg, Hg 13 ng och Pb 0,96 µg.

4.9.2.4 Aktiv brandbekämpning i juli

Brandpartiklar transporteras till största delen i vindriktningen, men späds också i riktningar vinkelräta till vinden. Bekämpning av branden påverkar inte spridningsomfattningen mycket men maxkoncentrationen av PM₁₀ blir mindre och det är 243 mg/m³ i luften vid marken. Där deponeras 170 mg av PM₁₀ partiklar. De övriga ämnens koncentrationer är; dioxiner 8,0 ng, PAH 0,16 mg, VOC 9,7 mg, Cd 0,46 µg, Hg 36 ng och Pb 2,7 µg. När rökplymen har utspätt 75% omfattas ett stort område och i vindriktningen hamnar man ungefär 10 km bort från brandplatsen. Då har koncentrationerna minskat till; PM₁₀ 42,5 mg, dioxiner 2,0 ng, PAH 40 µg, VOC 2,4 mg, Cd 0,15 µg, Hg 9,1 ng och Pb 0,68 µg.

Tabell 3. Markkoncentrationer / m²

| | Dioxiner | PAH | VOC | Hg | Pb | Cd | PM10 |
|-------------------|----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| ALOFT | | | | | | | |
| Jan - passiv | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Jan - aktiv | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Juli-passiv 100m | 7,0ng | 0,21mg | 18mg | 0,13ug | 9,6ug | 1,7ug | 0,7kg |
| Juli-passiv 3km | 0,35ng | 11ug | 0,88mg | 6,6ng | 0,48ug | 83ng | 35mg |
| Juli-aktiv 100m | 33ng | 0,66mg | 40mg | 0,15ug | 11ug | 1,9ug | 0,7kg |
| Juli-aktiv 2,5km | 1,6ng | 33ug | 2,0mg | 7,5ng | 0,55ug | 95ng | 35mg |
| Dispersion | | | | | | | |
| 2.1 | | | | | | | |
| Jan-passiv max | 16ng | 0,51mg | 42mg | 0,32ug | 23ug | 4,0ug | 1,7kg |
| Jan-passiv 75% | 3ng | 0,09mg | 7,5mg | 57ng | 4,2ug | 0,7ug | 0.3kg |
| Jan-aktiv max | 44ng | 0,89mg | 54mg | 0,20ug | 15ug | 2,6ug | 0,94kg |
| Jan-aktiv 75% | 11ng | 0,22mg | 13mg | 51ng | 3,7ug | 0,64ug | 0.24kg |
| Juli-passiv max | 2,8ng | 84ug | 6,9mg | 52ng | 3,8ug | 0,66ug | 0,28kg |
| Juli-passiv 75% | 0,7ng | 50ug | 1,7mg | 13ng | 0,96ug | 0,17ug | 70mg |
| Juli-aktiv max | 8,0ng | 0,16mg | 9,7mg | 36ng | 2,7ug | 0,46ug | 0,17kg |
| Juli-aktiv 75% | 2,0ng | 40ug | 2,4mg | 9,1ng | 0,68ug | 0,15ug | 43mg |

5 Miljöpåverkan

5.1 Ämnen som bildas

Vid bränder på avfallsuppslag kan en nästan obegränsad mängd ämnen bildas eftersom en större del av det periodiska systemet finns på plats och kan reagera under branden. Därför begränsas uppsatsen till en spridningsundersökning på några av de aerosoler och föroreningar som kan bildas. Aerosoler definieras som små partiklar i en gas (Hertzberg, 2000). Ämnen som bildas under förbränningen kan sorteras under två kategorier, organiska och oorganiska ämnen. Om ett ämne är organiskt eller inte spelar stor roll när miljöpåverkan undersöks. Organiska ämnen bryts ner i naturen över tid medan oorganiska ämnen som till exempel tungmetaller inte kan brytas ner. När miljöpåverkan undersöks är uppehållstid i miljön viktig därför att ett ämnes toxicitet ofta är beroende av exponeringstiden.

5.1.1 Dioxiner

Ämnesgruppen dioxiner anses idag vara ett stort miljöhot. Gruppen klorerade dioxiner består av PCDD (polyklorerade dibenso-p-dioxiner) som innefattar 75 kongener och PCDF (polyklorerade dibenso-furaner) som består av 135 kongener. Anledningen till benämningen klorerade dioxiner är att kloratomer kan bytas ut mot bromatomer och får då benämningen PBDD och PBDF. Eftersom det finns många olika dioxiner krävs det mycket utrymme att redovisa alla deras miljöfarligheter var för sig. Istället redovisas deras toxicitet relativ dioxin 2,3,7,8-TCDD som TCDD- ekvivalenter eller TEQ. Valet av 2,3,7,8-TCDD som jämförelsepunkt är därför att det är den mest toxiska dioxinen och anses som det giftigaste ämnet människan någonsin har skapat. Den beräkningen använder en viktningsfaktor där 2,3,7,8-TCDD har vikten 1. Dioxiner är stabila ämnen som har en låg biologisk nedbrytbarhet. De är också termiskt stabila upp till 700°C, kemiskt stabila och nästan olösliga i vatten (Blomqvist et al., 2002).

Dioxiner har aldrig avsiktligt skapats av människan utan är en biprodukt som uppstår vid alla typer av förbränning (Blomqvist et al., 2002). Vid förbränningen av material som innehåller halogener och PVC-plaster kan stora emissioner av dioxiner uppstå eftersom bildandet av PCDD och PCDF kräver en klorkälla. De största utsläppskällorna för dioxiner är stora okontrollerade bränder vid avfallsuppslag där dioxinbildande ämnen finns (Larsson och Lönnermark, 2002). Reaktionsmekanismer som bidrar till dioxinbildande är inte helt klarlagt men tre reaktionsvägar förslås, *de novo* syntes på kolytor, klorerings- och dekloreringsreaktioner av klorerade organiska ämnen vid höga temperaturer och kondenseringsreaktioner av mindre organiska ämnen (Blomqvist et al., 2002). Parametrar för dioxinbildningen, förutom de som styr branden, är klorkoncentration, partikelförekomst och förekomsten av katalysatormetaller (Cu och Fe). Dioxiner blir ofta absorberade av stoftpartiklar och sprids med dessa.

5.1.2 Tungmetaller

Uppmärksamhet har riktats mot spridningen av tungmetaller, som anses vara särskilt miljöfarliga eftersom de är grundämnen. När de hamnar i naturen kan de inte brytas ner till något mindre skadligt. Metallerna som väcker störst oro är kvicksilver (Hg), bly (Pb) och kadmium (Cd). Arbetet begränsas till dessa tre tungmetaller. Tungmetaller har ett högt atomnummer och har en densitet som överstiger 5 g/cm^3 . Även arsenik, kobolt, krom, koppar, mangan, molybden, nickel, vanadin, och zink klassificeras som tungmetaller. Spridning av tungmetaller sker oftast genom att de absorberas på stoftpartiklar (Larsson och Lönnermark, 2002).

Metaller finns i bränslet bundna i olika föreningar. Om metaller finns bundna till kolgedjor när dessa bryts sönder under förbränningen kan metallerna frigöras. Därefter kan de binda sig med andra partiklar. Samtidigt kan metaller förångas om brandtemperaturen är tillräckligt hög och sedan kondenseras på bland annat stoftpartiklar.

5.1.3 PAH

PAH är en förkortning för polycykliska aromatiska kolväten. Det är ett samlingsnamn för ämnen som består av två eller flera sammansatta bensenringar. PAH bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material, det vill säga under syrefattiga förhållanden. Bildning av PAH kan ske när mättade kolväten reagerar med lätta kolväten vid temperaturer överstigande 500°C . Den reaktionen kallas pyrosyntes. En annan reaktion är pyrolys som är en termisk sönderdelning av högre ordnings kolväten (Blomqvist et al., 2002). Vedeldning och vägtrafiken står för en större del av det totala utsläppet i Sverige (Larsson och Lönnermark, 2002). Den PAH som har uppmärksammats mest är benzo(a)pyren som uppstår i bland annat tobaksrök, dess toxicitet är cirka $1/20$ jämfört med 2,3,7,8-TCDD (Blomqvist et al., 2002).

Spridningen av PAH är beroende av antal bensenringar. Med tre eller färre bensenringar förekommer det i gasfasen. PAH med fem eller flera ringar har en mycket låg flyktighet som leder till att PAH kondenserar på sot och stoftpartiklar. PAH är obenägen att oxidera i atmosfären vilket ger möjlighet till spridning långt ifrån brandplatsen.

5.1.4 VOC

VOC är ett samlingsnamn för en stor grupp ämnen som kallas *volatile organic compounds* som på svenska översätts till flyktiga kolväten. VOC omfattar medelstora flyktiga ämnen (Larsson och Lönnermark, 2002). Flyktiga kolväten kan indelas i kategorier utifrån kokpunkten, VVOC (mycket flyktig) som har kokpunkten $0-100^\circ\text{C}$, VOC som har kokpunkt $50-240^\circ$ och SVOC (halvflyktiga) med kokpunkten $240-400^\circ\text{C}$ (Larsson och Lönnermark, 2002). De vanligast förekommande är bland annat bensen, toluen, styren och klorbensen.

Liksom PAH och dioxiner bildas VOC under ofullständig förbränning. I brandröken kan VOC-mängden vara några procent av det totala brandrökinnehållet (Larsson och Lönnermark, 2002). Några av de största utsläppskällorna är vedeldning i bostäder och skogsbränder. Till skillnad från PAH, dioxiner och tungmetaller sprids inte VOC med stoftpartiklar. VOC är betydligt större än de övriga ämnena vilket förhindrar absorption på stoftpartiklar.

5.1.5 Stoft

Stoft kan betraktas som en aerosol som definieras som små partiklar i en gas. Till största delen består stoft av ofullständigt oxiderat bränsle (sot), tjära och oorganiska material. Sammansättning och partikelstorlek beror på materialet som brinner och brandförhållanden. Ämnen som dioxiner, PAH och tungmetaller binder sig ofta till stoftpartiklar.

Partiklarna från en brand kan bestå av icke förångat material som förs med rökgaserna (aska), förångat material som kondenserar när brandgasen svalnar och kemiska reaktioner som producerar fast eller kondenserbart material (sot) (Hertzberg, 2000). Den kemiska reaktionen kan vara ofullständig oxidation av kolväte. Stoftpartiklar brukar sorteras i storlekskategorier. Den sorteringen görs när spridning ska undersökas och när miljö- och hälsoeffekter är intressanta. Många spridningsprogram använder ett klassifikationssystem där brandpartiklar är sorterade i kategorierna PM₁₀ och PM_{2,5}. PM₁₀ och PM_{2,5} vilka innefattar partiklar med diametrar mindre än eller lika med 10µm respektive 2,5µm. Analyser från olika bränder har visat att 70-90 % av den totala partikelmassan kan ha en storlek mindre än 10µm (McGratten et al., 1997). Från dessa analyser har det också observerats att partikelstorlekarna påverkas av brandintensitet och storlek.

5.2 Ämnenas miljöpåverkan

5.2.1 Dioxiner

När dioxiner hamnar i naturen kan de orsaka akuta miljöproblem. Utsläpp av dioxiner sker oftast i låga doser och på grund av deras låga biologiska nedbrytbarhet kan omgivningen utsättas över långa perioder. I spridningsmodeller landar de högsta koncentrationerna av dioxiner i skogsområden och i sjöar. På land binder sig dioxiner till organiskt material vilket försvårar vidare transport av dioxiner från ett område (de Witt och Strandell, 2000). I vatten utspäds dioxiner ytterligare. Med långa halveringstider i naturen ökar förutsättningarna för att dioxiner tas upp i näringskedjan. Ingen forskning visar på att dioxiner är direkt farliga för växtlivet. Dioxiner är fettlösliga och kan ackumuleras i fettvävnad. Halveringstiden varierar mellan olika djur; i fisk är halveringstiden 15 veckor medan den hos människor uppskattas till 10 år. På grund av

dioxinets stabilitet utsätts de som är högre upp i näringskedjan för högre koncentrationer och därför rekommenderas man att inte äta insjöfisk mer än en gång i veckan och gravida eller nyblivna mammor rekommenderas att helt undvika insjöfisk.

Effekterna av exponering av låga doser över långa perioder är inte klarlagda, eftersom de testerna som har gjorts har djur utsatts för höga doser under korta perioder (de Witt och Strandell, 2000). Från testerna kunde det bevisas att dioxiner orsakar en rad akuta hälsoproblem, bland annat ökad tumörtillväxt och kloracne vid hög exponering (de Witt och Strandell, 2000). Två fall där människor exponerades av dioxin var under Vietnamkriget där det fanns dioxiner i ogräsbekämpningsmedlet Agent Orange och i Seveso, Italien där 5 kg dioxiner släpptes ut från en olycka på en bekämpningsmedelfabrik (de Witt och Strandell, 2000). Symptom från dioxinexponering kan vara depression och viktninskning. I naturen orsakar dioxiner samma hälsoproblem för vilt djurliv som för testdjur och människor. Andra effekter som dioxiner orsakar är bland annat neurologiska störningar, störd fortplantningsförmåga och leverskador (Larsson och Lönnermark, 2002). Man anser även att dioxiner orsakar minskad reproduktion.

Från bränderna sprider sig dioxiner ut till den omgivande miljön. Eftersom det inte hittades information om huruvida dioxiner vara farliga för växtlivet antas det att de ligger i naturen tills de blir upptagna i näringskedjan eller bryts ner. Förutom inandning av dioxiner kan de tas upp i näringskedjan genom att djur äter vegetationen som dioxinerna befinner sig på eller att fisk får i sig dioxiner via vattnet.

5.2.2 Tungmetaller

Som tidigare nämnts är tungmetaller grundämnen och kan inte brytas ner i till något mindre skadligt. Medan många tungmetaller vid låga doser är nödvändiga näringsämnen för djur och växter är bly, kadmium och kvicksilver inte nödvändiga för levande organismer. Även vid låga doser kan bly, kadmium och kvicksilver vara skadliga. När metallerna faller ner på marken är de inte särskilt rörliga utan brukar stanna inom det område där de deponeras. När metallerna hamnar i vatten uppträder de som joner, grupper av molekyler eller bundna till organiska molekyler. Det är inte säkert att metallerna sedimenterar till sjöbotten eftersom en del kan spridas vidare med vattenströmningen. Tungmetaller kommer oftast in i näringskedjan genom att de tas upp av växter (Hedlund et al., 1997). Om metallerna hamnar i ett område med sänkt pH-värde ökar deras rörlighet vilket gör att de lättare tas upp av växterna. Det kan uppstå ackumulation av tungmetaller högre upp i näringskedjan. Specifik miljöpåverkan skiljer sig åt mellan metallerna och diskuteras nedan. Vissa växter används för marksanering av tungmetaller eftersom de tar upp och lagrar tungmetaller där de kan senare tas omhand.

I spridningsscenarierna hamnar metaller huvudsakligen i skogsområden och i Vänern. Under branden som uppstår på sommaren hamnar låga koncentrationer i området Kronoparken.

·Kvicksilver. När kvicksilver tas upp i en organism binder det sig till proteiner och enzymer där det har en lång halveringstid. På grund av den långa halveringstiden ackumuleras kvicksilver i näringskedjan och arter högre upp i kedjan kan bli svårt drabbade. Det finns fall av kvicksilverförgiftningar hos rovfåglar som är beroende av fisk från sjöar med höga kvicksilverkoncentrationer. Kvicksilver ackumuleras i hjärnan och förgiftningar kan ge skador på det centrala nervsystemet, depression, paralysis och blindhet (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001).

·Bly. Innan blyets hälsopåverkan upptäcktes hade bly ett brett användningsområde. Som en gasolinadditiv användes bly som smörjningsmedel i bilar. Om bly hamnar i naturen förhindrar det de mikrobiella nedbrytningsprocesserna som är en oerhört viktig del av naturens ekosystem. Den nedbrytningsprocessen frigör kväve som utgör ett av de viktigaste växtnäringsämnen. I människokroppen påverkar blyjoner olika enzymer som kan leda till bland annat nervskador, blodbrist, fosterskador samt skador på njurar och hjärt- och kärlsystem (Larsson och Lönnemark, 2002). Vissa forskare tror att blyförgiftning spelade en avgörande roll i det romerska rikets fall eftersom den härskande klassen använde tallrikar och muggar som var gjorda av bly (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001).

Kadmium. I höga doser är kadmium toxisk för alla levande organismer eftersom det påverkar förmågan att tillgodogöra sig näringsämnen. Växterna kan ibland ta upp kadmium därför att det liknar zink som är ett näringsämne. Kadmium har en halveringstid på ungefär 30 år. När det har kommit in i näringskedjan ackumuleras det i bland annat njurar och lever hos ryggradsdjur samt i rötter och barkvävnaden hos växter. Kadmium kan leda till hälsoskador som bland annat lungsjukdomar, leverförändringar, nervskador och cancer. (Larsson och Lönnemark, 2002)

5.2.3 PAH

Av alla polycykliska aromatiska kolväten har benso(a)pyren ($C_{20}H_{12}$) uppmärksammas mest. Redan 1933 visade det sig att BaP (benso(a)pyren) orsakar cancer (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). De största utsläppskällorna är bränder på träprodukter och biomassa. I utvecklingsländer där sådant bränsle används till matlagning kan människorna utsättas av 1000 gånger högre BaP-nivåer än i rökfria urbana miljöer (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). Samtidigt som BaP och PAH orsakar cancer orsakar de också hjärtsjukdomar (Ares, 1994). PAH och BaP ger upphov till cancer också i djurriket. BaP har inget industriellt användningsområde utan är en biprodukt från ofullständig förbränning.

Till skillnad från tungmetaller bryts PAH ner i miljön, men vissa PAH-föreningar som benso(a)pyren bryts ner långsamt i naturen. Generellt kan

det sägas att nedbrytningshastigheten är omvänt proportionellt mot antal ringar i PAH-molekylen (Intervju Holby). En PAH som naftalen med två ringar bryts ner snabbare än benso(a)pyren som har fem ringar. I marksaneringsprojekt har det hittats benso(a)pyren föroreningar som är mer än tio år gamla (Intervju Mellin). BaP är en stabil förorening som kan ligga inert under långa tidsperioder och är inte benägen att oxidera i naturen eftersom det är resistent mot mikrobiologisk nedbrytning (Intervju Mellin och Holby). På grund av deras långa nedbrytningsperioder kan miljön exponeras av höga halter över långa perioder. Om BaP ligger inert kan exponering ske många år senare när utsläppen är bortglömda. I litteraturen hittades ingen information om huruvida PAH och benso(a)pyren är direkt farliga till växtlivet. PAH och BaP transporteras inte i näringskedjan och är därför toxiska endast mot djuren som tar upp dem. BaP-molekylen är en cancerogen när den oxideras (Intervju Holby). Det största intagningshotet är vid inandning av brandgaser och partiklar som innehåller PAH och BaP. Men om exponering till PAH och BaP sker över långa perioder kan de upptas genom andra transportvägar som till exempel vid inandning av damm.

5.2.4 VOC

En mycket uppmärksammas VOC är bensen (C_6H_6). Det är en viktig industriell kemikalie som förhöjer oktanhalten i bensin och som många andra ämnen är VOC en giftig biprodukt som bildas under ofullständig förbränning. Av alla individuella VOC-ämnen är bensen den mest förekommande (Larsson och Lönnermark, 2002). Som tidigare nämnt produceras VOC i mängder som kan omfatta några procent av det totala rökgasutsläppet. Medan vägtrafik är en av de största utsläppskällorna av bensen är den ändå inte den viktigaste eftersom tobaksrök som bara producerar 20 % av det totala utsläppet står för 50% av den mänskliga exponeringen (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001).

När VOC och bensen släpps ut uppstår det största miljöhotet under den tid som VOC är luftburet eftersom det har toxiska effekter vid inandning. Det hittades ingen information om de är toxiska för växter. De kan orsaka bland annat cancer, skador på nervsystemet, allergier och kan även vara akut giftiga. Jämfört med BaP som har fem bensenringar har bensen endast en ring och bryts därför ner i naturen relativt snabbt. VOC ackumuleras inte i naturen och är endast skadlig för den som får det i sig, det vill säga det transporteras inte i näringskedjan. En sekundär miljöpåverkan som VOC ger upphov till är bildandet av marknära ozon när VOC reagerar med olika NO_x föroreningar (Miljöfaktaboken, 1999). Marknära ozon är skadligt för växter och anses orsaka stora förluster i skördar på grund av förtidigt åldrande hos växter (Karlsson och Skärby, 1998).

5.2.5 Stoff

Stoff kan påverka miljön genom att blockera infallande solljus eller täcka växters bladverk, vilket förhindrar fotosyntes. Denna miljöpåverkan är

relativt kortvarig eftersom regn kan tvätta partiklarna både ur luften samt av bladverken. Stoft kan ge hälsoeffekter vid inandning, partiklar mindre än 10µm i diameter betraktas som inandningsbara (Hertzberg, 2000). Farlighetsgraden är beroende på partikelstorlek, mindre partiklar når längre ner i lungorna och blir kvar. De större partiklarna brukar filtreras bort. Inandningen av stoftpartiklar kan orsaka försämrade andningsfunktioner och påverkar immunförsvaret.

Eftersom de ämnena transporteras med stoftet är stoftets miljöpåverkan minimal i jämförelse. Därför anses stoft ha endast en sekundär miljöpåverkan och det är som transportmedel åt andra miljöfarliga ämnen.

5.3 Riskbedömning

När det sker ett utsläpp av potentiellt miljöfarliga ämnen är det viktigt att en utredning utförs för att se om de utgör ett hot mot miljön och människor. Sådana utredningar brukar benämnas riskbedömningar. En kvantifierad riskbedömning underlättar rationella beslut där det kan avgöras hur en åtgärdsplan borde se ut samt hur ekonomiska medel bäst används. De flesta riskbedömningar som utförs idag görs med hänsyn till risk för människor, därför att det finns osäkerheter i riskbedömningar för miljön (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). Att kvantifiera miljörisker på längre sikt är en komplex uträkning som är beroende av många faktorer. Riktvärden har fastställts av Naturvårdsverket som sätter gränser för föroreningshalter i naturen så att skador på människor och miljön kan undvikas.

5.3.1 Riktvärden

Riktvärdena markerar de nivåer som borde underskridas för att undvika risker för miljön och människan. De är rekommendationer och inte juridiskt bindande. Riktvärdena bygger på undersökningar som har utförts av bland annat WHO (Naturvårdsverket, 1997). Eftersom det finns områden som är känsligare för störningar än andra förslås riktvärden för tre sorts områden; känslig mark (KM), mindre känslig mark -grundvattenkälla (MKM-GV) och mindre känslig mark (MKM). I uppsatsen bygger behovet av åtgärder på riktvärdenas överskridande. Riktvärden för VOC och PAH i allmänhet gavs inte eftersom de innefattar stora grupper av ämnen med varierande miljörisker. Specifika riktvärden för de VOC och PAH som belyses, nämligen bensen och benso(a)pyren, fanns. Samma riktvärden för bensen och benso(a)pyren gällde för ett antal andra VOC och PAH och används därför som riktvärden i uppsatsen.

Tabell 4. Generella riktvärden för förorenad mark, halt i mg/kg torr substans (Naturvårdsverket, 1997)

| Ämnen | KM | MKM-GV | MKM |
|-----------------|------------|-----------|-----------|
| TCDD (Dioxiner) | 10 ng/kg | 250 ng/kg | 250 ng/kg |
| Bensen (VOC) | 0.06 mg/kg | 0,2 mg/kg | 0,4 mg/kg |
| BaP (PAH) | 0,3 mg/kg | 7 mg/kg | 7 mg/kg |
| Kvicksilver | 1 mg/kg | 5 mg/kg | 7 mg/kg |
| Bly | 80 mg/kg | 300 mg/kg | 300 mg/kg |
| Kadmium | 0,4 mg/kg | 1 mg/kg | 12 mg/kg |

5.3.2 Riskbedömningsmetoder

Syftet med riskbedömningar är att avgöra föroreningsgrad och om åtgärder behövs. När ett förorenat område undersöks borde frågor om föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningar och områdets känslighet/skyddsvärde ställas. Naturvårdsverket använder tre risknivåer för bedömningar; riskklassning, förenklad riskbedömning och fördjupad riskbedömning. Riskklassning säger endast att det finns en möjlig risk. Förenklad riskbedömning använder sig av de generella riktvärdena för att bestämma föroreningsgraden. Om riktvärden saknas för ett visst ämne eller om de är olämpliga utförs en fördjupad riskbedömning som är specifikt anpassad till området. (Naturvårdsverket, 1997).

US Environmental Protection Agency har förslagit en kvantifierad metod för riskbedömningar. Den är uppdelad i fyra delar; riskidentifikation, exponeringsuppskattning, toxicitetsuppskattning och riskbeteckning (Nazaroff, Alvarez-Cohen, 2001). I del ett, *riskidentifikation*, identifieras föroreningarna. En analys av området utförs där det undersöks var föroreningen finns, markkomposition, koncentrationsnivåer och risk för spridning.

I *exponeringsuppskattning* skattas de doser av föroreningar som kan nå befolkningen genom alla tänkbara vägar. Tänkbara vägar är oftast inandning, intagning oralt och genom hudkontakt. Första steget i uppskattningen är att identifiera exponerad population, därefter att utreda hur exponeringen sker. Då beräknas föroreningarnas koncentrationer vid exponering. När exponering beräknas behövs hänsyn tas till långtidsexponering. En beräkningsmodell som används för exponeringsuppskattning beräknar den mängden föroreningar som tas in i kroppen per kroppsmassa och tid (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001).

$$\text{Intagningsgraden} = \frac{\text{CR} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED}}{\text{BW} \cdot \text{AT}} \cdot \text{C} \quad (1.13)$$

Där: CR - kontaktgrad, EF - exponeringsfrekvens, ED - exponering varaktighet, BW - kroppsvikt, AT - exponeringsperiod, C - medelkoncentration under exponeringsperioden. Mer information om modellen och hur den används finns i Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001. Ett exempel presenteras nedan.

Toxicitetsuppskattning kvantifierar relationen mellan föroreningar och hälsoeffekter hos mottagarna. Relationerna är baserade på statistiska analyser av föroreningarnas påverkan på exponerade laborationsdjur (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). De toxiska effekterna är grupperade i två grupper, cancerogena och icke cancerogena.

Målet med *riskbeteckning* är att kalkylera olika hälsoeffekter av föroreningar på den exponerade befolkningen samt att värdera osäkerheter, antaganden och problem i hela riskbedömningen. Hälsoeffekterna är uppdelade i cancerogena och icke cancerogena grupper. Båda grupperna räknar fram en kvot med hjälp av intagningsgraden från exponeringsuppskattningen och en doseringsreferensfaktor. Därefter jämförs kvoten med accepterade värden och då kan det bedömas hur stor risken är. Ett exempel ska uträknas nedan. Mer information om uträkning av riskbeteckningen finns i Nazaroff och Alvarez-Cohen, (2001).

5.3.3 Exempel på riskbedömning

Syftet med det här avsnittet är att ge en bild av hur en riskbedömning kan se ut. Riskbedömningsexemplet bygger på branden som uppstår i juli och är aktivt bekämpad. Modellerna visar att föroreningar sprider sig över Kronoparkens villaområde. I exemplet utförs riskbedömningen på dioxiner och bensen. I *riskidentifikation* visar modellerna koncentrationsnivåer och vart föroreningar finns. Spridningsförutsättningarna antas vara dåliga.

Intagningsvägen i *exponeringsuppskattningen* antas vara inandning av jord och damm. Kontaktgrad är 100mg/dag (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). Eftersom dricksvattnet kommer från ett annat område och exponering av luftburna partiklar är kortvarig, tas de inte med i beräkningen. (Det kan diskuteras om exponering av höga halter över korta perioder ger samma hälsoeffekter som exponering av låga koncentrationer över långa perioder). Exponeringsfrekvens är 350 dagar/år och om man bor i området i 20 år blir exponeringsvaraktigheten 20 år. Den genomsnittliga personen har en kroppsvikt på 70kg. När exponeringsperioden uppskattas kan det göras på de icke cancerogena effekterna eller de cancerogena effekterna. Skillnaden i beräkningen är att de cancerogena effekterna antas vara ackumulativa (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). Exponeringsperioden beräknas på cancerogena effekter och antas vara 365 dagar/år och över 70 år eller en livstid. Sista värdet som behövs är föroreningskoncentration vid exponering. För att ge en referenspunkt antas det att föroreningskoncentrationer i området är hälften av riktvärdena. Det antagandet görs därför att om värdena från modellerna används måste det också antas en mängd förorening per mängd jord (mg). Stora marginaler för felaktighet finns i det antagandet och exemplet anses vara intressantare om

riktvärden används eftersom det påstås att riktvärdena sätter sin gräns så att miljön och människor undviker skador. Därför är föroreningskoncentrationerna vid kontakt med befolkningen för dioxin och bensen 125ng/kg respektive 0,2 mg/kg. Notera att Kronoparkens villaområdets miljöklassning är MKM. Utifrån ekvation 1.14 framräknas intagningsgraden för dioxiner och bensen.

$$I_{\text{Dioxin}} = \frac{(100 \text{ mg d}^{-1})(350 \text{ d år}^{-1})(20 \text{ år})}{(70 \text{ kg})(365 \text{ d år}^{-1} \times 70 \text{ år})} \cdot (0,125 \text{ pg mg}^{-1} \text{ jord}) = 0,049 \text{ pg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$$

$$I_{\text{Bensen}} = \frac{(100 \text{ mg d}^{-1})(350 \text{ d år}^{-1})(20 \text{ år})}{(70 \text{ kg})(365 \text{ d år}^{-1} \times 70 \text{ år})} \cdot (0,2 \text{ ng mg}^{-1} \text{ jord}) = 0,078 \text{ ng kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$$

US Environmental Protection Agency har lagt fram värden som kvantifierar cancerogena effekter för ett antal ämnen. Bland annat finns värden på de cancerogena effekterna av dioxiner och bensen som har tagits fram med hjälp av laborationsundersökningar. Den *toxiska uppskattningen* av dioxiner och bensen är 1.5×10^5 - respektive $2.9 \times 10^{-2} (\text{mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1})^{-1}$ (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001). Notera att dioxiner är många gånger mer toxiska än bensen.

Sista delen av riskbedömningen är *riskbeteckning*. De potentiella cancerogena hälsoeffekterna är beräknade med en faktor som kallas *individual excess lifetime cancer risk* (IELCR). Det är en produkt av intagningsgrad och toxisk uppskattning och blir enhetslös. Den totala cancerrisken för ett område beräknas genom att summera alla exponering av föroreningar genom alla tänkbara vägar.

$$IELCR_{\text{Dioxin}} = 0,049 \times 10^{-9} \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1} \times 1.5 \times 10^5 (\text{mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1})^{-1} = 7,35 \times 10^{-6}$$

$$IELCR_{\text{Bensen}} = 0,078 \times 10^{-6} \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1} \times 2.9 \times 10^{-2} (\text{mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1})^{-1} = 2,26 \times 10^{-9}$$

Om värdena summeras blir deras sammanlagda riskbeteckning 7.35×10^{-6} . USEPA säger att IELCR-värden mellan 10^{-6} - 10^{-4} är acceptabla och eftersom exemplets värde ligger nära den lägre änden av spannet skulle risken bedömas som minimal. I exemplet togs endast en intagningsväg och två ämnen med men om beräkningen hade tagit med alla ämnen och alla möjliga intagningsvägar kan risken ha blivit betydligt högre.

Från riskbedömningsexemplet kan det grovt uppskattas vilka riskerna är från spridningen av brandgas och partiklar från branden på Heden. Resultatet från modellerna visar att det finns höga föroreningshalter när branden uppstår på vintern, när ett stabilt meteorologiskt tillstånd råder. Om alla IELCR summerades skulle deras ackumulerade värde vara högre än exemplets och därför skulle spridningsområdet kunna bedömas som en hälsorisk för miljön och människan. Medan under sommarfallen med instabilt tillstånd utspäds föroreningarna i en högre grad och därigenom blir exponeringskoncentrationerna lägre. Eftersom endast bensen överskrider riktvärdet och de andra ämnena kraftigt underskrider riktvärdena skulle den summerade IELCR vara nära den lägre änden av det accepterade IELCR-spannet.

Som tidigare nämnt borde riskbeteckningen innefatta osäkerheter och svaga punkter vid antaganden i riskbedömningen. Exemplet har gjorts med både kvantitativa mätningar (Nazaroff och Alvarez-Cohen, 2001) och antaganden baserade på resultat från modellerna. Om riskbedömningen hade gjorts på ett verkligt fall hade jordprover behövts.

5.4 Åtgärder

Ett områdes behov av åtgärder efter ett utsläpp bestäms utifrån om de förslagna riktvärdena från Naturvårdsverket överskrids (Intervju Mellin). När det undersöks om markkoncentrationer från modellerna överskrider riktvärdena finns det en enhetsskillnad mellan markkoncentrationer och riktvärden. Modellerna ger luftkoncentrationer vid marknivån i mg/m^3 medan riktvärden ges som mg/kg jord. När depositionen av föroreningar beräknades omvandlades luftkoncentrationers enhet till mg/m^2 , eftersom koncentrationen ges vid marknivån och är en tvådimensionell yta. Resultatet från modellerna är markkoncentrationer utspridda över ett område mätt i kvadratmeter.

De ämnen som skulle kunna överskrida riktvärdena är dioxiner och VOC (bensen). Dioxinutsläppen överskrider riktvärdena endast efter bränderna som uppstår i januari. I ALOFT FT överskrids inte riktvärdena eftersom markkoncentrationen redovisas som noll medan Dispersion 2.1 redovisar att riktvärdena överskrids under både passiv och aktiv bekämpning av branden. Riktvärdena överskrids i januari på grund av att vinden blåser från nordväst och transporterar brandgaser och partiklar över ett känsligt markområde. Föroreningar deponeras över Klarälvsdeltat som enligt Naturvårdsverket är ett klass 1-skyddat område.

Enligt resultaten från båda modellerna kan bensen och VOC överskrida riktvärdena vid alla brandscenarier förutom resultatet i ALOFT FT under januari. Där kan riktvärdena överskridas i ett annat område när rökplymen deponeras. PAH och tungmetaller överskrider inte riktvärdena överhuvudtaget.

Miljöåtgärder vidtas efter att spridningshalterna av föroreningar är bestämda och en riskanalys på miljön har gjorts. Åtgärder för miljöfarliga ämnen som

har hamnat i naturen brukar ske med *ex situ*-sanering (ej på plats) (Intervju Mellin). Det innebär att förorenad mark transporteras till en anläggning där den kan behandlas. *In situ* åtgärder, som är motsatsen till *ex situ*, utförs sällan i Sverige eftersom saneringen tar lång tid och marken är oanvändbar under tiden (Intervju Mellin). Om en riskbedömning görs på de förorenade områdena i uppsatsen kan det beslutas att åtgärder krävs. Åtgärder skulle göras med *ex situ*-sanering. Mer om åtgärder tas upp i ekonomiavsnittet.

Med beslut om åtgärdskrav på det förorenade området från branden på Heden skulle saneringen ske *ex situ*. Den närmaste anläggningen som kan ta emot och behandla förorenad mark är Miljöbolaget i Storfors. De har deponier som kan ta emot klass 1 och 2 av miljöfarligt avfall samt anläggningar som termiskt och biologiskt behandlar förorenad mark. Organiska ämnen som dioxiner och PAH, som bryts ner långsamt i naturen på grund av sin stabila struktur, brukar inte deponeras utan termiskt behandlas (Intervju Mellin). Bensen och andra VOC tenderar att oxidera snabbt och behandlas därför biologiskt (Intervju Mellin). Eftersom tungmetaller inte kan brytas ner till något mindre farligt måste de deponeras. På grund av kvicksilvers lättflyktighet får det däremot inte deponeras utan att det behandlas. Behandlingen stabiliserar och immobiliserar kvicksilvret och därefter kan det deponeras i berggrunden (Intervju Mellin).

6 Ekonomi

I det ekonomiska avsnittet kommer det inte att presenteras några exakta belopp för kostnaderna. Det finns för många osäkerheter i en sådan beräkning. Några osäkerheter är bedömningen av saneringsbehovet, samhällsekonomiska beräkningar och även driftförluster på Hedens fjärrvärmeanläggning. Istället ska det ges förslag på hur kostnader kan beräknas med samlade värden från olika källor.

Om riktvärdena överskrids kan de ansvariga ha skyldighet att sanera området. Men eftersom en brand räknas som en olycka och inte en del av verksamheten kan problem uppstå när det avgörs vem som är ansvarig för efterbehandlingen. Miljöbalken 10kap. 2 § säger "Ansvarig för efterbehandling av sådana områden, byggnader eller anläggningar som anges i 1§ är den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen (verksamhetsutövare)" (Rubenson 1999). Det faller inte inom uppsatsens ramar att bestämma vem som är skyldig att sköta efterbehandlingen av förorenad mark. Ändå kan det finns ett behov för sanering av den förorenade marken. Nedan diskuteras vad behandlingen av den förorenade marken kan kosta.

Kostnader för sanering avgörs av den mängd jord som behandlas och är exklusive transporten. Den termiska behandlingen av dioxiner kostar mellan 1500 – 3000 kr/ton jord. Termisk behandling av PAH ligger mellan 1000 – 1200 kr/ton jord. Bensen behandlas biologiskt och kostar mellan 250 – 550 kr/ton jord. Deponering av bly och kadmium kostar mellan 750 – 1250 kr/ton jord medan behandling av kvicksilver kostar mellan 1500 – 3000 kr/ton jord. När den förorenade jorden har blivit termiskt och biologiskt behandlad deponeras den. Om den behandlade marken därefter bedöms ofarlig kan den användas som lock på deponeringen eller som konstruktionsmaterial(Intervju Mellin).

Om det beslutas att åtgärder inte ska vidtas medan det finns höga föroreningsnivåer i marken kan det uppstå stora kostnader på längre sikt. Att uppskatta sådana kostnader är en komplex uppgift. Även om det är bevisat att dioxiner och PAH orsakar cancer, exponeras människor varje dag av andra ämnen som också orsakar cancer, som till exempel avgaser från biltrafik och tobaksrök. Därmed fördelas hälsoproblemens kostnader mellan många orsaker. En grov uppskattning av konsekvenser med hjälp av riskbedömning kan ge en bild av kostnaderna. Med en IELCR av 7.35×10^{-6} och om 25 % av människor i Karlstads område avlider på grund av cancer varje år ökar den procenten till 25,00074% (Exemplet tags ifrån Nazaroff och Alvarez-Cohen, (2001), med en ändring i området). Den beräkningen tar endast hänsyn till de som avlider och inte fall där mottagaren lider av andra sjukdomar som föroreningarna orsakat. Värdet som används kom ifrån riskbedömningsexemplet, vilket var förenklat. En verklig riskbedömning skulle kunna ge ett värde nära den högre änden av de tillåtna IELCR-värdena, det vill säga runt 10^{-4} . Då ökar cancerfallen från 25 % till 25.01 %. Att sätta ett prislapp på miljökonsekvenser ryms inte inom denna uppsats, både på grund av kunskapsbrister inom samhällsekonomiska

beräkningar och tidsbrist. En annan ekonomisk konsekvens som kan uppstå om man beslutar att inte utföra marksaneringar, är att den förorenade marken kan sjunka i värde.

Ett av målen med uppsatsen var att grovt uppskatta de ekonomiska konsekvenserna som Hedens fjärrvärmeanläggning skulle drabbas av om en okontrollerad brand uppstod i mottagningsfickan. Ett driftstopp skulle kosta mellan 5000 – 10000 kr/timme beroende på om branden uppstår på vintern eller på sommaren (Intervju Weden). Den kostnaden innefattar bland annat priset på det bränsle som måste köpas och förbrännas om inte avfall kan användas. Därför uppstår prisskillnaden eftersom mer bränsle måste användas på vintern. Priset inkluderar också andra förluster som reparationskostnader och extra personal. Kostnader på egendomen som uppstod efter branden som utbröt för några år sedan på Heden var 2.146.000kr (Intervju Weden).

7 Diskussion

Efter att ha undersökt brandförloppet, spridningsfenomenen och miljöpåverkan inser jag att det är omöjligt att utföra en exakt uppskattning av vad som sker när en brand uppstår, därför att det finns stora brister på kvantitativ information om rökgas- och partikelspridning. Bristen på information beror på svårigheter vid insamling av data. Det tar tid att ta sig till brandplatsen och sätta upp mätinstrumenten och då kan branden vara släckt. Det uppstår ibland problem med att ta sig till brandplatser eftersom räddningstjänsten bedömer att det finns höga risker för människoliv. Då kan inte mätningar på rökplymen göras. Vid en brand i Stockholmsområdet fick inte miljöinspektorn komma fram för att mäta rökgaser eftersom räddningstjänsten bedömde att risken var för hög (Andersson, 2002). Den största källan för information om utsläpp från okontrollerade bränder är mätningar på släckvatten. Till skillnad från brandrök samlas släckvatten i diken där det är lätt att ta prover. Om mätningarna inte görs under brandförloppet kräver mätningar på brandgas- och partikelspridning mycket arbete därför att jordprover måste tas över ett stort område för att få en bild av spridningsomfattningen. En sådan undersökning är både dyr och tidskrävande.

Att validera modellernas resultat är svårt eftersom det finns få saker att validera emot. Efter branden på Hedens fjärrvärmeanläggning 1999 har ingen miljöutredning utförts (Intervju, Närman). Vid en brand som uppstod i Västerviks fjärrvärmeanläggning har endast det utsläppet som hamnade i släckvattnet undersökts (Utredning från Västervik). Information om de utsläppta ämnena som spreds med brandröken är inte tillgänglig eller obefintlig. Målet med uppsatsen var inte heller att ge exakta svar på hur mycket och vart brandgaser och –partiklar spreds från en brand på Hedens fjärrvärmeanläggning. Målet var att undersöka hur spridningen ser ut. Undersökningen visar att det finns ett potentiellt miljöhot från brandgaser och –partiklar från bränder. Därför är det svårt att förstå varför det finns få kvantitativa utredningar om spridning av brandrök från storskaliga okontrollerade bränder.

Modellerna ALOFT FT och Dispersion 2.1 valdes eftersom de beskriver rökplymspridning med olika metoder. ALOFT-modellen är deterministisk och använder balansekvationer för att bestämma brandpartikelkoncentrationer i rökplymen. Dispersion 2.1 använder den Gaussiska rökplymmetodiken. På resultaten syns det tydligt att modellerna beskriver spridningen olika. I uppsatsen är det inte möjligt att avgöra om en modell är mer korrekt än den andra. Vid branden i januari skiljer sig modellernas resultat markant. I en rapport påstås det att under stabila meteorologiska tillstånd tenderar brandröken att söka sig till en viss höjd där den transporteras bort i höga koncentrationer (Liljedahl, 1998). Utifrån detta verkar ALOFT FT stämma med hur rökplymer förväntas bete sig. Men enligt en annan undersökning där rökplymers beteende undersöktes påstås det att rökplymer inte alltid lyfter från marken (Fisher et al. 2001). Utifrån detta kan Dispersion 2.1 också ge en korrekt bild av spridningen. En sak

som är värd att notera är att i den andra undersökningen (Fisher et al. 2001) nämns inte vilket stabilitetstillstånd som rådde under brandtestet.

Skillnader syns i modellernas resultat vid branden i juli. I Dispersion 2.1 är partikelkoncentrationen noll närmast brandplatsen och det maximala luftkoncentrationsområdet uppstår några hundra meter bort. Det kan förklaras genom att brandröken lyfter direkt från marken vid brandplatsen till en låg höjd och deponeras kort därefter i vindriktningen. Jämfört med ALOFT som visar rökplymen från ett sidoperspektiv syns det inte i Dispersion 2.1 hur luftkoncentrationen skiljer sig i höjdded. Dispersion 2.1 användningsområde som är utsläpp från industriella anläggningar kräver inte ett sidoperspektiv. Användaren av Dispersion 2.1 vid de industriella anläggningarna behöver inte se hur en rökplym beter sig utan de behöver veta vad luftkoncentrationerna av utsläppta ämnen är på vissa höjder. Sidoperspektiven redovisas på ALOFT FT eftersom dess användningsområde är att undersöka hur rökplymer från okontrollerade bränder beter sig. ALOFT FT visar de högsta luftkoncentrationerna vid brandplatsen. Rökplymen transporteras inte endast uppåt utan också med vinden längs marknivån.

En faktor som kan bidra till skillnaderna i modellernas resultat är hur utsläpp beskrivs. I ALOFT FT modellen beskrivs branden som ett område som brinner, området är arean av mottagningsfickan. Det finns ingen möjlighet i ALOFT-programmet att ta hänsyn till faktumet att mottagningsfickan finns under ett tak. Modellen tolkar branden som om det är öppet mot omgivningen. Däremot kunde inte mottagningsfickan beskrivas i Dispersion 2.1 på grund av mottagningsfickans storlek. Eftersom Dispersion 2.1 användningsområde beskriver utsläpp från en skorsten blev dörrarna där rökplymen släpptes ut skorstenen. Därigenom blir rökplymen vid starten av simuleringen mindre i Dispersion 2.1, nämligen mottagningsfickans dörrar medan i ALOFT FT är rökplymens storlek lika stor som avfallsbunkern. För att göra de två modellernas utsläpp så lika som möjligt användes samma parametrar när det var möjligt. Brand parametrar på Dispersion 2.1 var röktemperatur och utsläppsflöde medan ALOFT FT använde värmeutveckling och förbränningshastighet. Röktemperatur och värmeutveckling var svårt att översätta mellan programmen, hjälp togs av en brandingenjör i Lund (Gojkovic) för uppskattning. Däremot kunde förbränningshastigheten och rökplymens utsläppsflöde lättare jämföras. Förbränningshastigheten multipliceras med mängd PM_{10} som bildades per mängd förbränd bränsle. Därmed kunde utsläppsmängden av PM_{10} vara densamma i båda modellerna. Eftersom PM_{10} utsläpp är grunden till de övriga ämnenas spridning och är det samma i båda modellerna ansågs det kompensera för rökplymernas storleksskillnader vid utsläppspunkten.

I Dispersion 2.1 skiljer sig de redovisade luftkoncentrationerna från den passiva branden mellan januari och juli. Maxvärdet i januari är 2425mg medan maxvärdet i juli är 398mg. Brandförloppen är desamma i både fallen och endast de meteorologiska tillstånden skiljer sig. I januari råder ett stabilt tillstånd medan det i juli uppstår ett instabilt tillstånd. Det visar att det meteorologiska tillståndet spelar en avgörande roll vid spridning och

utspädning av brandgaser och –partiklar. ALOFT FT använder samma brandförlopp vid simulering av passiv bekämpning av brand på vintern och på sommaren. Det visar också att spridningen av brandgaser och –partiklar påverkas starkt av det meteorologiska tillståndet.

I ALOFT FT kan det utläsas att brandtemperaturen påverkar hur högt rökplymen når. Den passiva bekämpningen av branden medför en högre brandtemperatur och från sidoperspektivet visas att plymen når en höjd av 1400m nås medan plymen vid den aktiva bekämpningen av branden når upp till 1200m. ALOFT visar att den rökplymen som når högre transporteras längre i vindriktningen och deponeras över ett större område. Samma tendens med ett större depositionsområde vid passiv bekämpning av branden visas i Dispersion 2.1.

I figur 1 och figur 2 visas ett tomt område mellan utsläppspunkten och rökplymen. Ingen förklaring kan ges till detta, möjligen att det finns ett fel i programmet. Det tomma området uppstår inte under ett neutralt och instabilt meteorologiskt tillstånd.

Som tidigare nämnts är en brand ett komplext förlopp som är svåruppskattat. Hjälp togs av en brandingenjör från Lunds Universitet (Gojkovic) för antaganden angående brandegenskaper. Enligt Gojkovic var antagandena om värmeutvecklingen, brandtemperaturen och partikelutvecklingen inom rimliga gränser. Eftersom syftet med rapporten inte var att beskriva brandförloppet var uppmärksamheten på själva förloppet begränsad. Brandens inverkan på spridningen begränsas till lyftkraften därför att den uppmärksamheten på brandförloppet som hade behövts för att få en djupare förståelse av brandens inverkan på övrig spridning inte rymdes i uppsatsen.

Parametrar som vindhastighet och meteorologisk stabilitet baserades på statistiska medelvärden från årstiderna då bränderna uppstod. Samma väderförhållanden användes i båda simuleringsmodellerna. Dispersion 2.1 tillät inte ett frival av meteorologiskt tillstånd eftersom de meteorologiska inputparameterna var uppmätta tidsserier. Eftersom en jämförelse av resultaten skulle göras användes samma värden för vindhastighet och meteorologisk stabilitet i ALOFT FT som i Dispersion 2.1.

Resultaten från spridningsmodellerna visar att meteorologisk stabilitet, brandtemperatur och vind har en stor påverkan på spridningens omfattning. Vid ett instabilt meteorologiskt tillstånd utspäds rökplymen i vindriktningen samt i riktningar vinkelräta mot vindriktningen, medan rökplymen visar tendens att bibehålla en hög koncentration och att utspädningen sker till största del i vindriktning under ett stabilt meteorologiskt tillstånd. Konsekvensen av detta är att föroreningarnas markkoncentrationer blir lägre när brandgaser och –partiklar späds ut. Branden påverkar både spridningen och vad som sprids. Vid högre brandtemperaturer når brandröken längre upp i atmosfären samtidigt som en mindre mängd miljöfarliga ämnen bildas per mängd förbränt bränsle. Lägre brandtemperaturer har motsatta effekter. Vinden spelar också en viktig roll eftersom brandgaser och –partiklar transporteras i vindriktningen.

Det kan ifrågasättas om den förenklade depositionen av utsläppta ämnen är representativ för det som verkligen sker. Återigen är det svårt att validera eftersom det finns begränsad kvantitativ information om vilka utsläppta mängder som hamnar i naturen. Valet att begränsa deposition till terrängens inverkan bygger på en spridningsutredning från ett kraftverk som brann i Israel (Dayen, Koch 2001). De rapporterade att större utsläppsmängder fastnade på växter i omgivningen än på sanden. Depositionsgraderna är baserade på det resonemanget att luftburna ämnen fastnar på vegetation lättare än på platt terräng som sand eller en vattenyta. Om en djupare undersökning skulle ha utförts angående deposition av de utsläppta ämnena från Heden skulle andra depositionsmechanismer kunna ha diskuterats men det rymdes inte i uppsatsen. Med endast terrängens inverkan ger depositionsgraderna en bild av depositionens storlek. Målet med uppsatsen var inte att ge ett exakt svar på hur mycket som sprids och deponeras utan att undersöka hur det gick till.

Det som inte deponeras transporteras vidare. Det uppstår virvlar och turbulent diffusion vilket gör att ämnen vid markytan kan återtransporteras till högre höjder. Ämnen kan också fortsätta att transporteras med vinden längs depositionsytan och deponeras längre bort. Modellerna redovisar områden med bestämda koncentrationsnivåer. De är områdenas medelvärden där koncentrationerna är högre närmare brandplatsen och minskar proportionellt med avstånd från brandplatsen. Då blir depositionsgraderna representativa för den genomsnittliga depositionen av utsläppet i området.

Markkoncentrationerna är beroende av emissions- och depositionsgraderna. Syftet med att räkna ut markkoncentrationer var att ge en bild av vad som kan väntas vara kvar i naturen efter att en okontrollerad brand uppstått. När markkoncentrationerna uträknades togs ingen hänsyn till eventuella bakgrundskoncentrationer av föroreningar. Det ansågs inte behövas eftersom resultaten från modellerna inte skulle valideras och endast det som spreds från branden var av intresse. Luftkoncentrationerna från modellerna gavs som mg/m^3 medan markkoncentrationerna hade enheten mg/m^2 . Den omvandlingen gjordes eftersom det var medelluftkoncentrationen som modellerna visade vid marknivån som är ett tvådimensionellt plan.

De beräknade markkoncentrationerna av dioxiner, tungmetaller och PAH kan vara överskattade. Överskattning kan uppstå därför att det antogs att alla utsläppta ämnen förutom VOC var bundna till partiklarna mindre än $10\mu\text{m}$ i diameter. En del av partiklarna i brandröken har diametrar större $10\mu\text{m}$. Bränslet under branden omvandlades till stoft, vatten och aska där 40 % av bränslet antogs bli stoftpartiklar. Ett av antagandena som kan ifrågasättas var att de övriga ämnena inte binder sig med vattenånga eller askan. Det är möjligt att om ämnena hade bundit sig till vattnet och askan hade deras spridning sett ut som PM_{10} partiklar. Stoft innefattar en stor mängd olika ämnen där partiklarna bara är en del, se avsnitt om stoft. Enligt en undersökning av McGrattan et al., 1997 bestod den totala partikelmängden till 87 % av PM_{10} partiklar. Men det finns andra ämnen i stoftet som de övriga ämnena kan binda sig till. Eftersom uppmärksamhet inte lades på de

andra delarna av stoftet kan det inte sägas hur deras storlekar relaterar till PM₁₀. Med stor sannolikhet finns en portion av stoftet som är större än PM₁₀ och det skulle leda till att deposition sker närmare brandplatsen på grund av gravitationskraften. Om ämnena hade bundit sig till vattenånga hade de också deponerats närmare brandplatsen eftersom vattenånga kyls ner snabbt och kondenseras. Därför kan det diskuteras om de uträknade markkoncentrationerna är överskattade och om markkoncentrationerna borde vara högre närmare brandplatsen.

Vad som händer med föroreningar när de hamnar i naturen undersöktes översiktligt. Det gjordes därför att de kemiska och biologiska nedbrytningsprocesserna hamnar utanför uppsatsens ämnesområde. Därför är uppsatsen avgränsad till ett översiktligt perspektiv på brandföroreningarnas påverkan på miljön.

I vinterfallen sprider sig rökplymen över Vänern där deposition sker. I åtgärdsavsnittet har det diskuterats föroreningar på land men samtidigt finns det höga föroreningskoncentrationer i Vänern. Åtgärder i Vänern diskuterades inte eftersom föroreningar i vatten utspäds i en högre grad och depositionshalterna är lägre i sedimentet. Valet att inte undersöka vattensanering är också baserad på faktum att inte alla föroreningar har koncentrationer som överskrider riktvärdena och de som kan överskrida gör det knappt. Om utsläppet hade ägt rum över en längre period där riktvärdena klart överskridits skulle sanering av ett vattenområde ha undersökts. Eftersom Klarälvsdeltat är ett känsligt område skulle saneringar inte utföras om det inte uppstod ett akut miljöproblem. En sanering av området skulle också innebära en negativ påverkan.

Förslaget på agerande är baserat på ett ekonomiskt samt miljömässigt perspektiv. Det har visats att en släckning av branden sänker brandtemperaturen vilket bidrar till bildande av mer miljöfarliga ämnen. Tabell 3 visar att markkoncentrationerna vid alla de aktiva bekämpningsscenarierna är högre än vid de passiva brandbekämpningsscenarierna. Om släckningsarbetet sker över en längre period kan många miljöfarliga föroreningar hinna bildas. Om branden däremot bekämpas passivt bildas mindre mängder miljöfarliga ämnen per mängd förbränt bränsle. Samtidigt finns förutsättningar för att branden istället brinner över en lång period då det totala utsläppet av miljöfarliga ämnen kan bli större. Slutsatsen är att räddningstjänsten borde beräkna hur lång tid en brand kan förväntas brinna och hur lång tid släckningsarbetet tar för att agera så att utsläppet av miljöfarliga ämnen hindras. I uppsatsen gavs värden för kostnader som kan förväntas uppstå och de ekonomiska konsekvenserna på miljön blir större än de på egendomen. Därför borde räddningstjänsten agera så att miljöpåverkan blir minimal vilket i sin tur leder till att de ekonomiska konsekvenserna också blir minimala. Samtidigt måste räddningstjänsten ta hänsyn till de meteorologiska förhållanden som råder under brandförloppet. Under vissa meteorologiska förhållanden kan den lokala befolkningen och miljön exponeras för farliga föroreningsnivåer.

1999 uppstod en brand i mottagningsfickan på Hedens fjärrvärmeanläggning. Vid den tiden hade inte Heden något inbyggt

släckningssystem i mottagningsfickan. Då fick branden brinna tills räddningstjänsten kom och släckte branden. Sedan dess har det byggts ett sprinklersystem som förhindrar att en brand ska uppstå igen. Eftersom uppsatsen handlar om hur brandgaser och partiklar sprider sig och inte sannolikheten av att en brand skulle uppstå antas det att sprinklersystemet inte fungerar under de dagarna när bränder uppstår.

Eftersom det finns en brist på kvantitativa undersökningar av brandrök från okontrollerade bränder finns det ett behov av undersökningar som uppsatsens. I uppsatsen har det bevisats att det finns ett potentiellt miljöhot i brandgaser och –partiklar från okontrollerade bränder. Med hjälp av fler liknande undersökningar skulle miljökonsekvenserna kunna minskas samtidigt som pengar skulle kunna sparas.

Fallet som beskrivs i Hedenbranden kan jämföras med andra situationer som till exempel en brand som uppstår på en industri. Brandtemperatur, meteorologiskt tillstånd och övriga parametrar är fortfarande viktiga delar av miljöns och mänsklighetens exponering. Uppsatsen ger en bild av hur brandgaserna och –partiklarna kan förväntas spridas.

8 Slutsatser

När räddningstjänsten kommer till en brandplats bör hänsyn tas till den meteorologiska stabiliteten samt till vindens styrka och riktning. Den meteorologiska stabiliteten har en stor inverkan på spridningens omfattning. Räddningstjänstens agerande är avgörande för vilka ämnen som bildas under brandförloppet samt påverkar även spridningen. Agerandet är en faktor som styr brandtemperaturen. Denna är proportionell med förbränningsgraden och många miljöfarliga ämnen bildas på grund av ofullständig förbränning. Samtidigt når rökplymen högre i atmosfären vid förhöjd brandtemperatur och därmed blir spridningens omfattning större.

Vid en brand i Hedens fjärrvärmeanläggning bildas dioxiner, PAH, VOC och tungmetaller och dessa sprids ut i miljön. Exakta slutsatser om miljöpåverkan kan inte dras men om de undersökta ämnena deponeras i miljön kan det förväntas att de skapar en akut negativ påverkan. Spridningen får också ekonomiska konsekvenser. De ekonomiska konsekvenserna för miljön blir större än för egendomen oberoende av agerande från räddningstjänsten.

8.1 Tack

Jag vill passa på att tacka de som har hjälpt mig med min uppsats. Jag vill tacka min handledare Ola Holby som hjälpt till att hålla min uppsats på rätt kurs under uppsatsens gång. Från Räddningsverket vill jag tacka Lars Nyberg och Claes-Håkan Carlsson som gav mig möjligheten att göra uppsatsen och som kom med många bra förslag under arbetets gång. Jag vill också tacka de som tog tid och svarade på alla mina frågor; Hans Bäckström, SMHI, Daniel Gojkovic, Lunds Universitet, Torgny Mellin, Miljöbolaget, Lars-Gunnar Strandberg, Karlstads Räddningstjänst och Sandra Weden, Karlstads Energi. Utan dem hade uppsatsen inte varit möjlig. Tack.

9 Intervjuer

Gojkovic Daniel, Brandingenjör, Adjunkt, Brandteknik, Lunds tekniska högskolan, Lunds universitet

Holby Ola, Docent, Miljö- och energisystem, Karlstads universitet

Mellin Torgny, Doktor, Marknads Chef och Forskning- och Utvecklingsansvarig, Miljöbolaget

Närman Lars, Ingenjör, Brand ansvarig, Karlstads Energi, Hedens fjärrvärmeanläggningen

Weden Sandra, Miljöingenjör, Karlstads Energi, Hedens fjärrvärmeanläggningen

Strandberg Lars-Gunnar, STF räddningschef, Karlstads Region Räddningstjänstförbund

10 Referenslista

Ahrens Donald C, *"Meteorology Today – An Introduction to Weather, Climate and the Environment"*, 6th Edition, Brooks/Cole, 1999, sid. 158 – 244.

Andersson Birger, *"Miljöutredningsprotokoll"*, Rapportnummer 02 - 102, Datum 20020827

Ares J, *"Long-range, long-term transport and decay of PAHs in a semiarid coastal area of Argentina"*, Toxicological and environmental chemistry, Vol 41(1-2), 1994

Berg Per EO, *"Miljökonsekvenser av olyckshändelser"*, Chalmers Tekniska Högskola, Institution för VA-teknik, Räddningsverket, 1998, P23-143/96, sid.14.

Blomqvist Per, Persson Bror, Simonson Margaret, *"Utsläpp från bränder till miljön – utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften"*, SP Brandteknik, Borås, Räddningsverket, 2002, P21-407/02

Björklund Christer, Byman Karin, Toll Mikael, *"Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen"*, ÅF - Energikonsult, Stockholm, Räddningsverket, P21-376/01, sid. 13.

Dayan Uri, Koch Jean, *"Dispersion of PCB in the environment following an atmospheric release caused by a fire"*, Department of Geography, The Hebrew University of Jerusalem, 2001

de Witt Cynthia, Strandell Micheal, *"Levels, Sources and Trends of Dioxins and Dioxin like substances in the Swedish Dioxin Survey: Volume 1"*, Naturvårdsverket, Rapport 5047, 2000

Eriksson Eva Marie, Bäckström Hans, "Användarhandledning för programsystemet Dispersion", SMHI Miljö Konsult Meteorologi, Rapport 2000 nr48, 2000

Fisher B E A, Metcalfe E, Vince I, Yates A, "Modelling plume rise and dispersion from pool fires", Atmospheric Environment, Vol 35, Issue 12, 2001

Hedlund B, Eriksson J, Petersson-Grawé K, Öborn I, "Kadmium- tillstånd och trender", Naturvårdsverket Förlag, Rapport 4759, 1997

Hertzberg Tommy, "Partiklar från bränder", Sveriges Provning och Forskningsinstitut, Räddningsverket, 2000, P21-377/01, sid. 23, 27

Karlsson Per Erik, Skärby Lena, "Ozon påverkar tillväxten hos gran i Sverige – rapport från en fyraårig fältkammarstudie", IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg, sid. 2, 1998

Larsson Ida, Lönnermark Anders, "Utsläpp från bränder - Analyser av brandgaser och släckvatten", Sveriges Provning och Forskningsinstitut, BRANDFORSK projekt 707-021, 2002, sid. 13-24

Lighty JoAnn Slama, Veranth John M., Sarofim Adel F., "Combustion Aerosols: Factors Governing Their Size and Composition and Implications to Human Health", Department of Chemical and fuels Engineering, University of Utah, Salt Lake City, Air and Waste Management Association, 2000.

Liljedahl Birgitta, "Yttre faktorerers inverkan på miljökonsekvenser vid olyckor", FOA, Umeå, Räddningsverket, Rapport P21-158/96, 1998

Lundbäck Magnus, "En Plockanalys av Hushållens Avfall i Karlstads Kommun", Renhållningsverket, Rådrummet, Karlstads Kommun, 2000

McGrattan Kevin B., Baum Howard R., Walton William D., Trelles Javier, "Smoke Plume Trajectory from In Situ Burning of Crude Oil in Alaska Field Experiments and Modeling of Complex Terrain", National Institute of Standards and Technology, 1997

"Miljöfaktaboken- Specialutgåva för miljöutbildning", Svensk Eneriförsörjning, 1999

Naturvårdsverket, "Generella riktvärden för förorenad mark: beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning", Naturvårdsverket, Rapport 4638, 1997

Nazaroff William W, Alvarez-Cohen Lisa, "Environmental Engineering Science", John Wiley & Sons, 2001, sid. 159-251 och 454-469

Omstedt Gunnar, "An Operational Air Pollution Modell", SMHI Rapports Meteorology and Climatology, Rapport RMK57, 1988

Persson Christer, Rodhe Henning, Lars-Erik De Geer, "Tjernobylolyckan En Meteorologiska analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige", SMHI meteorologi, Nr 24, 1986

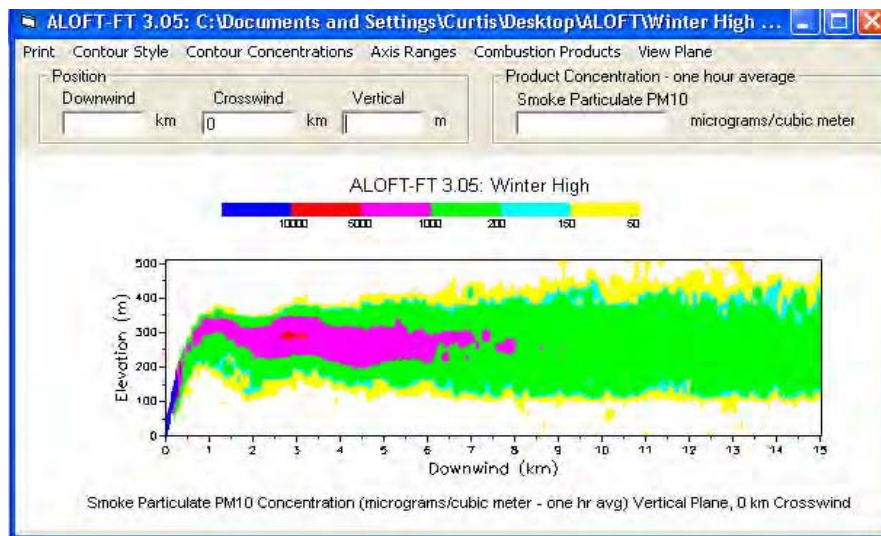
Preining Othmar, *"The Physical Nature of very, very Small Particles and its Impact on their Behavior"*, Austrian Academy of Sciences, Clean Air Commission, Vienna, Austria, 1997

Rubenson Stefan, *"Miljöbalken- Den nya miljöretten"*, 2nd upplagan, Norstedts Juridik AB, 1999

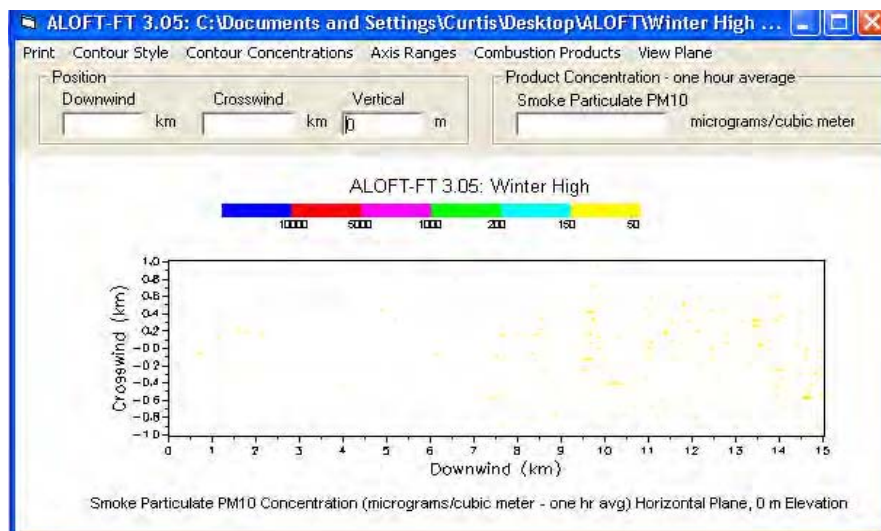
Sammanställning av miljöpåverkan från branden i Västerviks värmeverk den 15 och 16 september 1999, Dossie 260-2033-99

Snarud Per, *"Miljön i skottgluggen"*, Dagens Nyheter 08-02/03, Lördag Söndag sid. 18-1

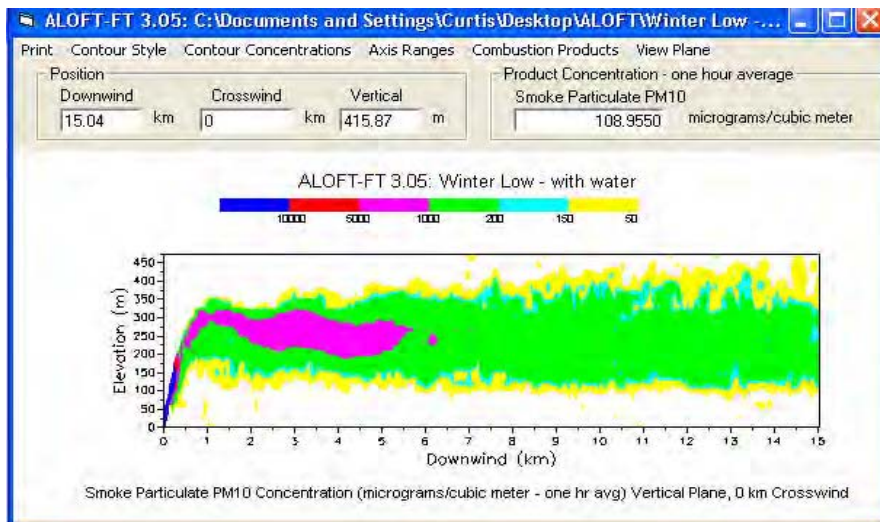
11 Bilaga 1



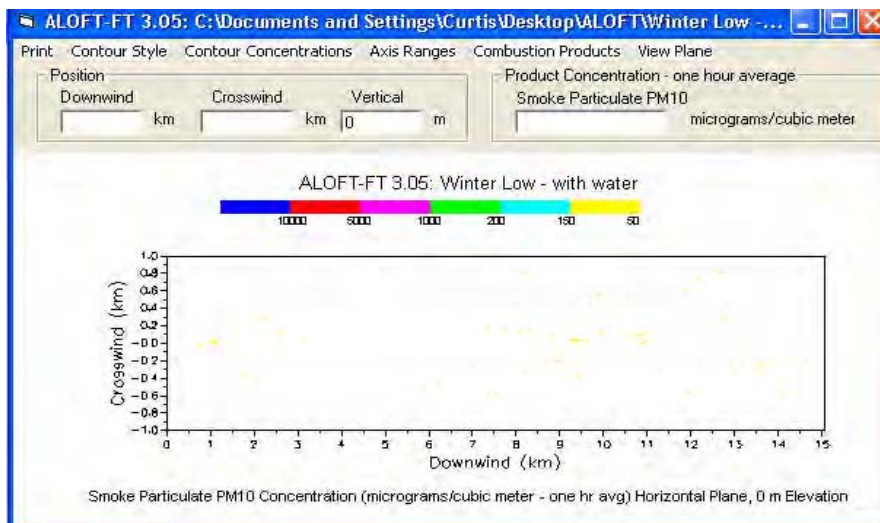
Figur 16. Passiv brandbekämpning i januari , under neutral stabilitet.



Figur 17. Passiv brandbekämpning i januari, neutral stabilitet, från sidan.

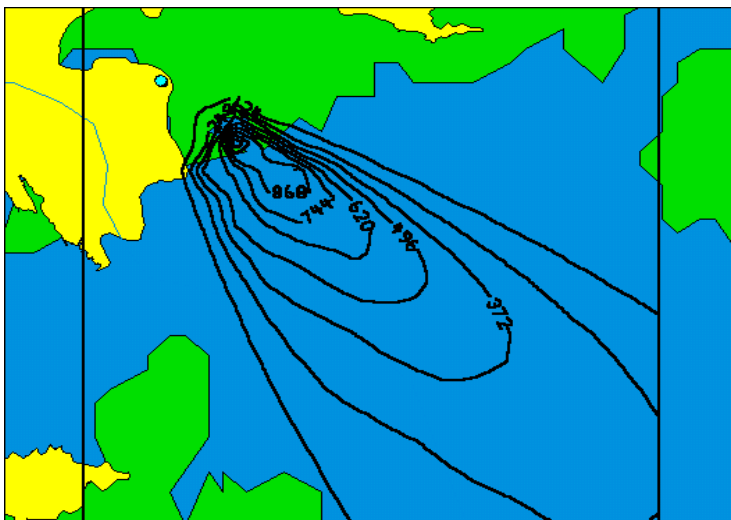


Figur 18. Aktiv brandbekämpning i januari, neutral stabilitet.

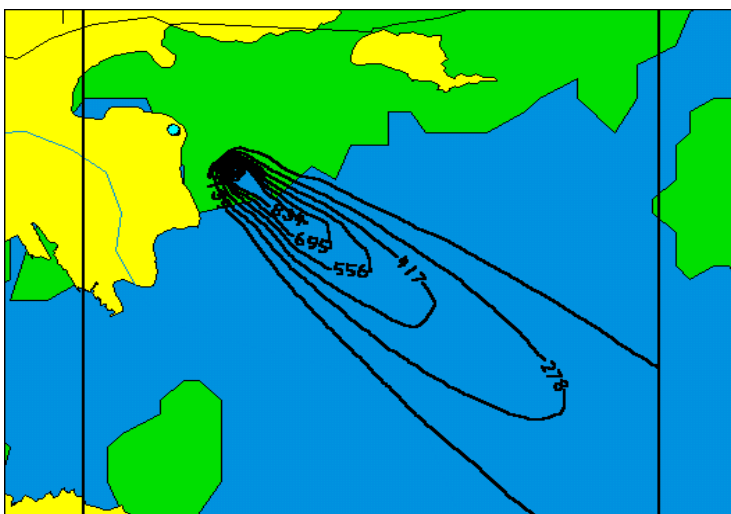


Figur 19. Aktiv brandbekämpning i januari, neutral stabilitet, från sidan.

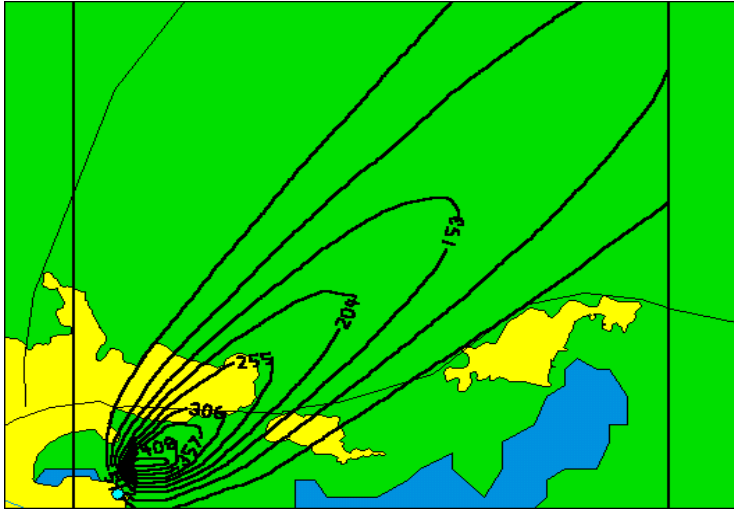
12 Bilaga 2



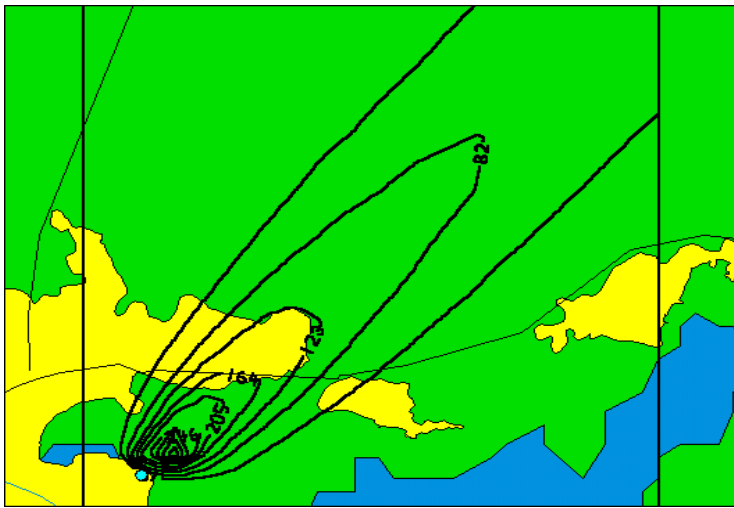
Figur 20. Passiv brandbekämpning i januari, sett vid 100m.



Figur 21 . Aktiv brandbekämpning i januari, sett vid 100m.



Figur 22. . Passiv brandbekämpning i juli, sett vid 100m.



Figur 23. Aktiv brandbekämpning i juli, sett vid 100m.

Räddningsverket, 651 80 Karlstad
Telefon 054-13 50 00, fax 054-13 56 00. www.srv.se

Beställningsnummer P21-453/04. Fax 054-13 56 05
ISBN 91-7253-246-7