

Emissioner från bränder

Metoder, modeller och mätningar



2007 Räddningsverket, Karlstad
Sekretariatet för forskning och analys
ISBN 978-91-7253-323-3

Beställningsnummer P20-470/07
2007 års utgåva

Emissioner från bränder

Metoder, modeller och mätningar

Anders Lönnermark^{a)}

Yvonne Andersson-Sköld^{b)}

Jesper Axelsson^{a)}

Marie Haeger-Eugensson^{c)}

Anna Palm Cousins^{c)}

Bengt Rosén^{b)}

Håkan Stripple^{c)}

a) SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut

b) Statens Geotekniska Institut

c) IVL Svenska Miljöinstitutet

Räddningsverkets kontaktperson:

Cecilia Alfredsson,

Avdelningen för olycksförebyggande verksamhet, 054 - 13 50 82

Förord

Detta arbete har finansierats av Räddningsverket. Borås stad, El-Kretsen, Svensk Däckåtervinning AB och RagnSells har bidragit med information och hjälp att få fram lämpligt material för brandförsöken.

Arbetet har genomförts av SP Brandteknik (projektledare), IVL Svenska Miljöinstitutet, Statens Geotekniska Institut (SGI) och Södertörns Brandförsvarförbund. Förutom författarna till denna rapport har följande personer varit delaktiga i projektarbetet och bidragit till de resultat som presenteras i rapporten: Margaret Simonson, Per Blomqvist, Tommy Hertzberg, Michael Magnusson, Lars Gustavsson, Joel Blom, Lars Rosell, Stefan Österberg och Kristoffer Gustafsson från SP, Deliang Chen och Lin Tang från IVL, Peter Starzec från SGI samt Patrik Åhnberg från Södertörns Brandförsvarförbund. Till projektet knöts en referensgrupp. Medlemmar i referensgruppen var:

Ann Lundström, Miljöförvaltningen, Göteborg

Ingela Höök, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Måns Krook, Malmö Brandkår

Niklas Johansson, Naturvårdsverket

Peter Andersson, Svenska brandförsvarsförbundet

Cecilia Alfredsson, Räddningsverket

Claes-Håkan Carlsson, Räddningsverket

Marianne Runhage, Räddningsverket (var under en period kontaktperson för projektet)

Föreliggande rapport är huvudrapporten för projektet och i denna beskrivs metoden, utvalda brand- och spridningsscenarier samt länkar mellan de olika delarna inom projektet. I rapporten sammanfattas arbetet och vissa detaljer kring brandförsök och modelleringar återges. Dessutom sammanfattas de viktigaste slutsatserna från projektet. För fördjupad information hänvisas till nedanstående rapporter som innehåller ytterligare detaljer kring arbetet inom projektet:

Lönnermark, A. och Blomqvist, P., "Emissions from Fires in Electrical and Electronics Waste", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2005:42, Borås, 2005.

Lönnermark, A. och Blomqvist, P., "Emissions from Tyre Fires", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2005:43, Borås, 2005.

Lönnermark, A., Stripple, H. och Blomqvist, P., "Modellering av emissioner från bränder", SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP Rapport 2006:53, Borås, 2006.

Haeger-Eugensson, M., Tang, L., Chen, D., Axelsson, J., Lönnermark, A. och Stripple, H., "Spridning till luft från bränder", IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport B-1702, Göteborg, 2006.

Rosén, B., Andersson-Sköld, Y. och Starzec, P., "Emissioner från bränder - Spridning till mark och vatten", Statens geotekniska institut, SGI Varia nr 568, Linköping, 2006.

Innehållsförteckning

Abstract	7
Sammanfattning	9
Nomenklatur	11
1 Inledning	12
1.1 Bakgrund	12
1.2 Introduktion till metoden	14
2 Val av brandscenarier	18
2.1 Brandscenarier	18
2.1.1 Brand i elektronikskrot	
2.1.2 Brand i bildäck	
2.2 Släckningsalternativ	20
2.3 Val av emitterade ämnen att studera	21
2.4 Brandscenarier och plymmodellering	21
2.5 Testområde	26
3 Brandförsök	32
3.1 Gods	32
3.1.1 Elektronikskrot	
3.1.2 Bildäck	
3.2 Försöksuppställning	33
3.3 Försöksprocedur	35
3.4 Analyser	36
3.5 Resultat från brandförsöken	36
4 Bildningsmekanismer och emissionsmodell	43
4.1 Bildningsmekanismer	45
4.1.1 CO och CO ₂	
4.1.2 Kväveföreningar	
4.1.3 Svavelföreningar	
4.1.4 HC och VOC	
4.1.5 Partiklar	
4.1.6 Polycykliska aromatiska kolväten, PAH	
4.1.7 HCl, HBr och HF	
4.1.8 Organiska halogenföreningar	
4.1.9 Bromerade flamskyddsmedel	
4.2 Erfarenheter från analyser i samband med brandförsök	50
4.3 Beskrivning av emissionsmodellen	52
5 Spridning i luft	57
5.1 Inledning	57
5.2 Bakgrund och syfte	57
5.3 Metod	58
5.4 Beskrivning av olika modeller	59
5.4.1 TAPM modellen	
5.4.2 ALOFT	
5.5 Indata spridningsberäkningarna	60
5.5.1 Indata till TAPM för olika brandscenarier	
5.5.2 Indata till ALOFT-FT	

5.6	Resultat	65
5.6.1	Meteorologins betydelse för spridningen och depositionen	
5.6.2	Timvisa analyser	
5.7	Beräkningar genomförda med ALOFT	70
5.8	Illustrering av spridningsförloppet med TAPM	71
5.9	Jämförelse mellan TAPM och ALOFT	74
5.10	Generaliserad beräkning på årsbasis	76
5.10.1	Spridningsberäkningar på årsbasis	
5.10.2	Jämförelse mot normer och gränsvärden	
5.11	Metodik för framtida fältberäkningar av spridning vid brand	85
5.12	Diskussion	86
6	Spridning av ämnen mellan olika matriser	88
6.1	Metod och modellstruktur	88
6.2	Indata	91
6.3	Val av substanser	91
6.4	Emissioner	92
6.5	Resultat från modellering	93
6.6	Slutsatser	96
7	Spridning till mark och vatten	97
7.1	Miljörisker till följd av brand	97
7.2	Spridning i mark och vatten	99
7.3	Modellverktyg	100
7.4	Grundvattenströmning – modellering med GMS	102
7.5	Platsspecifik modellering – Nolåns dalgång	103
7.6	Ytvattenströmning	103
7.6.1	Fördelning ytvattenavrinning - grundvattenbildning	
7.6.2	Ansatta brandutsläpp	
7.6.3	Släckvatten som direkt hamnar i ytvatten	
7.6.4	Släckvattnet	
7.6.5	Brand i bildäck och släckning med vanligt vatten	
7.6.6	Brand i elektronikskrot och i bildäck med skumsläckning	
7.6.7	Utspädning av släckvatten	
7.6.8	Under branden	
7.6.9	Slutsatser	
7.7	Föroreningstransport av vattentrogen förorening	111
7.7.1	Resultat för vattentrogen förorening	115
7.8	Föroreningstransport av icke vattentrogen förorening	116
7.8.1	Halt i marken med hänsyn till sorption	
7.8.2	Skumbaserat släckvatten	
7.8.3	Deposition av brandplym på mark	
7.9	Diskussion	120
8	Utveckling av en metod för bestämning av utsläpp från bränder	123
9	Slutsatser	124
10	Forskningsbehov	128
11	Referenser	130
B1	Parametervärden använda i fugacitetsmodellen	136

Emissions from fires - Methods, models, and measurements

Abstract

Traditionally, fires have been associated with losses of life and property, and costs for interruptions in production etc. In recent years increased attention has been paid to the fact that fires also are related to environmental problems. The emissions from fires can consist of a number of different types of species with a variety of effects to health and the environment.

In the present report a method is described on how to determine the emissions from a fire and how the emissions are spread. The aim of the work has been to study the entire process from a specific fire scenario to the spread of the emissions to air, soil, and water. The result is a method with a number of different subparts. These subparts include: description of fire scenario, modelling of production of emissions, and modelling of spread of emissions. They are described as is how the different parts are linked to each other.

Fire tests were performed with electric and electronic waste, and car tyres. Tests were performed both with and without water application and in connection with the tests the fire gases, run-off water, and fire debris were analysed. Based on the fire tests and literature data from other tests, emission models were developed. Knowledge of formation mechanisms for different species was also used.

The emissions from a number of selected fire scenarios were used as input data for calculations and computer simulations of the spread and distribution of the emissions to different matrices (i.e. air, soil, and water). Parameter variation was an important part of these studies. In the case of dispersion of the emissions in the air, two different models (TAPM and ALOFT-FT) were used. The results are presented and compared in the report. The meteorological conditions proved to be important for the dispersion in air. The simulations were performed for different weather conditions and for different times during the year. Spread between different matrices was studied by using so called fugacity models.

The fire tests and the modelling of emissions show that there are several factors affecting the emission of which the degree of ventilation seems to be one of the most important. However, a fire is complex in its nature and can seldom be represented by a single parameter value. The application of water also affected the results and increased the yield of several groups of species (e.g. VOC and PAH).

The conditions in soil are very complex and much information is needed to be able to perform a detailed simulation of the spread in the soil. Such detailed information is seldom available, but needs to be determined for each specific

case. The parameter variation, however, shows the effect of the important parameters, such as the hydraulic conductivity.

Calculations of the spread to surface waters show that for the selected scenarios the emissions in most cases are rather quickly diluted. It is, however, important to remember that some species (e.g. dioxins and brominated flame retardants) are very stable and can be of interest for that reason. Some species can also be present in very high concentrations. If the fire takes place in a sensitive area, special caution must also be taken.

Several of the modelling tools used with the project demand both much time and computer resources. Therefore, they might not be useful in the acute phase of an accident, but should instead be used in the prevention work of the rescue services. In case of a fire in a specific object with a material composition or mode of storage different from those of the cases that the emission models were based on, supplementary fire tests might be needed to develop representative emission models.

Keywords: fire, emissions, modelling, dispersion, fire tests, particles, PAH, dioxins, metals, spread into air, spread into soil and water

Sammanfattning

Traditionellt har bränder förknippats med förluster av liv och egendom samt kostnader p g a produktionsavbrott, förlorade marknadsandelar etc. På senare tid har även miljöproblemen i samband med bränder uppmärksammats. Emissionerna från en brand kan bestå av ett stort antal ämnen av olika karaktär och med olika hälso- och miljöeffekter.

I den föreliggande rapporten beskrivs en metod för hur man kan bestämma emissionerna från en viss brand och hur dessa emissioner sprids. Arbetet har varit upplagt på ett sådant sätt att det har täckt in hela förloppet från en utvald typ av brand av en viss storlek till hur emissionerna från en sådan brand sprids till olika matriser (luft, mark och vatten). Resultatet kan ses som en metod för att angripa problem av detta slag. Målet har varit att dels identifiera de olika faser som ingår i detta förlopp (identifiering av brandscenario, modellering av brandförlopp och brandplym, modellering av emissioner, spridningsmodellering, samt utvärdering av effekt på mottagare, totala utsläpp, etc.), dels att inom varje sådan fas identifiera viktiga parametrar och genom mätningar, beräkningar eller parametervariationer kvantifiera viktiga förhållanden. Detta innebär att rapporten kan användas både för att studera hela förloppet och för att studera detaljer kring specifika delar (de olika faserna, ingående modeller, etc.).

Inom ramen för projektet har brandförsök med elektronikskrot respektive bildäck genomförts. Försök med och utan släckning genomfördes och i samband med försöken provtogs och analyserades brandgaserna, släckvattnet och brandresterna.

Emissionsmodeller för de i brandsammanhang mest relevanta emissionerna har utvecklats. Till grund för dessa modeller ligger dels resultaten från de nämnda brandförsöken, dels publicerade resultat från tidigare brandförsök. Dessutom har hänsyn tagits till befintlig kunskap om bildningsmekanismer för olika ämnen.

Baserat på emissionerna från några utvalda brandscenarier har beräkningar och datorsimuleringar av spridning till luft, mark och vatten genomförts. Lämpliga modeller har valts ut och presenteras i rapporten. I flera fall användes parametervariationer för att på ett pedagogiskt sätt visa på inverkan av olika parametrar. I fallet med spridning till luft har två olika modeller, TAPM och ALOFT-FT, använts och resultaten från dessa jämförts och diskuteras. Inom ett visst område kan utbyte ske mellan de olika matriserna (t ex mellan luft och vatten eller luft och mark). Dessa utbyten har studerats med hjälp av sk fugacitetsmodeller.

Brandförsöken och emissionmodelleringen visar att det är många faktorer som påverkar emissioner, men ventilationsgraden är en av de viktigaste. Bränder är emellertid komplexa förlopp vilka sällan låter sig beskrivas av enstaka parametervärden. Vattenbegjutningen påverkade emissionerna och ökade utbytet av flera ämnen (t ex VOC och PAH).

De meteorologiska förhållandena har stor betydelse för spridningen till luft. Detta har visats genom att beräkna spridningen från en viss brand under olika väderförhållanden och under olika delar av året. Spridningsförhållandena i mark är komplexa och det krävs mycket information, ofta mer än vad som finns tillgängligt i litteraturen, för att göra noggranna beräkningar. Simuleringarna är också platsspecifika och kräver information om markförhållandena för den aktuella platsen. Beräkningarna genomförda inom projektet visar dock tydligt effekten av hydraulisk konduktivitet och brunnsuttag.

Utsläpp till ytvatten späds i många fall ut. Man bör dock beakta att från vissa typer av bränder kan en del emissioner, t ex klorerade och bromerade dioxiner och bromerade flamskyddsmedel, vara mycket stabila och långlivade eller intressanta av andra anledningar. Vissa ämnen kan även finnas i mycket höga koncentrationer. Om branden inträffar i ett känsligt område eller nära en känslig recipient kan speciell hänsyn behöva tas. Utspädningen i marken går mycket långsammare än i ytvattnet och mycket av emissionerna stannar kvar nära källan eller nedfallsstället.

Flera av de i projektet använda modelleringsverktygen är av sådan art att de kräver mycket indata och resurser i form av både tid och datorkraft för att kunna ge relevanta resultat. Detta innebär att de inte främst bör användas av räddningstjänsten i det akuta skedet utan snarare som en del i det förebyggande arbetet. Det innebär också att det krävs att den person som skall genomföra modelleringarna får utbildning i hur verktygen skall användas. Denna person kan sedan föra ut resultat och slutsatser i organisationen.

Den utvecklade emissionsmodellen kan behöva kompletteras för att kunna representera ett specifikt objekt där kanske materialsammansättningen eller lagringssättet innebär att de brandförsök som modellen bygger på inte kan anses vara representativa.

Nyckelord: brand, emissioner, modellering, spridningsberäkningar, brandförsök, spridning till luft, spridning till mark och vatten, PAH, dioxiner, metaller

Nomenklatur

Parametrar

Beteckning	Förklaring	Enhet
C_i^0	Halt av förorening i vid tiden $t=0$	mg/L (vattenprov) mg/kg (fast prov)
I	Hydraulisk gradient	m/m
K	Hydraulisk konduktivitet	m/s
K_d	Fördelningskoefficient. Förhållandet mellan mängd adsorberad substans per mängd löst substans.	
n	Porositet	%
Q	Flöde	m ³ /s

Namn och förkortningar

Beteckning	Förklaring
ALOFT-FT	A Large Outdoor Fire plume Trajectory model - Flat Terrain
B(a)P	Benso(a)pyren
Bioscreen®	Analytisk transportmodell för att beräkna/studera advektion, dispersion och adsorption
CFD	Computational fluid dynamics
GMS	Modellpaket för simulering av grundvattenströmning och föroreningsspredning (Groundwater Modeling System)
DBDE	Dekabromdifenyleter
FDS	Fire Dynamics Simulator (en CFD-kod)
HELP	Hydrologisk modell avsedd för beräkning av vattenbalansen vid en deponi (The Hydrological Evaluation of Landfill Performance)
LCA	Livscykelanalys
LKV	Lambs väderklassificering
MODFLOW	Flödesberäkningsmodell
MT3D	Transportberäkningsprogram för föroreningar i grundvatten
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PCB	Polyklorerade bifenyler
PCDD/PCDF	Polyklorerade dibensodioxiner/furaner
RT3D	Transportberäkningsprogram för föroreningar i grundvatten med betoning på kemiska reaktioner
SDAB	Svensk Däckåtervinning AB
TAPM	The Air Pollution Model
TCDD	2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin
TEQ	Toxisk ekvivalens
VOC	Flyktiga organiska ämnen (volatile organic compounds)

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Traditionellt har bränder förknippats med förluster av liv och egendom samt kostnader p g a produktionsavbrott, förlorade marknadsandelar etc. På senare tid har även miljöproblemen i samband med bränder uppmärksammats. Detta beror dels på en generellt ökad miljömedvetenhet och strängare lagstiftning inom miljöområdet, dels på flera uppmärksammade miljöolyckor (t ex brand i kemiskt lager utanför Basel, Schweiz 1986, däckbrand i Ontario, Kanada 1990, brand i alkoholfabrik i Kentucky, USA 2000) i samband med större bränder och/eller omfattande släckningsinsatser.

Emissionerna från en brand kan bestå av ett stort antal ämnen av olika karaktär och med olika hälso- och miljöeffekter [1, 2]. Merparten ämnen är sådana som bildas vid branden men den höga temperaturen kan även leda till att i materialet (eller byggnaden, objektet, etc) befintliga ämnen kan frigöras och spridas till den omgivande miljön. Exempel på sådana ämnen är olika kemikalier, t ex flamskyddsmedel, pesticider etc. En grov uppdelning av påverkan från olika ämnesgrupper som är relevanta i brand- och miljösammanhang görs i tabell 1.1.

Tabell 1.1 Exempel på emissioner från bränder och dess effekter på hälsa och miljö.

Effekt	Exempel på emissioner
Akuttoxiska	CO, HCN, sura gaser (t ex HCl, HBr), kväveoxider, aldehyder, isocyanater
Persistenta ämnen som är bioackumulerande och kan ge långsiktiga effekter	Dioxiner, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), PCB, aromater, partiklar, metaller, bromerade flamskyddsmedel
Försurande	HCl, SO _x , kväveoxider
Växthusgaser	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
Marknära ozon	NO _x , flyktiga organiska kolväten (VOC)

Emissioner från bränder har negativa effekter både lokalt vid brandplatsen, i det geografiska närområdet, samt regionalt och globalt, då produkter till luften kan transporteras över stora avstånd.

Relativt få mätningar har gjorts på emissioner från bränder och dessa är mycket sporadiska och från skiftande brandtyper. Förbränningen är i högsta grad okontrollerad och svårigheterna vid en mätning av emissionerna betydande. Dessutom kan förhållandena (materialsammansättning, temperatur, ventilationsförhållanden, lagringssätt, etc) variera mycket mellan olika typer av bränder. En parameter som är avgörande för bildningen av många ämnen är ventilationsgraden (d v s tillgången på syre). Information om

denna viktiga faktor saknas i många undersökningar. Sammantaget har detta medfört att kunskapen om bränders bidrag till emissionerna och dess inverkan på miljön har varit låg. Största delen av tillgänglig mätdata härrör från analyser utförda i samband med småskaliga brandförsök. Fördelen med småskaliga brandförsök är att de ofta är väldefinierade och att det är lättare att variera olika intressanta parametrar (t ex förbränningstemperatur och ventilation) än i större skala. Nackdelen är att det kan vara svårt att definiera vilket storskaligt fall som det motsvarar. Dessutom kan det vara svårt att få med vissa effekter, t ex lagringssätt, som kan vara avgörande för brandens beteende och förbränningsförhållanden.

Behoven av emissionsuppskattningar (och hur emissionerna sprids i luft, vatten och mark) finns inom flera olika områden, t ex för att kunna bedöma vilka ämnen och hur mycket som bildas från ett enskilt brandobjekt, för att kunna uppskatta de totala emissionerna från bränder i en region eller i ett land eller för att i förväg kunna bedöma riskerna vid en eventuell brand vid regional planering av olika områden. Även arbetsmiljöfrågor under släckningsarbete är av betydelse i dessa sammanhang. Den forskning som bedrivits avseende förbränningsprodukter från bränder har länge huvudsakligen inriktat sig på bestämning av huvudkomponenter som CO₂ och CO samt vissa giftiga gaser som anses viktiga i brandens närområde såsom t ex HCN och HCl [3-6]. På senare år har även många andra ämnen uppmärksamrats och inkluderats i analyser av brandgaser och släckvatten i samband med bränder i olika objekt [7-18]. Med "släckvatten" menas här och genom hela rapporten förorenat släckvatten från en brand.

Det finns emellertid ett behov av att på ett mera systematiskt sätt kunna uppskatta emissionerna från olika typer av bränder. För att kunna göra detta krävs kunskap om hur man kan koppla samman emissionsuppskattningar med utsläpp från verkliga bränder. Ett lämpligt alternativ eller komplement till analyser i samband med verkliga bränder (vilket kan vara mycket komplicerat att genomföra på ett representativt sätt) är att genomföra storskaliga brandförsök under kontrollerade former där material, lagerkonfiguration, ventilation, släckningstaktik, släckmedel, etc kan varieras. Sådan kunskap kan sedan användas till direkta emissionsuppskattningar eller för utveckling av emissionsmodeller, vilka i sin tur kan användas som indata till spridningsberäkningar.

Det finns flera fördelar med modeller, dels är det i de flesta fall en billigare arbetsmetod, dels kan man i modeller enklare studera olika fenomen med hjälp av parametervariation. Genom att variera olika parametrar kan man erhålla bättre förståelse för de ingående processerna och ökad kunskap om osäkerheter i den använda metoden. Genom att ta ett helhetsgrepp om hela problemområdet kan man se hur olika modeller samverkar och var det finns kunskapsluckor. Indata till spridningsmodellerna kan tas t ex från erfarenheter från verkliga bränder, resultat från brandförsök eller genom uppskattningar med emissionsmodeller.

När det gäller analyser i samband med verkliga bränder pågick under flera år på uppdrag av Räddningsverket ett samarbete mellan SGI och räddningstjänst och miljökontor i några olika kommuner. Inom ramen för detta arbete togs metoder fram för hur provtagning bör utföras och vilka analyser som bör

genomförs i olika fall [11, 19]. Fördelen med analyser av olika koncentrationer vid verkliga bränder är att man får med de komplexa förhållanden som ofta existerar. Nackdelen är att komplexiteten ofta gör det svårt att åstadkomma en representativ provtagning. Dessutom är ofta informationen bristfällig och förhållandena sådana att det är svårt att använda resultaten för detaljerade spridningsberäkningar eller andra avancerade bedömningar.

Målet med det arbete som presenteras i denna rapport har varit att ta fram en metod för hur data för olika emissions- och spridningsberäkningar kan tas fram och användas.

1.2 Introduktion till metoden

Ett mål med arbetet har varit att få en helhetssyn av emissions- och spridningsmodelleringen. Med detta menas att hela kedjan från ett specifikt brandscenario, via emissionsmodellering till modellering av spridningen av emissioner i luft, mark och vatten har inkluderats. Detta ger en möjlighet att identifiera vilken information som finns tillgänglig och var det behöver kompletteras. Viktigt att studera har också varit hur de olika områdena och modellerna kopplas ihop och vilka format som är lämpliga för att överföra information mellan de olika modellerna. I figur 1.1 visas en schematisk bild av arbetet och hur de olika delarna inom projektet hänger ihop. I figuren visas informationsflöde inom projektet med heldragna linjer, medan de streckade pilarna i figuren innebär informationsflöden som antingen ligger utanför det avgränsade området för projektet eller längre fram i tiden. De ingående delarna är

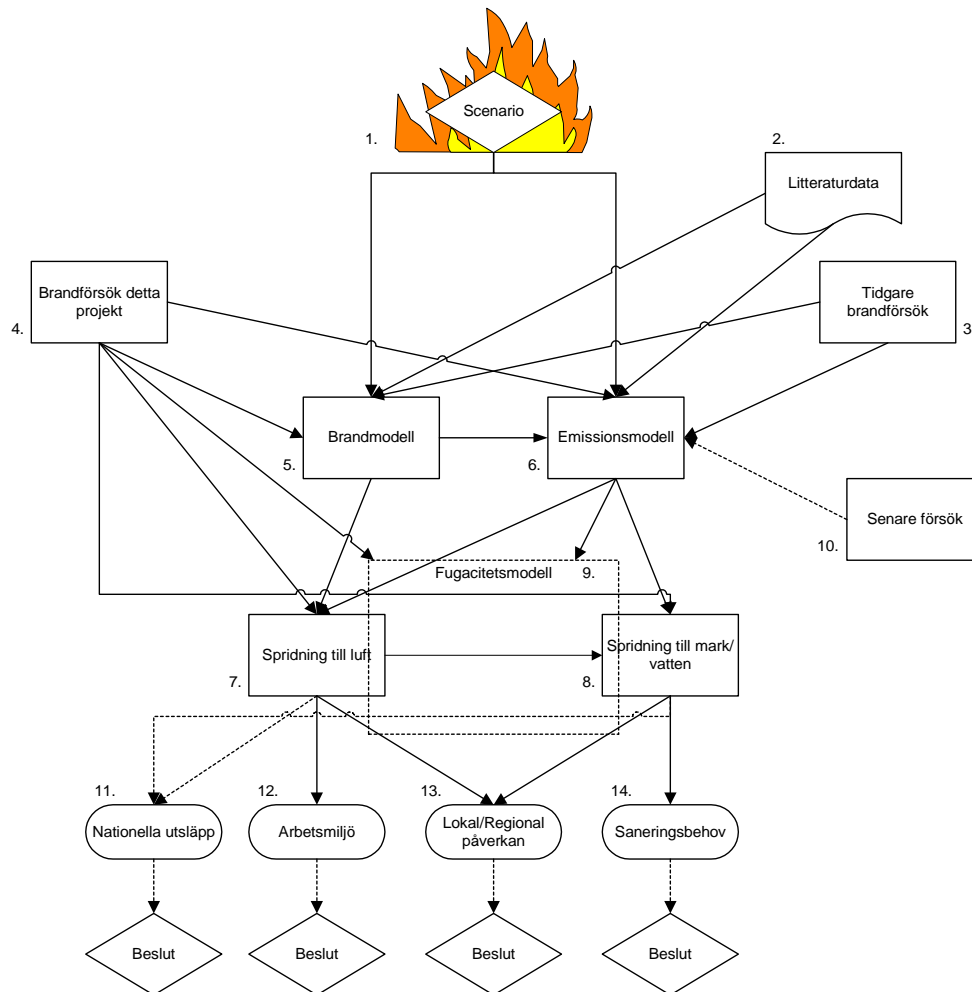
1. **Scenario:** Både primär emission (nära branden) och emissionsspridning är mycket scenarioberoende. Därför behöver aktuellt scenario definieras och beskrivas.
2. **Litteratordata:** I arbetet har erfarenheter från tidigare forskning använts både för att beskriva branden på ett representativt sätt och för att utveckla emissionsmodellen.
3. **Tidigare brandförsök:** Dessa kan sägas tillhöra punkt 2, men har givits en egen punkt för att visa på vikten av brandförsök för utvecklingen av en emissionsmodell för bränder.
4. **Brandförsök inom detta projekt:** Utgående från de scenarier som ansågs speciellt intressant har ett antal brandförsök genomförts där brandgaser, släckvatten och brandrester har analyserats.
5. **Brandmodell:** Baserat på ett utvalt scenario har en modell av själva branden tagits fram. Ramarna för denna modell har definierats både av information från brandförsöken och av vilken indata som behövs för spridningsmodelleringen.
6. **Emissionsmodell:** Baserat på litteratordata, kunskap om bildningsmekanismer, erfarenheter från tidigare brandförsök och analysdata från brandförsöken inom detta projekt har en emissionsmodell utvecklats.
7. **Spridning till luft:** Olika spridningsmodeller har använts för att visa vilka parametrar som har störst effekt på resultaten: indata, meteorologi, detaljrikedom hos modellen, topologi, etc. I figuren visas

pilar från brandmodellen och emissionsmodellen och det är den principiella vägen i metoden även om för det valda scenariot i projektet emissionsinformation kunde tas direkt från resultaten från brandförsöken.

8. **Spridning till mark och vatten:** En viktig skiljelinje vid denna typ av modellering är om förorenat vatten som hamnar på marken leder till spridning till grundvattnet eller via ytvattenavrinning hamnar i annan recipient. Tidsaspekten är viktigt för spridningen inom mark och vatten och det har varit en prioriterad parameter vid studierna. Här är geologin mycket viktig. Även nedfall från brandplymen kan vara av intresse. Kopplingen mellan luft, mark och vatten tas om hand under punkt 9.
9. **Fugacitetsmodell:** Detta är en modell som kopplar ihop olika matriser (t ex luft, mark och vatten) och spridningen mellan dessa. Detta görs med hjälp av jämviktsberäkningar. Med hjälp av fördelningsmodeller som baseras på ämnens fysikalisk-kemiska egenskaper, miljödata samt emissionsuppgifter kan man däremot följa enskilda organiska substanser och förutsäga hur dessa kommer att fördela sig mellan olika matriser såsom luft, partiklar, vatten, mark och sediment.
10. **Senare försök:** Detta är försök som inte ryms inom projektet men som kan bli aktuella längre fram. Målet med emissionsmodellen har varit att utveckla den på ett sådant sätt att den skall gå att justera när ytterligare information finns tillgänglig. Arbetet med modellen har naturligtvis också tydliggjort områden där det fortfarande saknas information för att en viss delmodell skall bli fullständig. Detta leder förhoppningsvis till möjligheter att utföra kompletterande brandförsök och analyser.
11. **Nationella utsläpp:** Bränderna i Sverige under ett år kan ge upphov till utsläpp av vissa ämnen jämförbara med totala utsläppen av dessa ämnen från andra utsläppskällor. Även om en sådan jämförelse inte ingår i projektet kan resultaten från brandförsöken och från sammanställningen av analyser i samband med brandförsök användas för en sådan analys.
12. **Arbetsmiljö:** Här menas framför allt arbetsmiljö för räddningstjänst vid en brand, men analysresultaten kan även användas för att bedöma riskerna för annan personal som kan bli involverad i samband med eller efter en brand.
13. **Lokal/regional påverkan:** Detta är en direkt följd av emissionerna från en brand och här finns alltså en mycket tydlig länk från spridningsberäkningarna.
14. **Saneringsbehov:** Information om vilka ämnen som produceras vid en brand är viktig vid bedömningen av saneringsbehovet efter branden. Här kan analyser av brandgaser, släckvatten och brandrester bidra med olika delar till helhetsbilden.

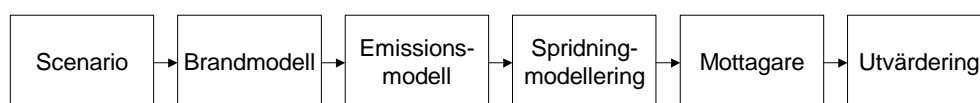
Det bör kanske kommenteras att de heldragna pilarna till objekt 12, 13 och 14 inte innebär att konsekvenserna av emissionerna för dessa delar utreds inom detta projekt utan att resultaten från arbetet förmodligen och förhoppningsvis ganska direkt kan användas när dessa problem skall utvärderas. Skillnaden mot objekt 11 är att för att utvärdera problemen ur ett nationellt perspektiv

krävs att resultaten från projektet kompletteras med information från andra arbeten angående utsläpp från bränder samt jämförs med andra utsläppskällor och nationella mål och gränsvärden. Detta arbete ingår inte i projektet.



Figur 1.1 Schematisk bild av hur projektets olika delar och modeller länkar till varandra och till objekt utanför projektet.

Ett annat sätt att se på modelleringsprocessen presenteras i figur 1.2. Bilden visar en kronologisk gång i modelleringsarbetet. Den poängterar också vikten av att modelleringen kopplas till en mottagare. Mottagaren kan ses dels som en recipient i naturen, dels som en mottagare av resultaten. Detta påverkar vilka resultat som är viktiga och hur de skall presenteras. Dessutom är utvärderingen viktig för att resultaten skall bli användbara och tolkas på rätt sätt. Rapporten följer i princip detta upplägg även om avsnitten kan ha andra namn och i vissa delar ingår som undersavsnitt till huvudavsnittet.



Figur 1.2 Schematisk bild av modelleringsmetoden utvecklad inom projektet.

Spridningsmodellerna, både för luft och mark, är beroende av förutsättningarna för de områden som är påverkade av spridningen. För att få en pedagogisk presentation av beräkningarna och så långt som möjligt få resultat baserade på realistiska fall valdes ett område ut i närheten av Bollebygd för vilket spridningssimuleringarna genomfördes. Området beskrivs i avsnitt 2.5. På vilket sätt dessa förutsättningar påverkar spridningsberäkningarna beskrivs i respektive spridningsavsnitt i rapporten.

2 Val av brandscenarier

2.1 Brandscenarier

För att bestämma vilka brandscenarier som skulle inkluderas i projektet och då framför allt vilka brandförsök som skulle genomföras, gjordes en genomgång av olika typer av bränder vars emissioner kan ha intresse i brandens närområde, regionalt och/eller nationellt. Några exempel på typer av bränder som diskuterats är bostadsbränder, skogsbränder, industri- och lagerbränder och mellanlager för återvunnet material. Inom ramen för projektet gjordes en sammanställning av emissioner uppmätta i samband med tidigare genomförda brandförsök. Resultaten från denna sammanställning presenteras tillsammans med emissionsmodellen i kapitel 6 och i en separat rapport [20].

När det gäller brandförsöken beslutades att satsa på scenarier relaterade till mellanlager för återvunnet material då detta ansågs vara en ökande risk. Valet föll på två produktgrupper, nämligen elektronikskrot och bildäck.

2.1.1 Brand i elektronikskrot

Inom ramen för ett arbete på uppdrag av Räddningsverket genomförde SGI i samarbete med räddningstjänst och miljökontor i några utvalda kommuner under några år provtagningar och analyser av framför allt släckvatten (men i vissa fall även mark och nedfall från luften till mark) i samband med speciellt intressanta bränder [11, 19]. Det visade sig då att för de bränder som involverade elektronikskrot (en i en sopförbränningsanläggning och en i en container) i jämförelse med både riktvärden och andra brandtyper i undersökningen finns en risk för höga utsläpp av flera ämnesgrupper (t ex PAH, dioxiner, bromerade flamskyddsmedel och metaller [21]).

Sedan den första juli 2001 måste ett företag som säljer elektrisk eller elektronisk utrustning i Sverige ansvara för att produkterna tas om hand när de inte används längre [22-24]. Många producenter och försäljningsorganisationer har gått med i organisationen El-kretsen, som tillhandahåller tjänsten att samla in och återvinna avfallet från elektrisk eller elektronisk utrustning (elektronikskrot). Avfallet sorteras och demonteras så att miljöfarliga komponenter förstörs eller förvaras på ett säkert sätt medan andra komponenter återvinns eller återanvänds på något sätt.

Detta innebär att stora volymer av elektronikskrot samlas in och lagras på olika platser, både vid speciella återvinningsstationer och hos demonteringsföretag. Stora mängder lagrat material innebär dels förhöjd sannolikhet för en brand, dels större konsekvenser vid en eventuell brand. I fallet med elektronikskrot innebär detta även en stor miljörisk på grund av komponenterna i avfallet. Orsakerna till bränder i elektronikskrot (precis som i annat deponerat eller mellanlagrat material) kan vara flera. För de två bränder som nämndes ovan (en i en sopförbränningsanläggning och en i en container) var brandorsaken i det första fallet skärning i en järnbalk. Gnistbildning vid maskiner och heta arbeten är de vanligaste misstänkta eller fastlagda orsakerna till bränder vid avfallsförbränningsanläggningar [25]. I

traditionella deponier är självantändning den vanligaste orsaken, men vid många anläggningar har man problem med att obehöriga tar sig in för att stjäla användbara saker och då uppkommer ibland brand antingen p g a rökning eller genom anlagd brand.

Trots tillgång till en del litteraturdata valdes elektronikskrot som scenario p g a att det finns stora kunskapsluckor som förhindrar kvantifiering av utsläpp från sådana bränder. Brandförsöken med elektronikskrot inom det aktuella projektet genomfördes för att ge underlag för kvantifiering av utsläpp från eventuella bränder i elektronikskrot.

2.1.2 Brand i bildäck

En annan typ av brand, vilken har inträffat ett antal gånger både i Sverige och utomlands, är brand i däckslager. Dessa bränder ger ifrån sig mycket rök (och många olika typer av emissioner) p g a dålig förbränning och är dessutom svårsläckta. I samband med bränder av denna typ kan det vara aktuellt att evakuera människor i närheten. För att fatta beslut om evakuering behövs emellertid bra beslutsunderlag. Hur de brinner och vad som bildas beror mycket på hur de är lagrade och inom det området finns mycket lite forskning genomförd. De mesta som finns publicerat om däckbränder är småskaliga försök, ofta med sönderdelade däck som eldas i tunna eller liknande för att simulera ”bakgårdseldning”.

Sedan 1994 är det i Sverige lag på att producenter av däck (med producent menas en som yrkesmässigt tillverkar, importerar eller säljer däck) skall ta emot däck som tjänat ut och se till att däcken återanvänds, materialåtervinns, energiåtervinns eller tas om hand på något annat miljömässigt godtagbart sätt [26]. Detta administreras av svensk Däckåtervinning AB (SDAB) och genomförs av dess entreprenör Ragn-Sells. SDAB representerar däckbranschen. Bolaget ägs av Däckleverantörernas Förening och Däckspecialisternas Riksförbund DRF med regummeringssektionen RS. SDAB drivs helt utan vinstintresse.

Efter den första juli 2002 är det inte tillåtet att deponera hela begagnade däck som inte är cykeldäck eller har en diameter på minst 1 400 mm [27]. Enligt ett EU-direktiv är det efter den första juli 2003 inte tillåtet att deponera hela däck och efter den första juli 2006 inte tillåtet att deponera delade eller malda däck [28]. Även om detta innebär färre däck på deponier så kan detta leda till många små eller ett antal stora lagringsplatser för däck innan däcken transporteras vidare till nästa steg i återvinningskedjan. Detta innebär en potentiell brandrisk i och med att, precis som för elektronikskrot, både sannolikheten för och konsekvenserna av en brand kan öka när tillfälliga lager uppstår. Det finns även exempel på däckbränder som har fått stora konsekvenser.

Internationellt har det förekommit ett antal bränder i stora däckslager, t ex Rhinehart (USA) 1983 [29] och två stora bränder i Kanada (Hagersville and Saint Amable) 1990 [30]. Några av de slutsatser som drogs från dessa bränder var att de är svårsläckta och att de innebär en stor påverkan på hälsa och miljö. Föroreningarna inkluderar emissioner till luften via brandröken och

förorening av mark och vatten på grund av släckvattnet och pyrolytiska oljor från de brinnande däcken. Även i Sverige har det under de senaste åren inträffat bränder i däckslager. Några exempel är branden i Malmö 2001, en brand i Falun 2003 och branden i en däckfirma i Kristianstad 2004. I Södertörnsområdet har det varit tre större bränder med däck inblandade under åren 1999 till 2004 [31].

I samband med några bränder har det förekommit mätningar av emissionerna. Reisman rapporterade luftburna emissioner från tre olika fall (Rhinehart (1983), Somerset, Wisconsin (1986) och Everest, Washington (1984)) [32]. Även andra har beskrivit däckbränder med varierande detaljer kring mätta eller uppskattade utsläpp, nedfall och släckvatten [29, 30, 33, 34].

Analyser i samband med verkliga bränder innebär emellertid flera problem. För det första måste personal och utrustning finnas tillgänglig vid tiden för branden och för det andra är det svårt att provta på ett representativt sätt. Mätningar i samband med verkliga bränder används främst för att bestämma om det är farligt att vistas eller arbeta inom något visst område. Det finns därför koncentrationmätningar. Dessa är emellertid svåra att använda då de är mycket beroende på hur mycket som brinner, avstånd från branden, väder, omgivning, etc och de går inte att relatera tillbaka till en viss mängd avbrunna däck.

Av ovanstående anledningar är det en fördel att genomföra väldefinierade brandförsök. Ett antal sådana brandförsök med ett eller två däck eller bitar av däck finns presenterade i litteraturen [15, 35-37]. Småskaliga försök av den typen kan inte alltid representera de tredimensionella effekter som uppstår vid storskaliga bränder. Försöken inkluderade inte heller släckning och dess effekt på emissioner. Därför beslutades att inom ramen för projektet genomföra brandförsök med bildäck där både effekter av uppställning och släckning studerades.

Fördelen med brandförsök jämfört med analyser i samband med verkliga bränder gäller naturligtvis inte bara bildäck utan även andra typer av bränder.

2.2 Släckningsalternativ

Släckning av en brand kyler brandhärden (om vattnet når fram) och påverkar därmed förbränningen. Detta påverkar i sin tur emissionerna. Om vatten sprutas genom röken kan en viss urtvättning äga rum. Släckvattnet kan även laka ur brandkällan och brandresterna och på så vis förorenas. Med andra ord är släckningsmomentet viktigt på två sätt: dess påverkan på branden kan ha inverkan på emissionerna till luften samtidigt som en ny emissionskomponent införs, nämligen förorenat släckvatten.

En släckning kan gå till på olika sätt beroende på vad som brinner, hur brandkällan är placerad, väderförhållanden, vilka resurser som finns till förfogande, etc. I de släckförsök som genomfördes i försöksserien i projektet var målet dels att åstadkomma en vattentäthet som kan sägas vara representativ för när man står en bit ifrån branden och sprutar vatten, dels repeterbar, dvs den skulle inte variera mellan försöken. Valet föll därför på

en vattenapplikator med lämpliga vattendysor. Uppställningen beskrivs ytterligare i kapitel 4 och i försöksrapporterna [38, 39].

2.3 Val av emitterade ämnen att studera

I samband med bränder kan det bildas ett stort antal olika typer av ämnen, som kan vara akuttoxiska, ge upphov till kroniska effekter och/eller vara miljöfarliga. Målet har varit att inom projektets ram belysa många av dessa grupper även om det är omöjligt att vara heltäckande. Därför har ett stort antal ämnen inkluderats i emissionsmodelleringen. Dessutom analyserades så många grupper av ämnen som möjligt i samband med brandförsöken.

När det gäller spridningsberäkningarna behövde man välja ut ett mindre antal ämnen, som kunde representera flera ämnen och förenklade modellen. Ämnena valdes så att de var speciellt intressanta, hade olika typer av egenskaper eller kunde sägas var representativa för olika spridningssätt. De ämnen som då valdes ut var:

- till luft: partiklar och benso(a)pyren (se kapitel 5),
- till mark och vatten: metaller och PAH (se kapitel 7),
- i modellen för fördelning mellan olika matriser: benso(a)pyren, fluoranten, dekabromdifenyleter (DBDE) och 2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin (TCDD) (se kapitel 6).

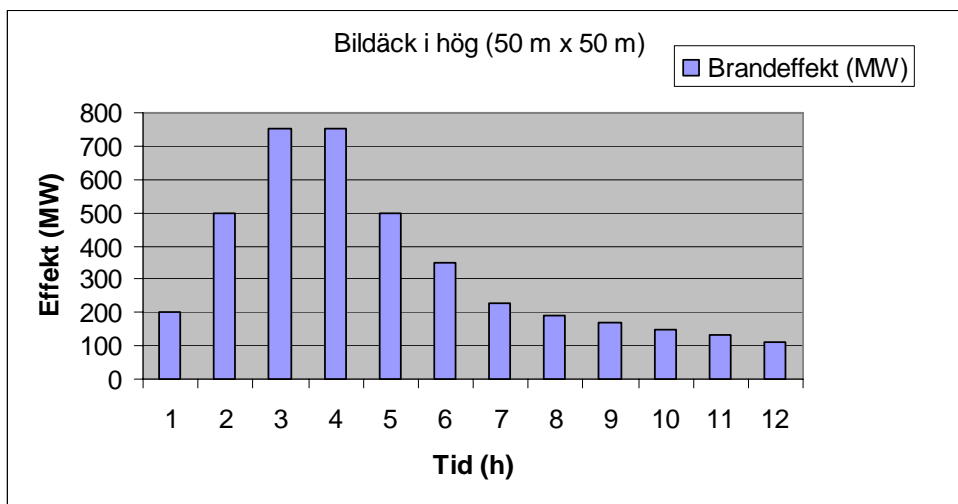
2.4 Brandscenarier och plymmodellering

Utgående från brandförsöken valdes några brandscenarier ut för att basera spridningsmodelleringarna på. För att kunna genomföra olika parametervariationer beslutades det att begränsa brandscenarierna till två olika stora bildäcksbränder. Storleken hos och förutsättningarna för dessa brandscenarier är inte valda för att efterlikna några speciella bränder utan valdes för att ge två olika fall att studera och diskutera. Det kan emellertid nämnas att huvudhögen vid däckbranden i Malmö 2001 var ungefär $50\text{ m} \times 50\text{ m} \times 10\text{ m}$, d v s av samma storlek som den större av de utvalda brandscenarierna (se nedan).

Värden för utvecklad brandeffekt (HRR) och total utvecklad energi baseras på de genomförda försöken. Bränderna har en initial fas, en intensiv fas och en släckfas. För att få en viss utsträckning i tiden antogs det att inte allt brinner samtidigt med full effekt. Den initiala fasen kan ses som en spridning av branden i radiell riktning utifrån centrum och representeras i bränderna av två timmar. Dessa grova antaganden bygger dels på det faktum att osäkerheten kring verkligt utseende på brandeffektkurvan hos den antagna branden är stor, dels på det sätt på vilket bränderna skall modelleras i spridningsberäkningarna där i många fall informationen ges per timma. Det antagna brandförloppen får anses vara schematiska och målet har varit att simulera bränder, som är utsträckta något i tiden utan att vara extremt långa.

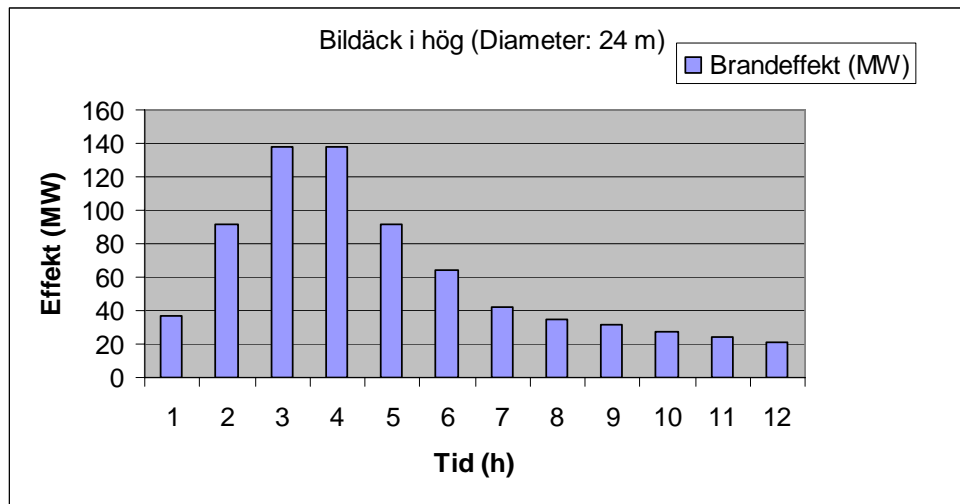
Målet är att simulera de viktigaste dragen hos bränderna utan att behöva simulera hela brandförloppet i detalj.

Båda scenarierna simulerar brand i hög med däck. I fallet med den stora branden är högen 5 m hög och täcker en kvadratisk yta på 50 m × 50 m. I de olika beräkningarna genomförda i projektet har ibland en kvadratisk yta använts medan i många fall en cirkulär yta har antagits. Anledningen till detta är att de olika beräkningsprogrammen har olika förutsättningar att hantera olika geometrier. I fall med kvadratiska bränder anges sidornas längd enligt ovan medan de cirkulära bränderna definieras av en diameter. Ovanstående kvadratiska brand (med sidan 50 m) motsvaras av en cirkulär brand med en diameter på ungefär 56 m. Med antaganden om fyllnadsgrad beräknas en sådan hög innehålla ungefär 125 000 däck (ungefär 955 000 kg). Vi antar en initial fas under 2 h följd av en 2 h konstant fas (maximal brandeffekt av 750 MW). Därefter följer en längre avklingningsfas då branden dämpas under 8 h (se figur 2.1). I detta fall skulle branden alltså pågå under sammanlagt 12 h. Den valda branden motsvarar en utvecklad energi på ungefär 15 660 GJ.



Figur 2.1 Antagen brandeffekt för stor (50 m × 50 m) brand i bildäck.

För att simulera en mindre brand valdes en diameter på 24 m. Brandeffekten för denna brand skalades areamässigt vilket gav en maximal brandeffekt på 138 MW. Övriga värden skalades på motsvarande sätt (se figur 2.2). Denna brand motsvarar en utvecklad brandeffekt på ungefär 2 700 GJ.



Figur 2.2 Antagen brandeffekt för liten (Diameter = 24 m) brand i bildäck.

Kopplingen mellan brandscenarier med vissa emissioner och spridningsmodelleringen görs genom en modellering av brandplymen. Detta innebär att emittenterna anges med ett visst massflöde på en specifik höjd i brandplymen där även temperatur och vertikal hastighet ansätts. För att få fram lämplig höjd samt temperatur och hastighet på denna höjd har ett antal olika plymmodeller studerats.

Det finns några olika plymmodeller som är relativt vanliga och mer eller mindre användbara beroende på geometri och problemställning.

1. Den ”ideala plym”-modellen: I detta fall antas plymen starta i en punkt. Ett antal antaganden görs vilket innebär att en analytisk lösning kan bestämmas. Denna modell fungerar dock inte för komplicerade geometrier där branden (det som brinner) kan anses vara utbredd vertikalt eller horisontellt. Dessutom kan modellen endast användas för bestämning av egenskaper en bit ovanför flammorna i plymen [40].
2. Heskestad-modellen: Punktkällan är nu ersatt av en virtuell punktkälla som kan ligga över eller under markplanet beroende på brandkällans egenskaper och utbredning. Den ideala plymen antar att densiteten inte varierar nämnvärt med höjden. Detta antagande är här borttaget. Däremot gäller de flesta ekvationerna endast ovanför medelflamhöjden [41].
3. McCaffrey-modellen: McCaffrey delade in plymen i tre regioner: en kontinuerlig flamregion, en intermittent region och plymen. Han använde sedan experimentella data och dimensionsanalys för att utveckla korrelationer för dessa olika regioner [42].
4. Thomas-modellen: Thomas fann att i den kontinuerliga flammen eller i närområdet var massflödet i plymen i stort sett oberoende av värmeutvecklingen. Istället berodde det på brandens omkrets och höjden över brandkällan. Modellen antar en cylindrisk plym snarare än en konisk och är därför bättre anpassad för utbredda bränder [40].

Thomas modell är den som definitionsmässigt passar bäst för den typ av brand som är av intresse här, men modellen innehåller främst en modell av massflödet och ingen detaljerad information av temperatur och vertikal hastighet. För att studera storleksordningarna kombinerades Thomas modell med Heskestads modell. Detta tillsammans med några antaganden och resultat från brandförsöken gav initial indata till spridningssimuleringarna. Dessa presenteras i tabell 2.1. Temperaturen varierar över brandplymens radie, men till att börja med antogs en temperatur på 400 °C.

Tabell 2.1 Indata för spridningssimulering för stor brand med en enda cylinder.

Tid (h)	Brandeffekt (MW)	u_m (m/s)	\dot{m}_p (g/s)	$\dot{m}_{B(a)P}$ (g/s)
1	200	0.7	115	0.19
2	500	1.8	287	0.48
3	750	2.7	430	0.73
4	750	2.7	430	0.73
5	500	1.8	287	0.48
6	350	1.3	201	0.34
7	230	1.1	117	0.58
8	190	0.9	98	0.48
9	170	0.8	88	0.43
10	150	0.7	78	0.39
11	130	0.6	68	0.34
12	110	0.5	59	0.29

u_m = medelhastigheten av brandgaserna över cylinderytan som utgör inloppet för spridningsberäkningarna.

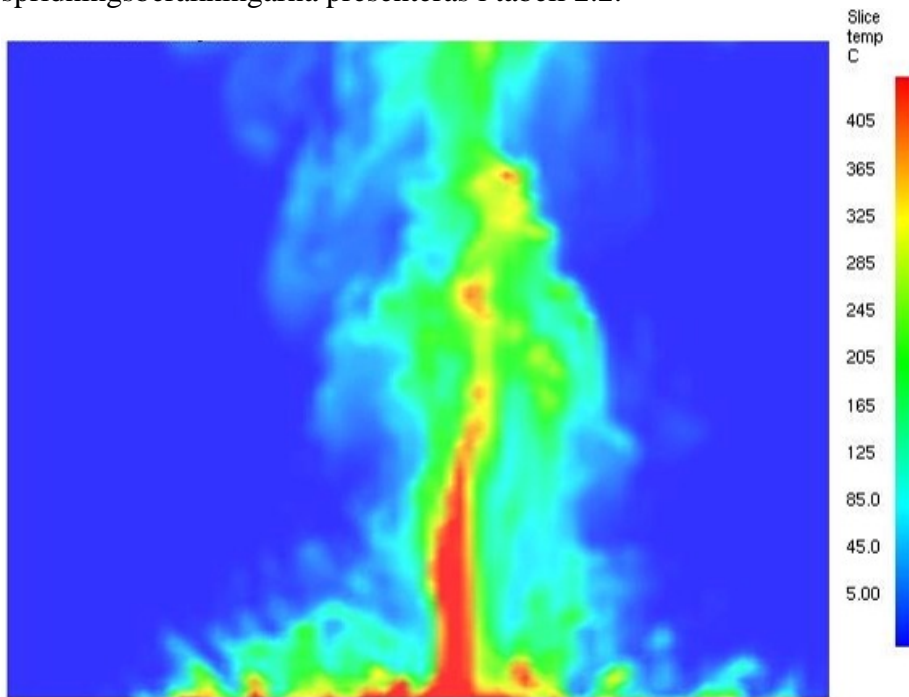
\dot{m}_p = massflöde av partiklar genom cylinderytan.

$\dot{m}_{B(a)P}$ = massflöde av benso(a)pyren genom cylinderytan.

Efter de inledande simuleringarna konstaterades att dessa gav höga plymlyft med väldigt lite deposition nära branden. Detta föranledde närmare studier av brandplymen. Metoden nämnd ovan tillåter ingen detaljerad modellering. Därför genomfördes i stället en CFD-simulering (CFD = Computational Fluid Dynamics) av en utbredd brand för att studera hur plymen beter sig och vilka temperaturer och hastigheter som kan anses vara representativa, dels på olika delar av ett tvärsnitt av plymen, dels på olika höjder i plymen. Randvillkoren utvecklades därefter till att bestå av en central cylinder omgiven av ett yttre område med lägre temperatur och hastigheter. Det yttre området representerades i spridningsberäkningarna av fem cylindrar i ring runt den inre cylindern (se avsnitt 5.5.1). Den inre cylindern visade sig kunna representeras av en diameter på ungefär 15 m. Den yttre cylinder blir det som är kvar av den stora cylinder med en diameter på 56 m (observera att i den ursprungliga branden och i CFD-beräkningarna har en brand 50 m × 50 m använts, medan i spridningsberäkningarna med TAPM (se kapitel 5) har en cylinder med diametern 56 m använts). Värdena är angivna för höjden 10 m. CFD-beräkningen gjordes så att man nådde en quasi-steady-state på 750 MW.

Exempel på en momentanbild av ett plymtvärsnitt från CFD-beräkningen visas i figur 2.3. Matematiska anpassningar har sedan gjorts för övriga värden

genom att studera utvecklingsfasen. Använda indata för spridningsberäkningarna presenteras i tabell 2.2.



Figur 2.3 Exempel på resultat från beräkning med CFD-koden FDS (Fire Dynamics Simulator) [43].

Tabell 2.2 Indata för fallet med cylindrar med olika diameter för branden med total diameter på 56 m.

		Inre cylindern				Yttre cylindern			
t (h)	\dot{Q} (MW)	u_m (m/s)	T_m (°C)	\dot{m}_p (g/s)	$\dot{m}_{B(a)P}$ (g/s)	u_m (m/s)	T_m (°C)	\dot{m}_p (g/s)	$\dot{m}_{B(a)P}$ (g/s)
1	200	3.6	120	91	0.15	0.54	12	24	0.041
2	500	7.1	270	212	0.36	1.1	27	75	0.126
3	750	10	400	303	0.51	1.5	40	127	0.214
4	750	10	400	303	0.51	1.5	40	127	0.214
5	500	7.1	270	212	0.36	1.1	27	75	0.126
6	350	5.3	193	153	0.26	0.80	19	47	0.080
7	230	4.8	170	97	0.34	0.71	17	29	0.099
8	190	4.2	140	82	0.28	0.63	14	23	0.079
9	170	3.9	130	74	0.26	0.58	13	20	0.070
10	150	3.6	120	66	0.23	0.54	12	18	0.061
11	130	3.3	100	58	0.20	0.49	10	15	0.052
12	110	3.0	90	50	0.17	0.45	9	13	0.044

t = tid, \dot{Q} = utvecklade brandeffekt

u_m = medelhastigheten av brandgaserna över cylinderytan som utgör inloppet för spridningsberäkningarna och T_m är motsvarande medeltemperatur för cylinderytan

\dot{m}_p = massflöde av partiklar genom cylinderytan.

$\dot{m}_{B(a)P}$ = massflöde av benzo(a)pyren genom cylinderytan.

Efter CFD-beräkning med en mindre brand (21 m × 21 m, motsvarande en brand med diametern 24 m) konstaterades att det blir ungefär rätt om man antar samma värden för temperaturer och hastigheter som för den stora branden, men på höjden 5 m. Den inre cylindern har i detta fall en diameter på 6,4 m. De värden som användes som indata för den mindre branden presenteras i tabell 2.3.

Tabell 2.3 Indata för fallet med cylindrar med olika diameter för branden med total diameter på 24 m.

t (h)	\dot{Q} (MW)	Inre cylindern				Yttre cylindern			
		u_m (m/s)	T_m (°C)	\dot{m}_p (g/s)	$\dot{m}_{B(a)P}$ (g/s)	u_m (m/s)	T_m (°C)	\dot{m}_p (g/s)	$\dot{m}_{B(a)P}$ (g/s)
1	37	3.6	120	17	0.029	0.54	12	3.7	0.0063
2	92	7.1	270	43	0.072	1.1	27	9.9	0.0167
3	138	10	400	64	0.107	1.5	40	15.6	0.0263
4	138	10	400	64	0.107	1.5	40	15.6	0.0263
5	92	7.1	270	43	0.072	1.1	27	9.9	0.0167
6	64	5.3	193	30	0.051	0.80	19	6.7	0.0113
7	42	4.8	170	19	0.066	0.71	17	4.2	0.0144
8	35	4.2	140	16	0.055	0.63	14	3.4	0.0119
9	31	3.9	130	14	0.049	0.58	13	3.1	0.0106
10	28	3.6	120	13	0.044	0.54	12	2.7	0.0094
11	24	3.3	100	11	0.039	0.49	10	2.4	0.0082
12	21	3.0	90	10	0.033	0.45	9	2.0	0.0070

t = tid, \dot{Q} = utvecklad brandeffekt

u_m = medelhastigheten av brandgaserna över cylinderytan som utgör inloppet för spridningsberäkningarna och T_m är motsvarande medeltemperatur för cylinderytan

\dot{m}_p = massflöde av partiklar genom cylinderytan.

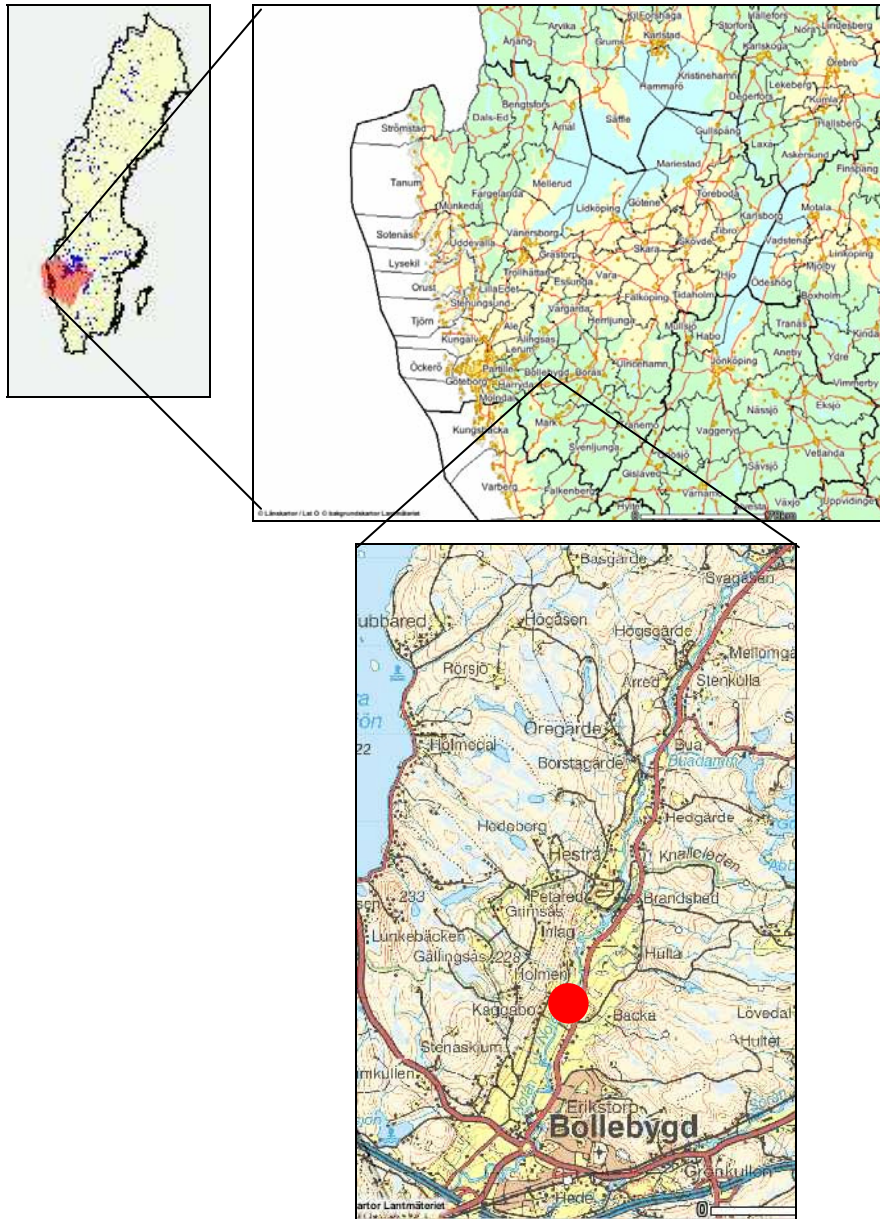
$\dot{m}_{B(a)P}$ = massflöde av benzo(a)pyren genom cylinderytan.

2.5 Testområde

Områdesbeskrivning Nolånsdalgång

Vid val av område för genomförande av spridningsberäkningarna från brand både avseende luft, mark och vatten var kriteriet att dessa skulle ske på samma plats eftersom en del av resultaten skulle ingå som indata till de andra beräkningarna. Det geografiska läget för beräkningarna valdes till en inte alltför stor dalgång, primärt för att spridningsberäkningarna till mark och vatten skulle ske från ett mindre dräneringsområde. Inlandsläget valdes för att inte spridningen till luft skulle vara alltför effektiv, vilket ofta är fallet i kustnära lägen (på grund av högre vindhastigheter). Dessa kriterier överensstämde väl med Nolåns dalgång vid Bollebygd varför denna valdes för genomförande av brandberäkningarna (figur 2.4).

Eftersom området är relativt kuperat kommer vindriktning och vindhastighet förändras till följd av topografin.



Figur 2.4 Undersökningsområdet för spridningsberäkningarna till luft, mark och vatten. Dalgången ligger i Bollebygd i Västra Götalands län. Brandförsöken genomfördes vid den röda punkten. Copyright Lantmäteriverket. Ur Lantmäteriets-GSD, dnr 507-99-227.

I figur 2.5 och figur 2.6 ges en närmare topografisk respektive geologisk överblick över dalgången. Genom dalen rinner Nolån, vilken omges delvis av jordbruksmark och delvis av bebyggda ytor samt skogsmark. I området finns också ett antal småsjöar med en sammanlagd ytearea på 0,37 km². Nolån är sammanlagt ca 12 km lång och 17 m bred med ett genomsnittligt djup på ca 0,2 m. Det årliga genomsnittliga vattenflödet i Nolån är 4,5 m³/s.



Figur 2.6 Karta över Bollebygd., originalskala 1:200 000. Morän (grått) respektive lera (gult). Från SGU:s kombinerade jord/berggrundskarta Borås. 1883. Serie AB 7. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1877/2006.

Jordarter

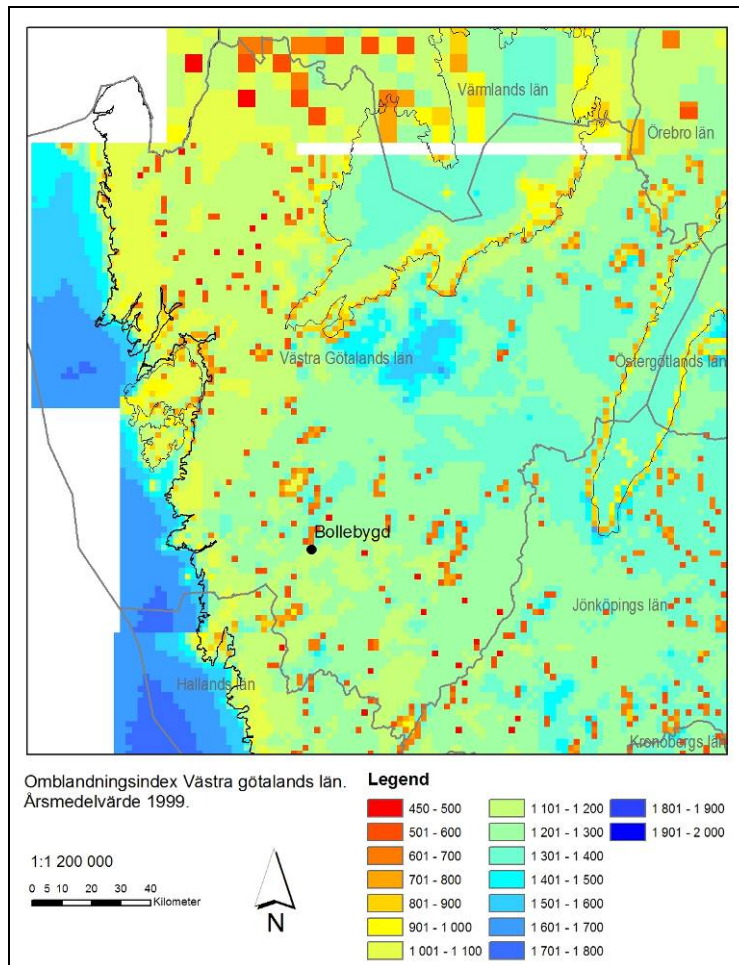
Enligt Lång [44] och jordartskarta från SGU (figur 2.6), utgörs en stor del av mittpartiet i dalen av isälvsavlagring i allmänhet (ospecificerad). Mot söder övergår denna del till glacial samt postglacial finlera. Mittpartiet är kantat av sandig-moig morän, som kantas av berg i dagen samt berg med överliggande morän.

Hydrologiska förutsättningar i området

Grundvattnet utgörs av nederbörd som genom grundvattenbildning perkolerat ned i jordlager och berggrund. Årsmedelvärdet för nederbörden inom det aktuella området är enligt SMHI 1 000 mm. Av den totala nederbörden avdunstar ungefär 500 mm vilket ger att de kvarvarande 500 mm/år utgör avrinnande yt- och grundvatten. Avrinningen varierar inom området, främst med avseende på marklutning, jordarter och jordtäckets mäktighet. Resultat från studier och modellberäkningar indikerar att cirka 10 % av avrinningen når det djupare vattnet i berggrunden. Detta innebär att cirka 50 mm/år kan antas som ett basvärde för grundvattenbildning i området. Beroende på lokala förhållanden kan grundvattenbildningen till berggrunden vara både större och mindre. Grundvattenbildningen i morän har beräknats till storleksordningen 70-80 % av avrinningen vilket motsvarar 350-400 mm/år. Beräknad fördelning mellan ytvattenavrinning respektive grundvattenbildning redovisas närmare i avsnitt 7.6.1.

Meteorologiska förutsättningar i området

De meteorologiska förutsättningarna styrs dels av lokalisering i dalgången (lokal skala) dels av närheten till kusten men ändå i ett höjdområde (regional skala). Spridningsförutsättningen i dalgången blir därför starkt påverkade av dessa faktorer och beskrivs här genom ett sk omblandningsindex (se figur 2.7). Beräkning av detta indexet har genomförts för Västra Götaland i syfte att visa omblandningsförutsättningarna vid Bollebygd.



Figur 2.7. Spridningsförutsättningar till luft i Västra Götaland beräknat som ett ombländningsindex här beräknat som årsmedelvärde. Lågt index = dåliga ombländningsförutsättningar.

Indexet är baserat på ett av SMHI tidigare framtaget ventilationsindex vilket byggde på vindhastighet samt vertikal temperaturskiktning genom beräkning av den s k blandningshöjden. Det gamla indexet baserades endast på vertikal information från ett fåtal platser i Sverige. För att erhålla detaljerad information om spridningsförutsättningar, har motsvarande beräkning genomförts, men med detaljerad indata framtagen genom meteorologisk modellering med TAPM modellen (1 km × 1 km rutor). Indexet påverkas av bl a topografi, vindhastighet, havstemperatur, markanvändning samt luftens skiktning och varierar dessutom beroende på tiden på året (d v s bl a de parametrar som påverkar bildandet av blandningshöjden och vindhastigheten). I figur 2.7 ovan visas det som ett årsmedelvärde. I och med den fina upplösningen är topografiska effekter, så som sämre ombländning i dalgångar eller bättre spridningsförutsättningar i höjdlägen, möjliga att urskilja.

Indexet är beräknat för hela regionen med motsvarande gridupplösning som för de meteorologiska parametrarna (1 km × 1 km). Ovanstående resultat användes för att lokalisera representativa platser för spridnings-beräkningarna samt för att kunna jämföra omblandningsförutsättningar med beräkningar i andra lägen.

Det framgår av kartan att Bollebygds samhälle ligger strax söder om ett område med dålig omblandning (orange-röd). Det som ses är den försämrade omblandningen i dalgången innanför Bollebygd. Brandförsöken är utförda i den yttre delen av denna dalgång, d v s i den orangea spridningsklassen (600-700 m) varför spridningsförutsättningarna här därmed är sämre än genomsnittet för länet.

3 Brandförsök

Inom ramen för projektet genomfördes åtta brandförsök, fyra med elektronikskrot och fyra med bildäck. Bakgrunden till valet av material för brandförsöken beskrivs i kapitel 2. I detta kapitel presenteras uppställning, hur försöken genomfördes och de viktigaste resultaten. Detaljerade beskrivningar av försöken och resultaten finns i försöksrapporterna [38, 39] samt i en rapport om analyser av brandrester efter försöken [45], som presenterar resultat från ett specialprojekt finansierat av Brandforsk.

3.1 Gods

3.1.1 Elektronikskrot

Från El-Kretsen erhöles 15 korgar med 5 100 kg elektronikskrot. Detta var betydligt mer än vad som behövdes, men gav möjlighet för urval av lämpligt elektronikskrot. Skrotet valdes nämligen ut på ett sådant sätt att sammansättningen dels skulle vara så lika som möjligt i de fyra försöken, dels så bra som möjligt representera sammansättningen på det material som samlas in av El-Kretsen [46]. Det utvalda materialet vägdes och placerades i fyra av El-Kretsens korgar (en för varje försök), se foto i figur 3.1. Totalt användes 242,4 kg elektronikskrot för varje försök. Exempel på skrotade produkter som ingick var TV-apparater, datorer, bildskärmar, hushållsapparater, dammsugare, CD-spelare och videobandspelare. Den exakta sammansättningen finns beskriven i försöksrapporten [38].



Figur 3.1 Exempel på elektronikskrot i korg före försök T1.

Godset placerades på samma sätt i korgen inför varje försök. Korgarna hade en brännbar skiva (plywood, sju lager med en total tjocklek av 12 mm) i botten. Massan hos denna skiva var ungefär 12 kg. Sammansättningen hos denna skiva har inte analyserats, men det huvudsakliga innehållet förutsätts

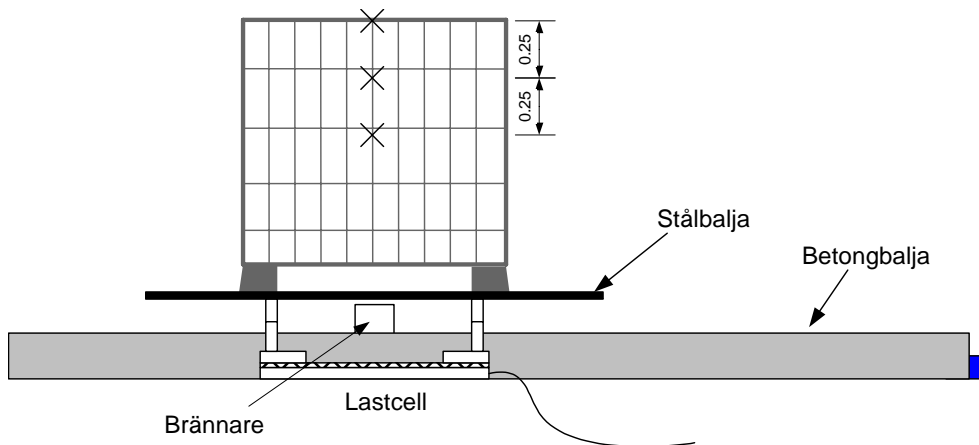
vara trä. Innerdimensionerna för korgarna var 152 cm × 109 cm × 106,5 cm. Totalhöjden inklusive fötterna var 120,5 cm.

3.1.2 Bildäck

Svensk Däckåtervinning AB (SDAB) gav SP tillåtelse att använda begagnade däck för brandförsöken och Ragn-Sells levererade ungefär 200 däck. Av dessa däck valdes bildäck ut, som var så lika varandra i storlek som möjligt. I projektgruppen har olika kvalitetsskillnader på däck diskuterats, t ex att materialet i olika däck kan vara baserade på olika typer av oljor. Det har emellertid inte varit möjligt att inom projektet studera inverkan på resultaten från variationer i kvaliteten på olika bildäck utan brandförsöken genomfördes med blandningar av däck, vilka kan ses som exempel på blandningar som kan vara aktuella bland insamlade och därefter lagrade däck.

3.2 Försöksuppställning

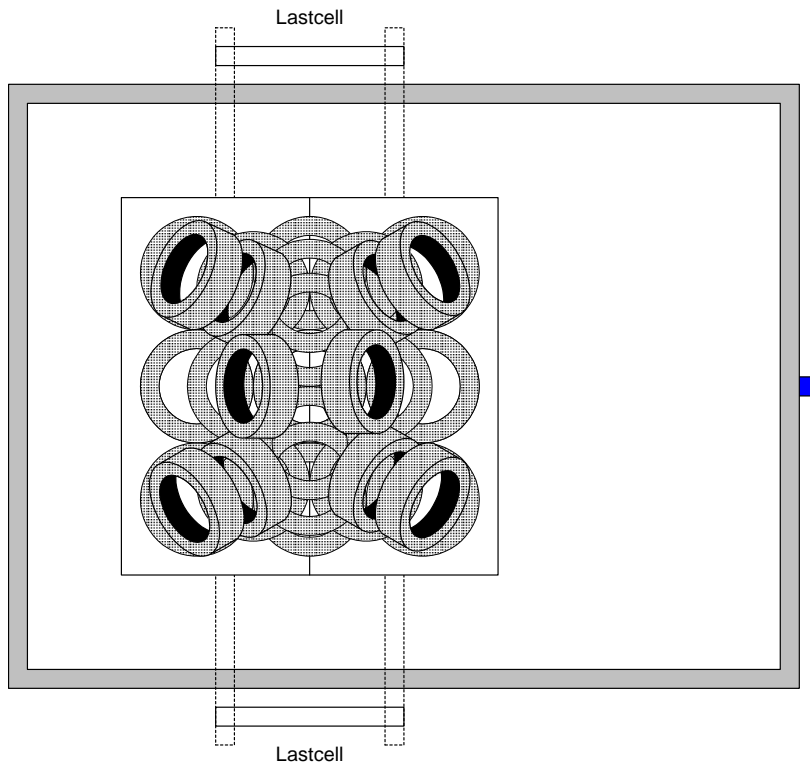
I försöken placerades godset, elektronikskrot respektive bildäck, på en stålbalja (2 m × 2 m) med 3 cm höga kanter. Denna balja placerades på stativ kopplade till lastceller, vilket innebar att viktminskningen kunde mätas kontinuerligt. Uppställningen placerades över en betongbalja (3 m × 4 m) för att eventuellt nedfallande gods eller släckvatten skulle kunna samlas upp.



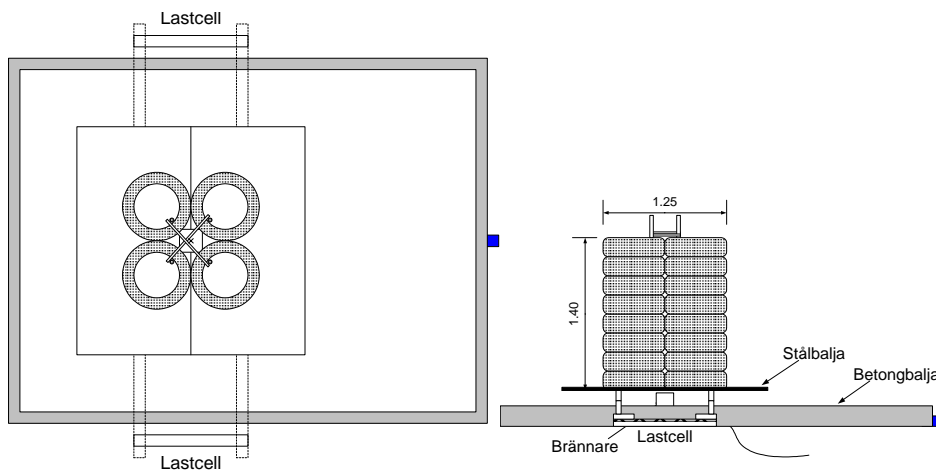
Figur 3.2 Experimentell uppställning i fallet med elektronikskrot i bur placerade på lastceller. Skrotet antändes med hjälp av en gasolbrännare under buren. Symbolen × markerar position för termoelement.

I fallet med elektronikskrot var det buren som placerades på stålbaljans botten. I samtliga fyra försök placerades buren på samma sätt, men i ett av försöken täcktes tre av sidorna helt och delar av framsidan av stålplåtar för att begränsa lufttillförseln. Däcken placerades på stålbaljan, vid tre försök i en stor hög (se figur 3.3) och ett försök i staplar (se figur 3.4). För både elektronikskrotet och däcken genomfördes försök med vattenbegjutning för att simulera släckning. I fallet med bildäck gjordes detta på däck i hög, ett

försök med bara vatten och ett med skuminblandning i vattnet.
Vattenbegjutningen beskrivs ytterligare nedan.



Figur 3.3 Försöksuppställning för bildäck i hög sett ovanifrån.



Figur 3.4 Försöksuppställning för bildäck i stapel sett ovanifrån och från sidan.

I både försöken med däck i hög och däck i stapel används 32 bildäck. I fallet med hög placerades däcken i fyra olika lager. Den totala massan i varje försök presenteras i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Total massa av bildäck i respektive försök.

Test id	Uppställning	Massa [kg]
T5	Hög	245,6
T6	Hög	247,0
T7	Hög	239,2
T8	Stapel	245,9

En kvadratisk (17 cm × 17 cm) gasbrännare (propan) användes som tändkälla. Denna var placerad i betongbaljan och antände godset via ett hål i stålbaljan. Utvecklad brandeffekt för brännaren var ungefär 25 kW.

3.3 Försöksprocedur

Totalt genomfördes åtta brandförsök, med beteckning T1 till T8. Dessa försök beskrivs i tabell 3.2. Utöver dessa försök genomfördes ett förförsök med bildäck för att studera brandbeteendet och utvecklad brandeffekt hos bildäcken när de placerades i en hög.

I två av försöken för vardera godset (d v s totalt fyra försök) begöts det brinnande godset med vatten från en konstruerad vattenapplikator. I ett av försöken med bildäck och vattenbegjutning blandades skumvätska (AR-AFFF) i vatten till en koncentration av 3 %.

Tabell 3.2 Beskrivning av genomförda brandförsök.

Försök	Gods	Beskrivning
T1	Elektronikskrot	Gods i korg utan stålplattor
T2	Elektronikskrot	Gods i korg utan stålplattor; vattenbegjutning
T3	Elektronikskrot	Gods i korg med stålplattor som täckte tre sidor och delar av fronten
T4	Elektronikskrot	Gods i korg utan stålplattor; vattenbegjutning (repetition av T2)
T5	Bildäck	Hög
T6	Bildäck	Hög; vattenbegjutning (utan skum)
T7	Bildäck	Hög; vattenbegjutning (med skum)
T8	Bildäck	Staplar

Varje försök inleddes med bakgrundsmätningar under två minuter för de tidsupplösta parametrarna (brandeffekt, massa, temperatur, CO₂, CO, HCl, HCN, SO₂ och partikelkoncentration). Efter denna period tändes gasolbrännaren, som fick brinna under två minuter. När brännaren stängts av startade de ackumulerande provtagningarna. Start- respektive stopptid för dessa berodde på om det var försök med vattenbegjutning eller ej. Detaljer kring detta presenteras i försöksrapporterna [38, 39].

3.4 Analyser

I samband med försöken analyserades brandgaserna, släckvattnet (för försöken med vattenbegjutning) och brandrester. Brandresterna analyserades främst inom ramen för ett annat projekt och rapporteras i en separat rapport [45], men vissa resultat presenteras och diskuteras även i denna rapport. Vissa av brandgasanalyserna var tidsupplösta medan andra var ackumulerande. I försöken med vattenbegjutning samlades släckvattnet upp och ett medelvärdesprov för varje försök togs ut och analyserades.

Brandgaserna analyserades med avseende på oorganiska gaser (CO₂, CO, HCl, HBr, HF, SO₂, NH₃, HCN och NO_x), flyktiga organiska ämnen (VOC), polycykliska aromatiska ämnen (PAH) och polyklorerade dibensodioxiner/furaner (PCDD/PCDF). Mängden partiklar, partikelstorleksfördelning i brandgaserna och metaller på partiklarna analyserades också. I försöken med elektronikskrot analyserades brandgaserna även med avseende på utvalda bromerade flamskyddsmedel och polybromerade dibensodioxiner/furaner.

Utöver ett antal vanliga vattenparametrar (Suspenderat material, pH, BOD7, COD(Cr), etc) analyserades släckvattnet för metaller, VOC, semi-VOC, PAH och PCDD/PCDF. Uppdelningen mellan VOC och semi-VOC (flyktiga respektive mindre flyktiga organiska ämnen) är inte absolut utan definieras av analysmetod. I det aktuella fallet analyserade de flyktiga ämnena genom att provet värmdes i gastät ampull varpå gasfasen analyserades med GC-MS. För analys av de mindre flyktiga ämnena extraherades en viss mängd av provet med hexan varpå extraktet analyserades med GC-MS. Släckvattnet från elektronikskrotförsöken analyserades även för utvalda bromerade flamskyddsmedel.

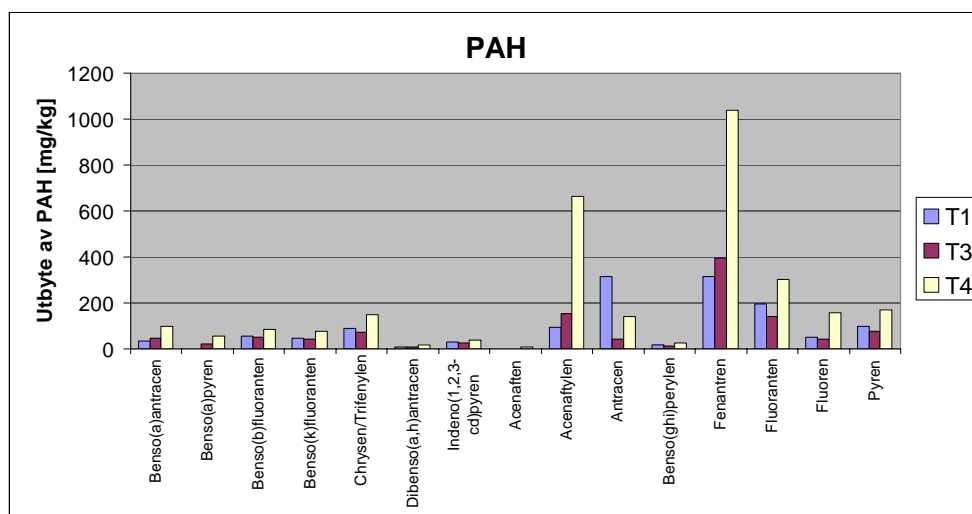
3.5 Resultat från brandförsöken

Resultaten från brandförsöken har använts både vid utvecklingen av emissionsmodellerna (tillsammans med resultat från andra försöksserier) och som indata till spridningsberäkningarna. Detta diskuteras i kapitlen 4 - 7. Det finns ingen möjlighet att här presentera alla resultat från brandförsöken. De detaljerade resultaten från brandförsöken återges i försöksrapporterna [38, 39], men i detta avsnitt presenteras några olika analysresultat som exempel. Detta innebär inte att de visade resultaten är viktigare än de som inte presenteras här, utan de har valts för att illustrera någon trend vad gäller

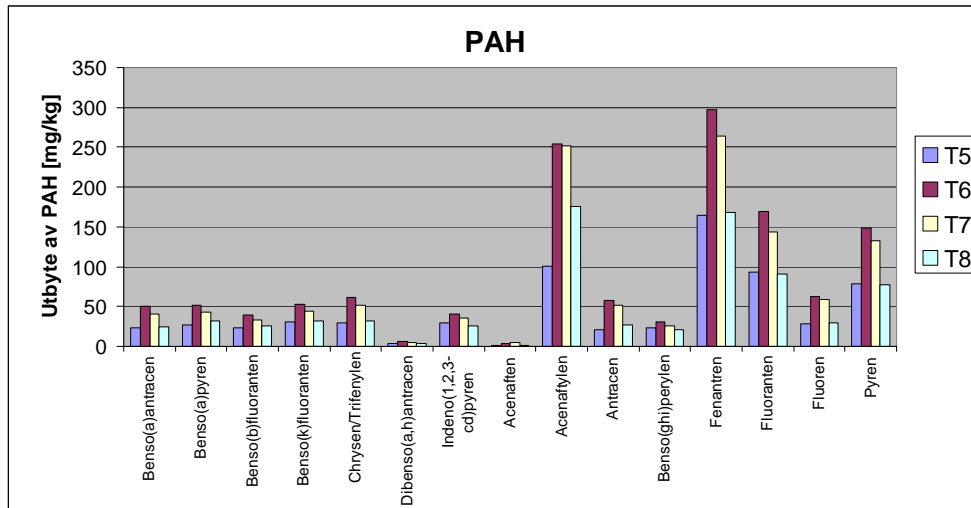
likheter eller skillnader mellan de olika försöken eller olika ämnen. I kapitel 9 diskuteras även några resultat som inte presenteras i detta avsnitt.

Brandgaser

I figurerna nedan ges några exempel på resultat av analyserna av brandgaserna. Resultat för försök T2 saknas i dessa diagram p g a läckage i utrustningen för provtagningen av gas för analys av PAH, dioxiner/furaner och bromerade flamskyddsmedel. I figur 3.5 och figur 3.6 visas utbytet av PAH för brand i elektronikskrot respektive bildäck. Med utbyte av ett ämne menas hur mycket som har producerats (t ex i ng) av ett visst ämne per mängd avbrunnet material (t ex i kg). Enheten för utbytet blir i detta fall ng/kg. Från figurerna kan några olika slutsatser dras. Från Benso(a)antracen till Indeno(1,2,3-cd)pyren (7 st) i figur 3.5 anses vara cancerframfallande, medan övriga i figuren inte är cancerframkallande. Det bildas mest av de PAH:er som inte är cancerframkallande. Detta är en relativ jämförelse och detta innebär inte nödvändigtvis att de bildade mängderna av cancerframkallande PAH:er alltid skulle leda till oproblematiska exponeringssituationer. Utbytet av PAH för elektronikskrot är generellt sett högre än motsvarande för bildäck (observera att det är olika skalor på graferna). I båda fallen är utbytet högre i fallen med vattenbegjutning.

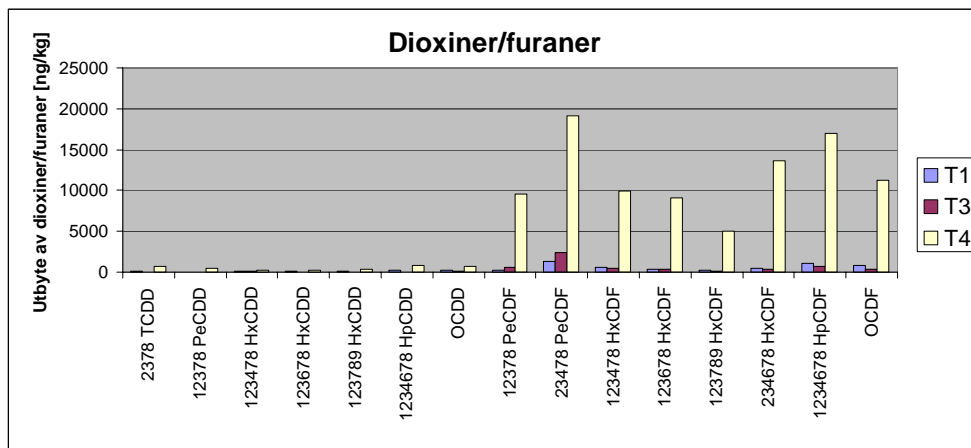


Figur 3.5 Utbyte av PAH i brandgaserna från elektronikskrotförsöken (mg / kg avbrunnet material). T1 = gods i bur utan stålplattor, T3 = gods i bur med stålplattor, T4 = gods i bur utan stålplattor plus vattenbegjutning.

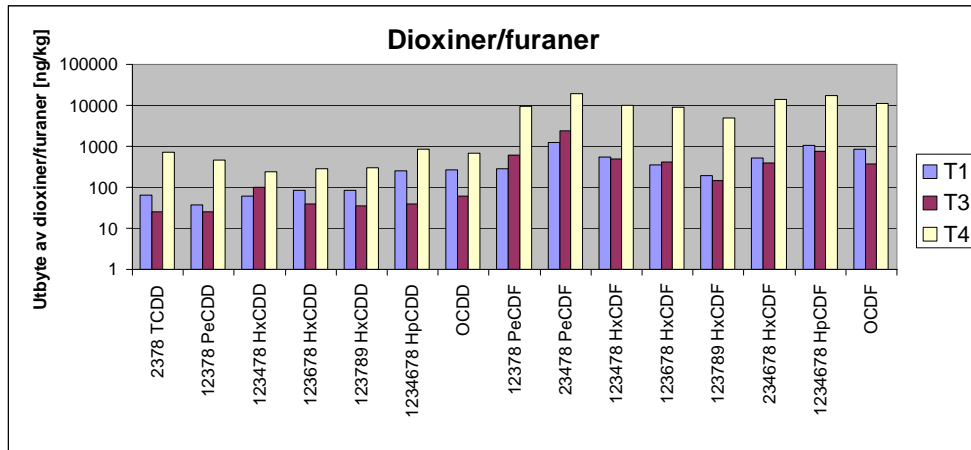


Figur 3.6 Utbyte av PAH i brandgaserna från bildäcksförsöken (mg / kg avbrunnet material). T5 = däck i hög, T6 = däck i hög plus släckning med vatten, T7 = däck i hög plus släckning med vatten blandat med skumvätska, T8 = däck i staplar.

Utbytet av dioxiner från brand i elektronikskrot redovisas i figur 3.7 och figur 3.8, i figur 3.8 med logaritmisk skala för att bättre åskådliggöra de flesta kongenerna (de individuella dioxin/furan-ämnena). Precis som för PAH:erna är utbytet av dioxiner högre i fallet med vattenbegjutning. Det bildas också mer furaner än dioxiner. Däremot finns det ingen tydlig trend när det gäller kloreringsgraden.

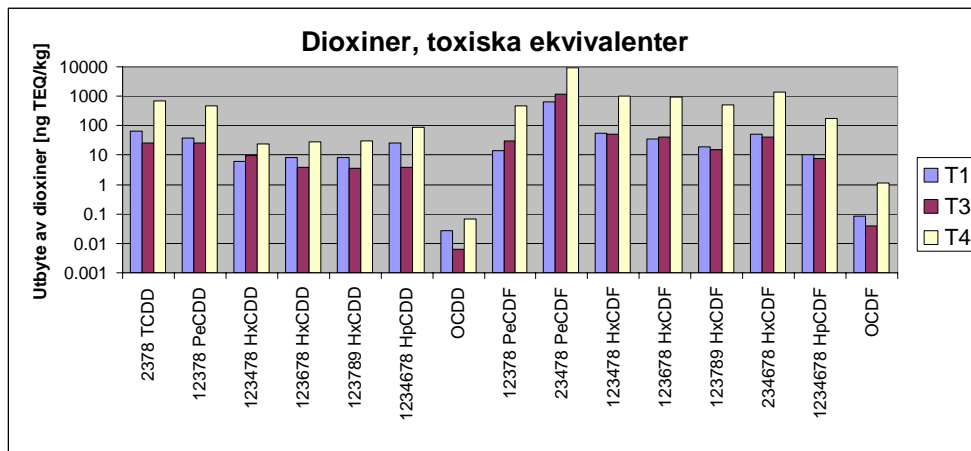


Figur 3.7 Utbyte av dioxiner i brandgaserna från elektronikskrotförsöken (ng / kg avbrunnet material). T1 = gods i bur utan stålplattor, T3 = gods i bur med stålplattor, T4 = gods i bur utan stålplattor plus vattenbegjutning.



Figur 3.8 Utbyte av dioxiner i brandgaserna från elektronikskrotförsöken (logaritmisk skala, ng / kg avbrunnet material). T1 = gods i bur utan stålplattor, T3 = gods i bur med stålplattor, T4 = gods i bur utan stålplattor plus vattenbegjutning.

De olika dioxin/furan-kongenerna har olika toxicitet och för att beskriva detta har det utvecklats viktningsfaktorer som definierar sk toxiska ekvivalenter. Detta innebär att den individuella kongenernas toxicitet jämförs med toxiciteten hos 2,3,7,8-TCDD. Det finns flera olika förslag på listor med sådana toxiska ekvivalensfaktorer. I figur 3.9 presenteras resultaten från figur 3.8, men med analysvärdena multiplicerade med faktorer enligt WHO [47].

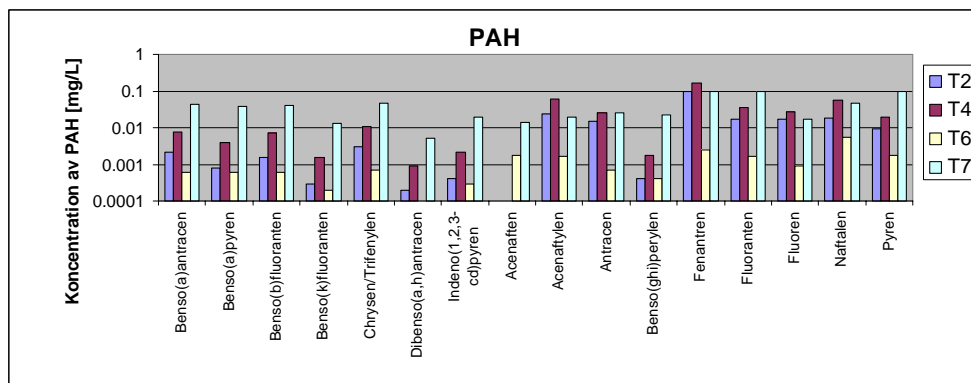


Figur 3.9 Utbyte av dioxiner från elektronikskrotförsöken presenterade som toxiska ekvivalenter enligt WHO (logaritmisk skala, ng TEQ / kg avbrunnet material). T1 = gods i bur utan stålplattor, T3 = gods i bur med stålplattor, T4 = gods i bur utan stålplattor plus vattenbegjutning.

Släckvatten

Resultaten från analyserna av släckvattnet är angivna som koncentrationer. Dessa går inte att beskriva som utbyten på samma vis som för ämnena i brandgaserna. Koncentrationerna i vattnet beror förutom på hur det brinner och hur vatten påförs, även på hur mycket vatten som påförs. Relationen till avbrinningen är därför inte lika direkt som för brandgaserna.

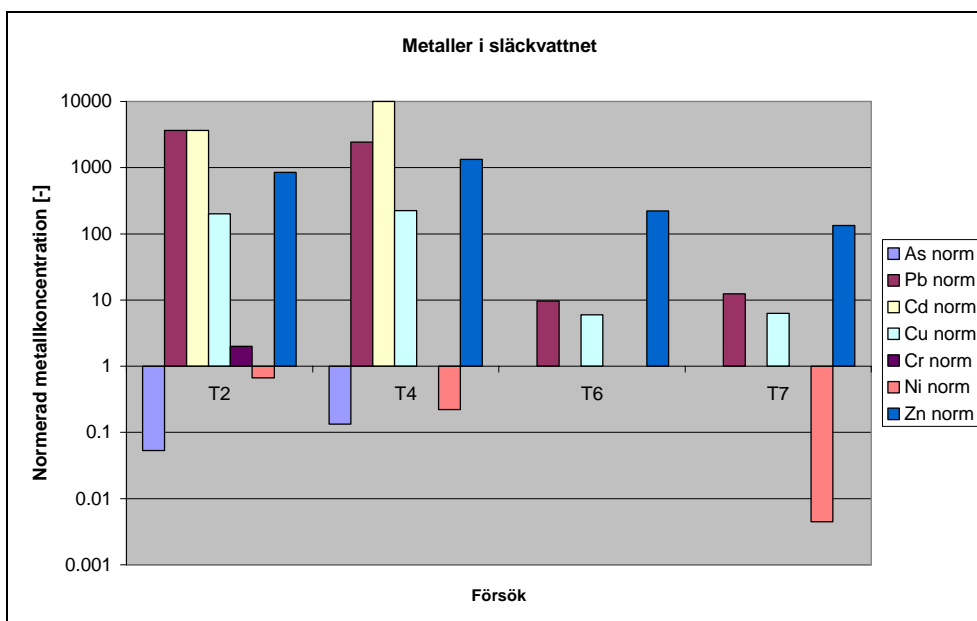
I Figur 3.10 presenteras koncentrationerna av olika PAH:er i släckvattnet från de olika brandförsöken. Den tydligaste tendensen är att tillsatsen av skum i det vatten som används vid släckningen ökar koncentrationen av PAH i släckvattnet med flera storleksordningar. När bara vatten används vid släckningen är koncentrationerna av PAH generellt sett högre i fallet med elektronikskrot än i fallet med bildäck. I fallet med bildäck och tillsats av skum är koncentrationerna av cancerframkallande PAH:er högre än för motsvarande ämnen i fallet med elektronikskrot. För övriga PAH:er är koncentrationerna av samma storleksordning för elektronikskrot och bildäck med skuminblandning i vattnet. I fallet med bildäck och bara vatten är alltså koncentrationerna av de icke-cancerframkallande PAH:er, som nämndes ovan, betydligt lägre.



Figur 3.10 Koncentrationer av PAH:er i släckvattnet (mg/L).

En intressant utvärdering när det gäller släckvattnets sammansättning är jämförelsen mellan olika ämnen och hur deras koncentrationer är i förhållande till olika jämförelsevärden eller bakgrundvärden. På så vis kan en relativ "föroreningsgrad" beräknas. Ett sådant exempel återges i figur 3.11. Tyvärr finns det inga självklara jämförelsevärden, men Naturvårdsverket har utvecklat en Metodik för inventering av förorenade områden [48]. Där finns det bl a en indelning av tillstånd för förorenat ytvatten. Indelningen görs i fyra olika intervall som motsvarar "Mindre allvarligt", "Måttligt allvarligt", "Allvarligt" och "Mycket allvarligt". Värdena för gränserna är baserade på kanadensiska vattenkriterier. Koncentrationerna av de ingående metallerna i den aktuella studien har jämförts med gränsen mellan "Måttligt allvarligt" och "Allvarligt". Det innebär att analysresultaten har normerats (dividerats) med det nämnda gränsvärdet och det är dessa normerade värden som presenteras i Figur 3.11. Den huvudsakliga fördelen med en jämförelse av detta slag är att man kan få en uppfattning av vilka ämnen som med relativa mått kan anses innebära den största föroreningsrisken även om de absoluta talen beror på vilken typ av jämförelsevärden som väljs.

I grafen (Figur 3.11) finns släckförsöken både för elektronikskrot och bildäck redovisade och man kan se att för vissa ämnen är det stora skillnader mellan grupperna. Kadmium finns t ex i stora normerade halter från elektronikskrotförsöken medan detta ämne inte återfinns alls i släckvattnet från bildäcksförsöken. Andra ämnen, som t ex zink, är jämnare fördelade även om det skall påpekas att skalan är logaritmisk och skillnader är större än vad grafen kan ge sken av. Halterna av vissa ämnen, t ex arsenik, är låga jämfört med jämförelsevärdena.

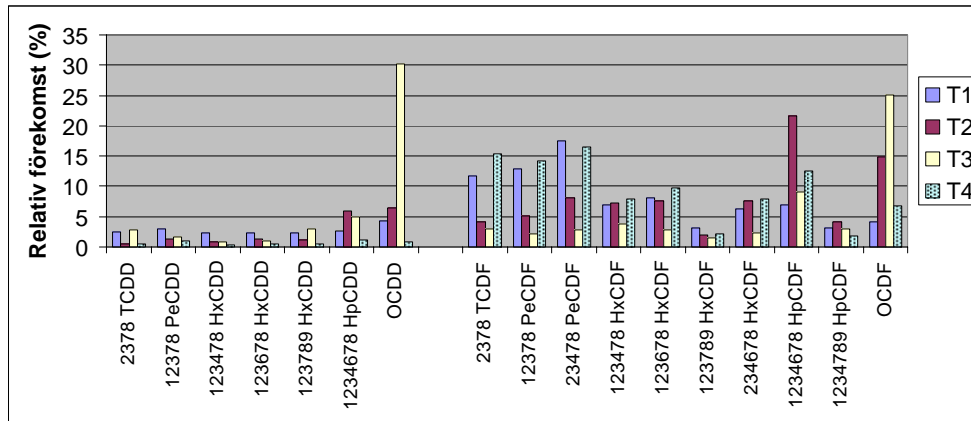


Figur 3.11 Metaller i släckvattnet normerat med gränsen mellan "Måttligt allvarligt" och "Allvarligt" enligt Naturvårdsverket [48]. T2 = elektronikskrot i bur med stålplattor T4 = elektronikskrot i bur utan stålplattor, T6 = däck i hög plus släckning med vatten, T7 = däck i hög plus släckning med vatten blandat med skumväska.

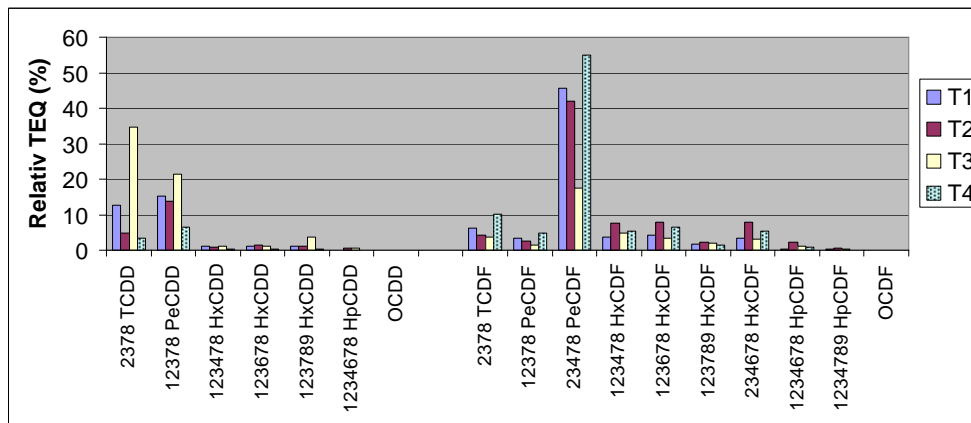
Brandrester

Även koncentrationerna i brandresterna är svåra att relatera till hur mycket som har brunnit. Materialet kan också vara inhomogent och provtagningen kan få betydelse för resultaten. Därför är en relativ jämförelse (d v s att den procentuella andel av varje kongener för respektive försök presenteras) av störst intresse. I figur 3.12 redovisas den relativa förekomsten av olika dioxinkongener. Precis som för släckvattnet är det generellt sett mer furaner än dioxiner. Undantaget är försök T3 där OCDD är den dominerande kongeneren. Även koncentrationen av OCDF är i detta fall hög.

På samma sätt som för dioxinerna i brandgaserna har analysvärdena för brandresterna viktats enligt WHO's toxiska ekvivalenter. Den relativa toxiska ekvivalensen presenteras i figur 3.13. Då man viktat ämnena enligt deras toxiska ekvivalenter ser man att betydelsen av OCDD och OCDF försvinner eftersom dessa ämnen har relativt låg toxicitet trots deras stora produktion.



Figur 3.12 Relativ förekomst av olika klorerade dioxiner och furaner i brandresterna efter elektronikskrotförsöken [45].



Figur 3.13 Relativ toxisk ekvivalens (WHO TEQ) av olika klorerade dioxiner och furaner i brandresterna efter elektronikskrotförsöken [45].

4 Bildningsmekanismer och emissionsmodell

Att beräkna emissioner från förbränningsförlopp är mycket komplicerat och exakta teoretiska beräkningar är inte möjliga att göra. Detta gäller i allra högsta grad även för bränder. Det finns ändå ett behov av att kunna genomföra approximativa beräkningar av emissionerna. Dessa kan komma till användning vid t ex kontamineringsberäkningar från bränder, haltberäkningar av olika ämnen i omgivningsluften vid en brand eller vid emissionsuppskattningar av de svenska nationella emissionerna från bränder. Redan innan projektet startade stod det klart att emissionsmodellerna måste bygga på en kombination av teoretiska beräkningar och empiriska data från olika bränder och brandförsök. Empiriska emissionsdata har således tagits fram dels genom brandförsök inom ramen för detta projekt (se kapitel 3), dels genom en litteraturgenomgång av redan befintliga emissionsdata.

Utvecklingen av emissionsmodellerna har följt en strikt plan där underlagen för de teoretiska och de empiriska beräkningarna har tagits fram parallellt. Nedanstående tabell visar översiktligt de arbetsprinciper som använts i projektet.

Litteraturgenomgång av befintliga emissionsstudier.	Beskrivning av bildningsmekanismer för olika emitterade ämnen vid bränder.
Planering, genomförande och utvärdering av brandförsök.	
Framtagning av modellstrategier.	
Framtagning av beräkningsstrategier för emissionsberäkningarna.	
Utveckling av emissionsmodellen för bränder.	
Grundläggande testkörning och utvärdering av modellen.	

Förbränning innebär en kemisk omvandling av ett material där kemisk energi frigörs i form av värme och elektromagnetisk strålning (t ex IR-strålning och synligt ljus). Den kemiska reaktionen äger vanligen rum i flammen. På det teoretiska planet finns sedan länge uppställda teorier och matematiska modeller som beskriver förbränningsförloppen i flammen t ex som gasrörelse, temperatur och koncentrationer. Förbränningsprocessen inkluderar både kemiska förlopp, termodynamiska förlopp och strömningsförlopp. Detta innebär att en matematisk beskrivning av ett förbränningsförlopp blir mycket komplicerat och möjligheterna till att uppställa och lösa ekvationerna relativt begränsade. De rent teoretiska studierna begränsas därför till enkla mycket renodlade förbränningssystem. I en praktisk applikation är det både svårt att ställa upp matematiska samband och att sedan få exakta data (som t ex hastighetskonstanter för alla reaktioner eller temperaturen i alla punkter i

flamman) för att kunna bygga modellerna. Man är därför ofta hänvisad till mer eller mindre empiriska modeller.

Typiskt för en brand är också att den ofta involverar flera olika material samtidigt. Till skillnad från förbränning i olika förbränningsanläggningar är ett vanligt brandförlopp okontrollerat. Bränslet är inte finfördelat och lufttillförseln är ofta begränsad. Vid brand i vätskor (t ex oljeprodukter) sker brandförloppet över ytan på petroleumprodukten medan vid oljeförbränning i en förbränningsanläggning sker en finfördelning av brännoljan varefter den blandas jämnt med förbränningsluft innan förbränning.

Generellt kan sägas att en god förbränning krävs för att få låga emissioner av hälsovådliga ämnen. En god förbränning/utbränning kräver:

- tillräckligt hög förbränningstemperatur,
- tillräckligt lång uppehållstid vid den temperaturen,
- högt syreöverskott och
- god omblandning av förbränningsgaserna, turbulenta förbränningsförhållanden.

Ju högre förbränningstemperaturen är desto effektivare är förbränningen och desto mindre är riskerna för oförbrända komponenter i brandgaserna och att miljöstörande ämnen bildas under förbränningen. Upphållstiden, vid tillräckligt hög förbränningstemperatur, måste också vara tillräckligt lång för att utbränningsreaktionerna skall hinna ske. Under uppehållstiden måste också syreöverskottet vara högt och gasomblandningen god för att ge goda reaktionsbetingelser. Dessa reaktionsförhållanden råder sällan eller aldrig vid bränder varför riskerna för bildning av miljöstörande ämnen är stora.

Experimentella studier och analyser för att utveckla bildningsmekanismer för olika förbränningsprodukter har hittills genomförts främst inom förbränningsområdet där problemet med utsläpp av miljö- och hälsofarliga ämnen från förbränningsanläggningar i olika skalor har uppmärksammats. De senaste åren har flera undersökningar visat att bränder, förutom den akuta lokala miljö- och hälsopåverkan, kan för flera ämnen vara en utsläppskälla jämförbara med andra utsläppskällor på nationell nivå [13, 14]. Detta har inneburit ett ökat intresse för vad och hur mycket som produceras när olika material under olika förhållande brinner. Detta har lett till en ökad mängd experimentella data, vilka kan användas vid modellering av utsläpp från bränder. Än så länge är informationen emellertid begränsad, vilket innebär att för att kunna utveckla detaljerade modeller baserade på relevanta parametrar (t ex temperatur och syretillgång) behöver kunskapen från brandförsöken kompletteras med tillgänglig information från förbränningsområdet. Brandförsöken är dock nödvändiga för brandmodellutvecklingen eftersom bränder är komplicerade förlopp och det oftast är omöjligt att separera de relevanta parametrarna och utnyttja avskalade förbränningsförsök. Detta innebär också att det finns ett fortsatt behov av brandförsök.

Inom ramen för det aktuella projektet har en emissionsmodell utvecklats där en kombination av kunskap från förbränningsområdet och information från

analyser i samband med brandförsök har utnyttjats [20]. Arbetet kan delas upp i två huvuddelar: 1) en sammanställning av kunskap från förbränningsområdet i form av information av bildningsmekanismer, temperaturberoende, etc (avsnitt 4.1) och 2) en sammanställning av analyser och olika parameterberoenden i samband med brandförsök (avsnitt 4.2). Baserat på denna kunskap har det utvecklats modeller för emissioner av olika ämnen (avsnitt 4.3).

Samtliga områden presenterade i underavsnitten nedan beskrivs mer i detalj i emissionsmodellrapporten [20].

4.1 Bildningsmekanismer

I detta avsnitt sammanfattas de viktigaste emissionerna i samband med bränder. Ytterligare ämnen och ämnesgrupper samt betydligt mer detaljer kring bildningen av emissionerna presenteras i en separat rapport [20].

Olika ämnen i brandgaserna bildas på olika sätt. För att kunna uppskatta/beräkna vilka ämnen som bildas och hur mycket som bildas, är det viktigt att studera bildningsmekanismerna för de olika ämnena som normalt förekommer i brandgaserna. Generellt kan man indela de emitterade ämnena i fem grupper:

- ämnen som beror av de brunna materialens sammansättning (t ex elementaranalys),
- ämnen som beror av förbränningsbetingelserna,
- ämnen som beror av en kombination av de båda ovanstående,
- ämnen som inte bildas vid branden men där brandförloppet leder till att de frigörs och återfinns i plymen, askan och/eller eventuellt vatten efter släckning och
- ämnen som ingår i släckmedier.

Denna indelning kan vara en bra grund för den vidare utvecklingen av strategier för modellering av emissioner från bränder.

4.1.1 CO och CO₂

Oxidationen av kol till koldioxid kan sägas vara en huvudreaktion i all förbränning. Allt organiskt material innehåller kol och vid förbränning oxideras detta till koldioxid. Oxidationen sker normalt via bildning av kolmonoxid. CO bildas normalt från ofullständig förbränning av pyrolysgaserna från fasta och flytande brännbara material eller vid kolning av de fasta materialen. CO utgör också en viktig intermediär för den vidare oxidationen. Vid förbränningen pyrolyseras normalt materialet och en gasfasoxidation sker av kolväten till CO som oxideras vidare till CO₂.

Närvaro av halogener som klor, brom och jod kan katalysera rekombinationen av radikaler och på så vis minska radikalkoncentrationen vilket leder till förhöjda halter av CO. Vid förbränning av kolväten är det vanligt att bildningsreaktionerna fram till CO är snabba medan den vidare oxidationen

till CO_2 sker betydligt långsammare. Vid förbränning med syreunderskott, vilket är vanligt vid bränder, kan stora mängder CO bildas. CO oxideras dock vidare i atmosfären till CO_2 genom reaktion med ozon (O_3) eller med O_2 . Mängden CO_2 som bildas från en brand är således beroende av mängden kolatomer som branden involverar. Det sker dock ingen fullständig oxidation av kolet utan detta fördelas på olika faser. En del blir kvar i askfasen både som askrester vid branden och som partiklar som följer med brandgaserna. Andra delar av kolet bildar olika oförbrända ämnen i brandgaserna inklusive CO. En massbalans kan således uppställas för de olika faserna och med antagande om en viss fördelning kan därefter CO_2 -emissionen beräknas.

4.1.2 Kväveföreningar

Vid förbränning bildas under vissa förhållanden kväveoxider. Av dessa är NO och NO_2 de mest förekommande. Under vissa förbränningsbetingelser kan även N_2O bildas. Normalt är halten av NO_2 låg i jämförelse med NO (ca 5 %) i rökgaserna från förbränningsanläggningar. Detta gäller även för gaser från bränder. I atmosfärsluft oxiderar dock NO relativt snabbt vidare till NO_2 med hjälp av ozon (O_3) och syre i luften. Tillsammans brukar föreningarna NO_2 och NO gå under beteckningen NO_x .

Kväveoxider bildas huvudsakligen genom

- oxidation av det kväve som ingår i bränslet (bränsle NO_x),
- reaktion mellan luftens syre och kväve (termiskt NO_x),
- reaktion mellan luftens kväve och organiska pyrolytiska produkter under bildning av exempelvis cyanider som oxideras till NO (prompt NO_x).

Termiskt bildad NO_x är av betydelse vid höga temperaturer och vid bränslen som innehåller låga halter kväve. Prompt NO_x svarar endast för en mindre del av det totala kväveoxidutsläppet. För bränder är det normalt endast bildning av NO_x från kväve i bränslet som är av betydelse, då brandtemperaturen sällan överstiger den temperatur (1 200 °C) där bildning av termiskt- NO_x börjar bli signifikant.

Den totala NO_x emissionen bestäms således av flera olika samverkande faktorer:

- förbränningstemperaturen,
- O_2 halten,
- förekomst av CO,
- bränsleslag/sammansättning av (inklusive kvävehalten i) bränslet och
- omvandlingsgraden av det i bränslet bundna kvävet.

Vid en brand är kvävehalten i bränslet samt brandens ventilationsförhållande avgörande för NO_x -emissionen, då bränsle-N normalt är den viktigaste vägen

för NO_x -emissioner från bränder. Av de ovanstående faktorerna är också temperaturen av speciellt intresse då denna har en avgörande inverkan på bildningsmekanismen av NO.

Dikväveoxid (N_2O) bildas antingen genom gasfasreaktioner (homogena) eller genom reaktioner mellan gas och fasta ämnen (heterogena reaktioner). Ur termodynamisk synpunkt är dikväveoxid egentligen instabil vid höga temperaturer ($>ca\ 400\ ^\circ\text{C}$) men ofta tillåter den korta uppehållstiden och temperaturprofilen längs rökgaskanalen att den kan förekomma i mätbara halter i förbränningsanläggningar. Av ovanstående reaktionsmekanismer framgår att det inte finns någon realistisk möjlighet att på teoretisk väg beräkna emissionen av N_2O , vare sig från en förbränningsanläggning eller från en okontrollerad brand. Däremot kan empiriska modeller tas fram baserade på mätningar och teoretiska överväganden.

Vid förbränning av kvävehaltiga bränslen frigörs kvävet vid den termiska sönderdelningen av bränslena (pyrolysen). Dessa frigörs då troligen som ammoniak (NH_3) eller vätecyanid (HCN) vilka sedan medverkar i bl a NO_x -bildningen. Merparten av NH_3 och HCN oxideras således vid en kontrollerad förbränning i en förbränningsanläggning. Vid en underventilerad brand (luftunderskott) dominerar i stället emissionerna av NH_3 och HCN.

4.1.3 Svavelföreningar

Vid förbränning av svavelhaltiga material bildas i huvudsak två svaveloxider, SO_2 och SO_3 . Dessa bildas direkt ur svavelföreningar i bränslet (de brinnande materialen). Många material innehåller små mängder svavel och bränslen såsom kol och olja kan innehålla avsevärda mängder. Oxidationen av SO_2 till SO_3 gynnas av låg temperatur och högt O_2 överskott. SO_3 kan därefter reagera vidare med vattenånga och bilda svavelsyra, H_2SO_4 . Vid underventilerade bränder ser man ofta bildning av COS.

4.1.4 HC och VOC

Organiska föreningar betecknas i miljösammanhang ofta som HC (hydrocarbons = kolväten) eller VOC (Volatile Organic Compounds). VOC är ett samlingsnamn på organiska föreningar som är flyktiga vid rumstemperatur och atmosfärstryck medan HC mera är ett samlande begrepp för alla kolväten som kan emitteras. Kolväteemissioner från förbränningsanläggningar härstammar mestadels från ofullständig förbränning t ex genom för låg syremängd, felaktigt fördelad syretillförsel eller för låg förbränningstemperatur. Vid bränder kan det bildas höga halter av oförbrända kolväten. Emissionerna varierar dock med bränslet och brandförhållande. Bensen är nästan alltid det dominerande VOC-ämnet som emitteras från bränder.

4.1.5 Partiklar

Vid förbränning bildas ofta partiklar. Dessa kan vanligen ha två olika ursprung. I brännbara material finns vanligen oorganiska icke brännbara delar som bildar aska när de brännbara delarna förbränts. Dessa icke brännbara delar kan ryckas med i rökgasströmmen och bilda partikelemissioner till luft. Utbränningen av den brännbara fraktionen är dock normalt inte fullständig utan ask-/partikelfasen kan innehålla avsevärda mängder oförbrända kolväten. Det andra sättet att bilda partiklar är genom det som vanligen benämns sotbildning. Sotbildning sker vid förbränning i syreunderskott. Lättare kolväten bildar här tyngre kolväten genom kemiska reaktioner där sedan de tyngre kolvätena slår sig samman till större aggregat (sotpartiklar). En samverkan kan också ske mellan icke brännbara partiklar och bildade sotpartiklar. På partiklarna anrikas också många tyngre miljöstörande ämnen såsom PAH och dioxiner. Sammansättningen på en partikel från en brand kan således vara mycket varierade.

Det har i många förbränningstillämpningar och inte minst vid avfallsförbränning visat sig att ett kraftigt underskott av syre leder till en omfattande sotbildning. Sot har en långsam utbränningshastighet så när sot väl har bildats är det svårt att få soten att tillbakabildas vid ökat syreöverskott.

4.1.6 Polycykliska aromatiska kolväten, PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) är ett samlingsnamn för många olika organiska föreningar bestående av mer än en aromaring. PAH med tre eller flera aromaringar har låg löslighet i vatten och lågt ångtryck. Vattenlösligheten och ångtrycket minskar med ökande molekylvikt. PAH med två aromaringar kan således uppvisa viss löslighet i vatten och ha ett högre ångtryck. Detta gör att PAH vanligen påträffas i mark eller sediment och mindre direkt i luft eller vattenfaser. PAH förekommer dock vanligen på partiklar från t ex förbränning.

PAH hör till gruppen långlivade organiska föreningar. Vissa PAH:er har visat sig ha cancerframkallande, mutagena och teratogena (ämne som kan ge skador på embryon eller foster; manifesteras som olika typer av missbildningar) egenskaper vilket har gjort att ämnesgruppen fått ökad aktualitet inom miljöområdet. Ett teratogent ämne är ett ämne som kan ge skador på embryon eller foster. En av de farligaste PAH:erna har visat sig vara benzo(a)pyren. B(a)P har visat sig bildas vid ofullständig förbränning vid temperaturer mellan 300 °C och 600 °C. Bildningen av PAH:er hänger också intimt samman med bildningen av partiklar.

4.1.7 HCl, HBr och HF

Halogener (samlingsnamn på en grupp ämnen i det periodiska systemet; aktuella halogener för bränder är fluor (F), klor (Cl), brom (Br) och jod (I)) finns i många olika material och kan därför tänkas ingå i många bränder. En viktig källa för klor vid bränder är PVC-plast. Klor finns också som NaCl i omgivningen och i hushållen. Källor till fluor är främst fluorinnehållande plaster (t ex Teflon) och olika köldmedier av typ freoner. Brom förekommer främst i bromerade flamskyddsmedel för olika produkter som t ex möbler och elektronik. Jod är relativt ovanligt i hushållen förutom på spårämnesnivå. Vid

förbränning av halogenhaltiga material avspjälkas lätt halogenen och bildar respektive syra (HF, HCl, HBr och HI). Normalt kan troligen mer än 90 % av Cl förväntas bilda HCl vid bränder [49]. En andel av halogenerna bildar dock rena halogenmolekyler t ex Cl₂ och Br₂.

Vätehalogeniderna (HX) följer normalt med gasströmmen och endast små mängder blir kvar i askfasen. De är alla lösliga i vatten. Vid vattenbegjutning av en brand med spridd stråle kan därmed vätehalogeniderna lösa sig i vattenfasen och tvättas ur brandgaserna. En del av HX kommer då att följa med släckvattnet i stället för brandgasplymen.

Vätehalogeniderna påverkar miljön genom att vara försurande och HCl kan agera som katalysator för ozonnedbrytning. De är dessutom irriterande, vilket innebär att de försvårar utrymning vid en brand.

4.1.8 Organiska halogenföreningar

En typ av organiska halogenerade föreningar är de polyklorerade dibenso-p-dioxinerna och furanerna (PCDD/PCDF). Fortsättningsvis kallas gruppen endast dioxiner. Dioxinerna utgör miljöproblem redan vid mycket små mängder. Endast små mängder halogener kan vara tillräckligt för att dessa ämnen skall bildas i kritiska mängder vid bränder. Den mest toxiska av dioxinerna är 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Andra organiska halogenföreningar inkluderar klorerade bifenyler (PCB), klorbensener och klorfenoler. Föreningarna är lipofila och flera är mycket stabila i miljön. Ett annat exempel är bromerade flamskyddsmedel, som beskrivs i nästa avsnitt.

Det har visats i flera undersökningar att bildningen av dioxiner främst sker som heterogena reaktioner på partiklar (flygaska) vid låga temperaturer (300 °C). Dioxinbildningen påverkas också av förekomsten av vissa metaller genom dessa metallers katalytiska verkan.

Tre olika bildningsvägar för dioxiner vid förbränning har diskuterats i litteraturen:

1. ofullständig förbränning (destruktion) av redan existerande dioxiner i brinnande material,
2. bildning ur s k precursors d v s molekylfragment som liknar dioxinmolekylens olika delar och
3. de novo syntes. Mekanism för dioxinbildning på flygaska med kol, syre, väte, klor och eventuella katalysatorer.

Det får anses som ovanligt med bränder i material med höga halter av dioxiner. Det finns visserligen mycket låga halter av dioxiner i många vanliga material, t ex produkter innehållande plaster, hartser eller blekmedel. Det har även visat sig att olika typer av partiklar och filter (t ex luftfilter på bilar, dammsugedamm) innehåller dioxiner [50]. Det får nog dock anses som att bildningsvägen (1.) via i material redan existerande dioxiner är mindre betydelsefull än övriga två i samband med bränder. Dioxiner är dock relativt stabila så om dioxiner förekommer kan dessa passera en brand utan att destrueras tillfredsställande. Bränder har ju många gånger dåliga och okontrollerade förbränningsförhållanden med låga förbränningstemperaturer.

Dioxiner börjar brytas ner vid ca 600 °C och destruktionshastigheten ökar med stigande temperatur. Dioxiner kan dock (åter)bildas när brandgaserna svalnar. Av denna anledning gör man denna period så kort som möjligt vid kontrollerad förbränning som t ex vid destruktion av farligt avfall.

4.1.9 Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel utgör exempel på ämnen som inte bildas men frigörs i ökad omfattning i samband med en brand. Brom fungerar som ett effektivt flamskyddsmedel och ingår i ett antal olika flamskyddsmedelsformuleringar. Broms flamskyddande effekt ges till största delen genom vätebromid som bildas vid förbränningen. Vätebromid har en inhiberande effekt på de kedjereaktioner, innefattande radikaler, vilka utgör förbränningens drivkraft. Det finns ett antal olika flamskyddsmedelsformuleringar som innehåller brom. De i Sverige mest vanligt förekommande är: Tetrabrombisfenol-A, hexabromo-cyklododekan (HBCD) samt polybromerade difenyletrar (PBDE). Genom direktiv 2002/95/EG (RoHS) förbjöds flamskyddsmedlen PBB (polybromerade bifenyler) och PBDE i nya elektriska och elektroniska produkter som släpps ut på marknaden från och med 1 juli 2006. Viktiga flamskyddsmedel inom gruppen PBDE är deka-BDE, okta-BDE samt penta-BDE. De två sistnämnda ämnena förbjöds inom EU den 15 augusti 2004. Kommissionen har dock beslutat att undanta deka-BDE från förbudet. I praktiken kan användningen av deka-BDE komma att förhindras då den tekniska produkten innehåller > 0,1 % av andra PBDE:er (främst nona-BDE).

4.2 Erfarenheter från analyser i samband med brandförsök

I en separat rapport presenteras analyser av brandgaser från ett stort antal brandförsök [20]. Dessa är indelade efter objektet som brinner: bostäder, plaster, bildäck, elektronikskrot, fordon, kemikalier, skogsbränder och vätskebränder. All denna information presenteras inte här utan endast några exempel. Dessutom hänvisas till avsnitt 3.5 där några analysresultat från brandförsöken inom detta projekt redovisas.

Det har genomförts ett antal rumsförsök där emissionerna har mätts [10, 51]. Rummen innehöll: en soffa, två fåtöljer, bokhyllor med böcker, soffbord stående på en matta, gardiner samt en TV. I tre försök varierades TV och antändningskälla (rum 1-3) [10]. I rum 4-6 var det typen av soffa och fåtölj samt antändningskälla som varierades. I rum fyra var dessa möbler ej flamskyddade medan de i rum 5 och 6 hade olika typer av flamskydd. Variationerna mellan försöken sammanfattas i tabell 4.1. För ytterligare detaljer kring försöken hänvisas till nämnda referenser [10, 51].

Tabell 4.1 Sammanfattning av sex olika rumsförsök i samband med vilka gasanalyser genomförts [10, 51].

Försök	Beskrivning
Rum 1	Svensk TV; branden startade i TVn
Rum 2	Amerikansk TV; branden startade i soffan
Rum 3	Svensk TV, branden startade i soffan
Rum 4	Ej flamskyddade möbler; branden startade i soffan
Rum 5	Fosforbaserat flamskyddsmedel i möbler; branden startade i TVn
Rum 6	Bromerat flamskyddsmedel i möbler; branden startade i TVn

I tabell 4.2 presenteras utbytet av PAH i de ovan beskrivna rumsförsöken tillsammans med PAH-utbytet för olika material och materialblandningar, som kan vara aktuella i samband med bostadsbränder. Tabellen innehåller information alltifrån enstaka spånskivor till brandförsök med hela rum.

Tabell 4.2 Utbyte av PAH vid några olika försöksserier med anknytning till rumsbränder eller bränder i byggnad (mg/kg) [10, 16, 51-53].

Försök	Acenaftilen	Fenantren	Benso(a)-pyren	Dibenso(a,h)-antracen	Total PAH ^{a)}
Rum 1 Exp 1	79	93	6,5	0,95	339
Rum 2 Exp 2	292	202	23	2,5	890
Rum 3 Exp 3	163	115	6,5	1,6	594
Rum 4 Non-FR room	125	103	7,1	0,9	447
Rum 5 P-FR room	96	90	8,5	0,7	364
Rum 6 Br-FR room	105	92	9,7	0,9	382
Icke FR soffa	6	4,8	0,3	0	20
P-FR soffa	10	7,1	0,3	0,1	29
Br-FR soffa försök 1	20	15	0,8	0,1	56
Br-FR soffa försök 2	18	17	0,8	0,1	60
Obehandlad Radiata-tall	0,636	0,379	e d	e d	2,44
Camphor Laurel	0,843	0,482	e d	e d	2,93
Spånskiva	2,03	1,52	e d	e d	8,99
MDF	2,47	1,38	e d	e d	8,51

a) Exkl naftalen
e d = ej detekterat

I tabell 4.3 presenteras PAH-utbytet i samband med olika brandförsök med bildäck. Det är dels försök med bildäck i bitar, dels resultat från försöken med hela bildäck inom ramen för detta projekt. Beteckningen "Shred" innebär småbitar av däck, 5,1 cm × 5,1 cm, medan "Chunk" innebär större däckbitar,

1/4 - 1/6 däck. Det är tydligt från resultaten att utbytet av PAH ökar när bitarna blir mindre. Detta beror förmodligen på försämrade tillgång av syre i förbränningszonen.

Tabell 4.3 Utbyten av PAH för försök med bildäck (mg/kg) [36, 39].

Ämne	Shred	Chunk	T5	T6	T7	T8
Benso(a)antracen	102	82	23	50	41	25
Benso(a)pyren	114	85	27	52	43	32
Benso(b)fluoranten	88	69	24	39	34	25
Benso(k)fluoranten	99	74	31	53	45	32
Chrysen/Trifenylen	92	71	30	62	52	32
Dibenso(a,h)antracen	ED	1.1	3.4	6.0	5.4	3.2
Indeno(1,2,3-cd)pyren	86	52	29	40	36	26
Acenaften	2456	290	1.0	3.8	5.2	1.1
Acenaftylen	562	861	100	255	252	180
Antracen	50	56	22	58	52	27
Benso(ghi)perylen	159	66	23	31	25	20
Fenantren	253	238	165	297	264	170
Fluoranten	458	339	93	170	144	91
Fluoren	187	261	28	63	59	30
Naftalen	486	816	320	562	613	370
Pyren	152	34	79	148	132	77
PAH, Totalt inkl naftalen	5300	3400	1000	1900	1800	1200
PAH, Totalt exkl naftalen	4900	2600	700	1300	1200	790

4.3 Beskrivning av emissionsmodellen

Emissionsmodellen är uppbyggd av delmodeller för ett stort antal emitterade ämnen. Dessa delmodeller beräknar utbytet av ett visst ämne, d v s hur mycket som bildas av ämnet per kg avbrunnet material. De flesta delmodellerna bygger på korrelationer med temperatur och ventilationsgrad. Ventilationsgraden, ϕ , (equivalence ratio på engelska) är definierad som

$$\phi = \frac{\dot{m}_{fuel} / \dot{m}_{oxygen}}{\left(\dot{m}_{fuel} / \dot{m}_{oxygen} \right)_{stoich.}}$$

$\phi = 1$ stökiometrisk förbränning
 $\phi < 1$ välventilerad förbränning
 $\phi > 1$ under-ventilerad förbränning

För vissa föreningar ingår även materialsammansättningen i beräkningarna.

Modellen är i huvudsak en modell för emissioner till luft, men för vissa ämnen finns en beräkning för fördelningen mellan luft, släckvatten och

brandrester. Användaren av modellen skall ange temperatur, ventilationsgrad och hur mycket av olika material som förbrukas i branden.

Modellen beskriver ett stort antal ämnen och ämnesgrupper: CO₂, CO, kolväten, NO_x, NH₃, HCN, SO₂, SO₃, partiklar, PAH, vätehalogenider och metaller. I vissa fall får något specifikt ämne representera en viss ämnesgrupp. Bensen, har t ex valts ut att representera kolväten. I fallet med PAH:er finns i många mätningar angivet det totala utbytet och detta är det som används i modellen. Dessutom är benso(a)pyren inkluderat eftersom det är ett viktigt ämne och det i vissa fall är intressantare att studera enskilda ämnen än den totala mängden PAH.

De enskilda delmodellerna finns beskrivna i emissionsmodellrapporten [20]. Där beskrivs även bakgrunden till olika antaganden som har gjorts vid utvecklingen av olika delmodeller.

Bildningen av dioxiner är mycket komplex och beror på många parametrar, t ex temperatur, uppehållstid, ventilationsgrad, närvaro av katalyserande metaller, halogener i bränslet, kemisk struktur hos materialet, partikelstorlek hos materialet, geometrisk uppställning och svavel i bränslet. Av denna anledning har bildningen av dioxiner inte modellerats på samma sätt som övriga emitterade ämnen, men bildningen diskuteras i emissionsrapporten och några olika exempel redovisas [20].

Den utvecklade modellen innehåller ett stort antal delmodeller. Dessa har implementerats i Excel och är en första prototypmodell. Tanken med modellen är att kunna utveckla och prova beräkningsmodeller för brandemissioner. Valet av programvara har således gjorts för att det skall vara enkelt att utprova nya modellstrukturer. Modellerna innehåller funktioner av temperatur, ventilationsgrad, materialsammansättning och hur mycket av olika material som förbrukas i branden. Användaren skall därför ange värden för dessa parametrar. Materialspecifikationen är utformad mer eller mindre som en elementaranalys av ingående material. Grundläggande data finns förinlagt för vissa material. Det finns också möjlighet att själv lägga in ytterligare material. En brand varar under en längre tidsperiod och för bland annat spridningsberäkningar behöver emissionerna presenteras med en viss tidsupplösning. I modellen görs detta genom att emissionen beräknas för varje timma som branden pågår. Användaren får specificera hur stor andel av materialet som brinner under varje timma som branden pågår.

Alla matematiska modeller bör helst kunna verifieras och jämföras med verkligheten för att kunna bedöma hur bra modellerna är. I detta projekt har en provkörning gjorts med den utvecklade modellen. Utgångspunkten har varit att göra en provkörning på ett storskaligt brandförsök där mätningar också finns tillgängliga så att jämförelser med de uppmätta emissionerna skulle kunna göras. I studien "FireLCA Model: TV Case Study" [10] har brandförsök utförts på ett möblerat vardagsrum inkluderande soffa, bord, bokhyllor med böcker, mattor, en TV-apparat m m. Försök finns med olika typer av flamskyddade TV-apparater. Vid dessa försök gjordes också kemiska analyser av brandgaserna och andra kvantitativa mätningar som t ex bestämning av mängd brunnat material. Mätresultaten från dessa mätningar har direkt använts i de livscykelanalysmodeller (LCA-modeller) som

utvecklades i detta brand-LCA-projekt. Modellen för den svenska ”icke-flamskyddade” TV-apparaten (endast elektroniken var flamskyddad) har använts som mätreferens vid provkörningarna i detta projekt.

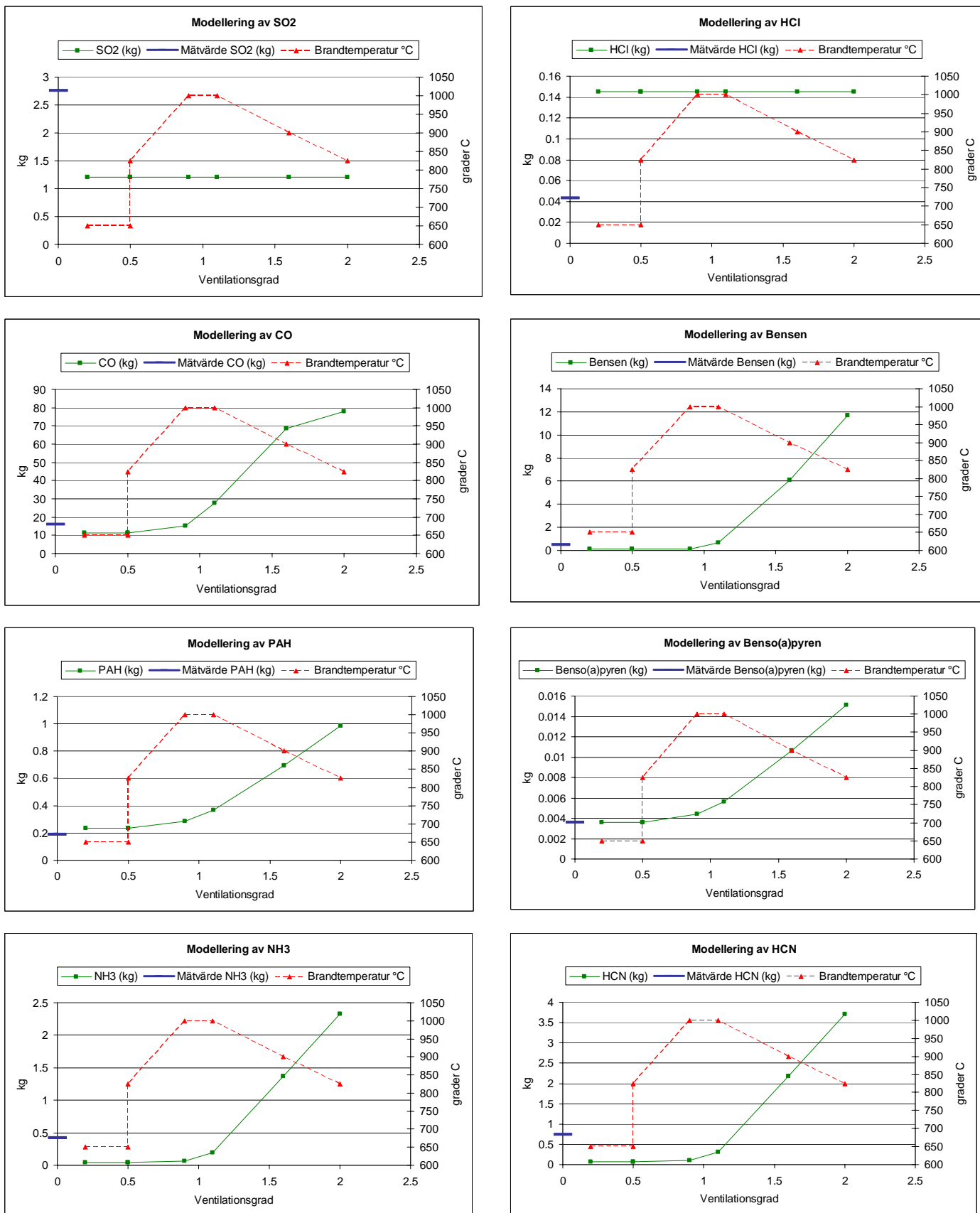
Provkörningar har gjorts vid olika ventilationsgrader och vid olika brandtemperaturer (se tabell 4.4). Kombinationerna är valda så att de representerar olika typer av bränder, varav vissa används i vissa standardprovningar, och för att få kombinationer där endast den ena parametern varierar. Information om ventilationsgrad och brandtemperatur saknas för brandförsöken i TV studien.

Tabell 4.4 Utvalda kombinationer av ventilationsgrad, ϕ , och temperaturer för testberäkningarna med emissionsmodellen.

Försökskörning nr.	Ventilationsgrad ϕ	Brandtemperatur [°C]
1.	0,2	650
2.	0,5	650
3.	0,5	825
4.	0,9	1000
5.	1,1	1000
6.	1,6	900
7.	2	825

Vid provkörningarna har de olika ventilationsgraderna och brandtemperaturerna varierats enligt ovan och de resulterande emissionerna till luft har beräknats inklusive partikelbundna emissioner. De fullständiga resultaten återfinns i emissionsmodellrapporten [20]. En grafisk översikt över resultat från modellkörningarna visas i figur 4.1. Figuren visar ett brett urval av parametrar som modellerats vid provkörningarna. Samtliga bilder visar beräknade emissioner till luft som funktion av ventilationsgraden. Ventilationsgraden är den parameter som har visat sig ha störst inverkan på emissionerna. I varje bild har också korresponderande brandtemperaturen lagts in. Bilderna visar också uppmätt emission från det verkliga brandförsöket vilket modellen simulerar. Mätdata visas i figurerna som ett streck vid ventilationsgraden noll.

De första två bilderna (SO₂, HCl) visar parametrar som främst är beroende av de bruna materialens sammansättning. Som framgår av figurerna påverkas inte bildningen i någon nämnvärd utsträckning av ventilationsgraden eller brandtemperaturen. Modellberäkningarna avviker något i förhållande till brandförsöket. Detta beror troligen på att det är svårt att korrekt uppskatta sammansättningen på det bruna materialet. Vissa andra avvikelser kan också förekomma då andra ämnen kan bildas vilka innehåller de aktuella grundämnena, se vidare i avsnittet om bildningsmekanismerna och i emissionsmodellrapporten [20].



Figur 4.1 Sammanfattande figur över resultat från försökskörningarna av brandmodellen samt en jämförelse med uppmätta resultat från brandförsök av rumsbrand i studien "Fire LCA:TV case study".

Modellen beräknar det teoretiska maxvärdet. CO bildas genom ofullständig förbränning. Som framgår ökar också mängden CO med ökande ventilationsgrad (minskande syrehalt). Mängden uppmätt CO från brandförsöket motsvarar här en ventilationsgrad av ca 1,0. Påverkan från brandtemperaturen är i detta fall liten. Modellresultaten från övriga parametrar som bildas vid underskott av syre genom ofullständig förbränning (bensen, PAH, benso(a)pyren) visar på liknade modellresultat som för CO. Modellen visar dock en något högre skattning av PAH och benso(a)pyren än vad det aktuella brandförsöket indikerar. NH₃ och HCN är ämnen som också bildas vid underskott av syre och är kvävet reducerade former i bränder. Modellen visar på samma tendens som CO. Mätresultaten indikerar här en ventilationsgrad om ca 1,2 vid brandförsöket.

Som nämndes finns det ingen information om vilken ventilationsgrad som var rådande vid det simulerade brandförsöket. Modellberäkningarna visar relativt entydiga resultat, vilka indikerar en ventilationsgrad kring 1,0. De entydiga resultaten är uppmuntrande med tanke på det begränsade antal försök som de olika delmodellerna är baserade på tillsammans med olika antagande.

5 Spridning i luft

5.1 Inledning

Vid olyckor som inkluderar brand sker en spridning av olika typer av luftföroreningar. Hur spridningen av dessa föroreningar sker beror till största delen av vädret, där både den regionala och den lokala meteorologin är viktig, samt brandparametrarna brandgastemperatur och brandgashastighet (bestämmer bl a plymlyftet).

Spridning av föroreningar från olika typer av industrikällor kan idag ofta simuleras väl med hjälp av beräkningar med avancerade spridningsmodeller, där parametrar som topografi, markanvändning, vind och turbulens m m ingår. Vid jämförelse mellan olika typer av beräkningar har det visat sig vara av stor vikt att exempelvis de lokala spridningsförutsättningarna återges på ett realistiskt sätt i modellerna för att kunna beräkna Extremsituationer, till vilka brand måste räknas. Eftersom dessa typer av modeller ofta kräver lång beräkningstid erhålls inte resultatet momentant, varför dessa modeller, i sin nuvarande utformning, inte är möjliga att använda vid olyckor. Det är sannolikt inte heller möjligt att använda enklare, och därmed snabbare, modeller, eftersom dessa inte återger spridningen på ett tillräckligt bra sätt.

5.2 Bakgrund och syfte

Historiskt har spridningsberäkningar till luft från bränder huvudsakligen genomförts för att studera spridningen av hälsofarliga ämnen i brandens närhet. I dessa modeller ligger oftast fokus på att återge brandförloppet bra men meteorologin är förenklad, oftast på grund av att det annars skulle krävas för mycket datorkraft för att detaljerat beskriva båda processerna till fullo. Ett exempel där man försökt att både titta på spridning till ett större område, och åtminstone delvis inkludera och ta hänsyn till meteorologin, är vid simulering av spridning av partikelemissioner från stora vätskebränder med simuleringsverktyget ALOFT-FT. Detta verktyg har använts även inom detta projekt och beskrivs ytterligare nedan. En framkomlig väg för att utnyttja styrkorna hos olika verktyg är att som indata till en, ur meteorologisk synpunkt, avancerad spridningsmodell, använda utdata från en modell där brandprocesserna återges bra. Det är så det är löst i detta projekt.

Ett generellt problem för de typer av modeller som beskrivs och används här är att det är svårt att hitta bra fullskalig data för validering av beräkningarna. Den typ av storskaliga bränder som oftast sker är av typen skogs- och vegetationsbränder. En hel del av dessa kan hänföras till ett utbrett svedjebruk, vilket då kan betraktas som storskaliga bränder under mer kontrollerade betingelser. Det finns dock väldigt lite nedfallsdata (för sot m m) från storskaliga bränder med sådan detaljrikedom att de kan utnyttjas för modelljämförelse.

NIST (National Institute of Standards and Technology, USA) genomförde i början av 90-talet ett antal större oljebränder där man mätte nedfallande

sotpartiklar på olika avstånd från branden och även mätte partikelstorleksfördelning [54-57].

Data från dessa bränder är troligen det bästa som kan uppbringas vad gäller storskaliga bränder och spridning av brandrök. En begränsande faktor för datautnyttjande från dessa experiment är att de alla genomfördes vid havet, omgivna av relativt låglänt terräng. Det kan därför vara svårt att översätta informationen till mer kuperade terrängförhållanden. Detaljerade data från ett experiment med en stor biomassebrand i USA 1994 finns också rapporterad [58]. Problemet med att använda ovanstående exempel för verifieringar är att dessa inträffade före den tidpunkt efter vilken det finns noggrann meteorologisk data tillgänglig att använda för spridningsberäkningar.

För att få en bild av hur spridningen från bränder (hypotetiska) i olika geografiska lokaliseringar under olika delar av året skiljer sig, har spridningsberäkningar utförts med en modell som kan beräkna lokalspecifika typiska spridningsmönster för olika tillfällen (t ex årstider). Syftet med dessa beräkningar är att visa de, för haltnivåerna i luft och deposition, mest styrande parametrarna både avseende brand och meteorologi. Därtill skall en generaliserad spridning för bränder göras genom att statistiskt bearbetade resultat från ett års beräkningar för olika meteorologiska vindhastighet- och vindriktingsklasser.

Resultatet kan ligga till grund för att utforma förebyggande åtgärder dels akut, dels långsiktigt (i exempelvis stadsplaneringsarbete), för att på så sätt öka beredskapen mot stora negativa effekter vid brandolyckor. Beräkningarna är även tänkta att utgöra en bas för att med utgångspunkt från denna kunskap i nästa fas ta fram en modell anpassad för fältmässiga förhållanden. Tanken är att man vid en olycka snabbt skall kunna få fram underlag om spridning av föroreningar från branden och därmed kunna förebygga och minimera skador på t ex miljön och människors hälsa.

5.3 Metod

Spridningsberäkning av emissioner från bränder genomfördes med den så kallade TAPM-modellen. Skälet till att denna modell användes var att den återspeglar dispersionen lokalt på ett mycket bra sätt genom att lokalspecifika förutsättningar (t ex meteorologin, vilken kan variera mycket under vissa tillfällen) tas hänsyn till, samtidigt som det övergripande storskaliga väderläget är inkluderat (för beskrivning TAPM se avsnitt 5.4.1). TAPM genomför simuleringarna med timvis tidsupplösning, och resultatet från en timme utgör ingångsdata till nästa. Erhållna resultat från spridningsberäkningarna är halter i luft i tre dimensioner, våt- och torrdeposition samt plymlyft och meteorologisk data. TAPM har hittills använts primärt för att beräkna dispersion runt industrier samt i tätortsmiljöer, och är alltså inte specifikt utvecklad för att beräkna spridningen från bränder. Detta kompenseras genom att indata framtagits antingen från brandplymmodellering eller genom CFD-modellering med en specifik brandmodell (FDS).

För att utvärdera användbarheten av spridningsberäkningsprogrammet ALOFT-FT har en jämförelse mellan resultat beräknade med TAPM och ALOFT-FT för ett utvalt tillfälle genomförts. ALOFT-FT (se vidare avsnitt 5.4.2) är framtagen för brandmodellering, men nackdelen med den är att relativt stora generaliseringar gjorts med avseende på meteorologin både att den inte varierar i vare sig spatial upplösning eller i tidsupplösning, vilket ger förenklade spridningsförutsättningar. I gengäld återspeglar den brandparametrarna över brandhärden men den kan inte återge emissionerna med varierande tidsupplösning.

Spridningsberäkningar har genomförts med meteorologi för ett sk typår. Typåret har framtagits genom en klimatologisk och statistisk analys av storskaliga och primärt styrande meteorologiska parametrar för spridning till luft. Ett, ur spridningssynpunkt, representativt år valdes genom meteorologisk analys av de sk Lambs väderklasser (LVK). Denna väderklassificering innebär att dygnen klassificeras efter den storskaliga atmosfäriska cirkulationen, vindhastighet och vorticitet (för vidare information om detta se Haeger-Eugensson m fl [59]).

5.4 Beskrivning av olika modeller

5.4.1 TAPM modellen

TAPM är en prognostisk modell utvecklad av CSIRO i Australien (motsvarande SMHI). I modellen sker mesoskaliga beräkningar av vindfältet och andra meteorologiska faktorer med timupplösning baserat på havstemperatur, topografi, markanvändning och synoptisk (storskalig) väder m m för olika regioner. På detta sätt får man fram den marknära, lokalspecifika meteorologin utan att behöva använda platsspecifika meteorologiska observationer. Modellen kan utifrån detta beräkna lokala vindflöden, så som sjö/landbris och terränginducerade flöden (t ex runt berg), temperaturavtagandet med höjden, blandningshöjder m m mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. TAPM kan även beräkna luftfuktighet och nederbörd både i form av regn och i form av snö med bra resultat [60].

Beräkningarna i TAPM genomförs så att erhållna halter och meteorologiska resultat för respektive timme (i kombination med nya/förändrade emissioner), utgör indata till nästkommande timmes beräkningar. De flesta modeller använder sig istället av meteorologisk indata i form av grupperat väder med spridningen av luftföroreningar beräknad var för sig i respektive grupp. Årsmedelvärde baseras därefter på frekvens av respektive grupp. TAPM modellen har även en variabel meteorologi både över ytan och vertikalt (gridspecifik) till följd av rådande topografi och markanvändning m m, vilket gör att halten i respektive gridruta sprids på olika sätt beroende på vilken ruta det är. De flesta modeller utgår från samma meteorologiska indata för hela beräkningsgriden.

Med hjälp av det beräknade tredimensionella vindfältet simulerar modellen spridningen av gaser, partiklar och aerosoler från utsläppskällor samt kan även illustrera plymhöjden med timupplösning. Detta görs genom en Eulers gridmodul, en "plume rise"-modul samt en Lagrangiansk partikelmodul.

Modellen inkluderar även en viss kemi genom fotokemiska reaktioner i gasfas baserade på halvempiriska kemiska reaktionsförlopp definierade av Azzi m fl (1992). TAPM inkluderar även reaktioner i gas- och vattenfas för svaveldioxid och partiklar ($PM_{2,5}$; PM_{10} , PM_{20} samt PM_{30}) (se vidare Hurley m fl [61]).

Modellen har validerats i både Australien [61] och USA, och IVL har också genomfört valideringar för svenska förhållanden dels i södra Sverige [62] dels i fjällkedjan [60]. Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden. Mer detaljer om modellen kan erhållas via www.dar.csiro.au/TAPM.

5.4.2 ALOFT

Spridningsberäkningar är även utförda med programmet ALOFT-FT [63]. ALOFT-FT är utvecklat under 1990-talet av NIST (USA), ursprungligen för att simulera rökspridningen till atmosfären från brinnande oljeutsläpp på ett bättre sätt än med då tillgängliga modeller för dispersion.

ALOFT-FT modellerar spridningen av rökplymen genom att lösa grundläggande ekvationer för konservering och transport av massa, impuls och energi för ett område nedströms branden. Beräkningen sker alltid i "steady-state", d v s icke tidsberoende. Modellen löser ekvationerna med sk LES-metodik (Large Eddy Simulation) vilket betyder att man beräknar storskaliga rörelser och turbulens medan man bortser eller approximerar blandning och turbulens på liten och mikroskala. Detta lämpar sig särskilt bra för denna typ av fenomen där rörelser i stor skala är viktigast. Storleken på de minsta rörelserna/virvlarna som beräknas beror främst på hur fint man delar upp beräkningsområdet i celler eller noder (mesh). I ALOFT-FT är minsta skalan 5-10 m, vilket anses tillräckligt för att fånga luftrörelserna i samband med en storskalig brand. Branden i sig modelleras inte utan definieras som en utbredd källa för rök och värme. Detta betyder att branden bara behöver definieras som effekt per ytenhet och förbränningsvärme plus bränsleberoende emissionsfaktorer för de förbränningsprodukter som är intressanta att studera. Spridning och transport av förbränningsprodukter och andra ämnen beräknas med Lagrangiansk metod, d v s modellen spårar diskreta partiklar eller paket av partiklar från källan för att uppskatta koncentrationerna nedströms.

Meteorologiska förhållanden definieras genom vindhastighet, storleken på fluktuationer runt den huvudsakliga vindriktningen samt temperaturprofilen i atmosfären.

Begränsningar i programmet är att det inte tar någon hänsyn till topografi eller terrängens variationer. Det har även begränsade möjligheter när det gäller att lägga in detaljerade eller tidsupplösta meteorologiska data.

Resultaten från modellen har visats stämma bra överens med experimentella data från storskaliga försök [63, 64].

5.5 Indata spridningsberäkningarna

Det är främst emission av partiklar som har spridningsmodellerats. Framtagning av information om brandemissioner har gjorts inom ramen för

detta projekt bl a genom brandförsök [20]. Branden återges i TAPM som en skorstenspipa där diametern motsvarar brandens diameter och höjden motsvarar en representativ flamhöjd, d v s en höjd över vilken temperaturen är sådan att emissionerna inte tar del i kemiska reaktioner i någon signifikant omfattning. Till denna höjd kopplas en brandgastemperatur, ett brandgasflöde och flöde av emissioner. Initialt testades dessa olika brandparametrar (brandgastemperatur, brandgashastighet, emission) för att visa känsligheten av förändringar av dessa parametrar. Dessa uppskattades dock endast grovt i de första brandsimuleringsförsöken s k *Testberäkning* med konstanta parametrar genom hela branden. I *Brandberäkning 1* varierade brandgasflödet och emissionen, men brandgastemperaturen var konstant. För de båda första simuleringarna representerades branden av en skorstencylinder. Detta visade sig dock vara ett alltför förenklat sätt att återge branden. För att på ett mer realistiskt sätt efterlikna mer verkliga förhållanden beräknades, inför ett andra brandsimuleringsförsök s k *Brandberäkning 2*, istället parametrarna för indata genom CFD-modellering.

CFD-programmet FDS, Fire Dynamics Simulator [43], ger en detaljerad uppfattning om plymens karakteristik och därför kördes en beräkning av själva branden i CFD-programmet. Modellen simulerar även förbränningen av bränslet och är en "state-of-the-art" LES-kod, utvecklad med syftet att fånga storskaliga rörelser hos brandplymer. Tidsmedelvärden av hastigheter och temperaturer på olika positioner i den simulerade plymen kunde sedan användas som indata till TAPM där branden representerades av ett antal cylindriska "skorstenar" i koncentrisk formation, se vidare avsnitt 5.5.1.

Som underlag till de statistiska beräkningarna har spridningsberäkningar genomförts för *Brandberäkning 2* för varje dygn ett helt år.

För en mer detaljerad bild av brandförlopp under enskilda timmar har en modell, specifikt utvecklad för bränder använts, den s k ALOFT-FT-modellen. Denna modell kräver inga indata i form av brandgasflöden m m, men däremot meteorologisk indata (t ex vind, lokal turbulens, temperaturprofil m m) vilket har erhållits från TAPM-simuleringarna.

5.5.1 Indata till TAPM för olika brandscenarier

Brandberäkningarna med TAPM har genomförts i huvudsak för två av SPs genomförda brandförsök: 1) Bildäck, 24 m × 24 m, här refererad som "Liten däcksbild" och 2) bildäck, 56 m × 56 m här refererad som "Stor däcksbild" (se avsnitt 2.4 för mer information). Alla bränderna, d v s både de stora och små *Testbränderna*, *Brandberäkning 1* och *2*, pågick i 12h med start kl. 9.00.

Brandgastemperatur och brandgashastighet samt emission av partiklar (beräknat som PM₁₀) baserades på brandförsöken och CFD-beräkningar (se avsnitt 2.4). Skorstensdiametern motsvarar brandhårdens bredd. För alla beräkningarna är skorstensdiametern densamma som brandhårdens storlek där det för *Stor däcksbild* är 56 m och för *Liten däcksbild* 24 m.

Testberäkning

Emissionen, brandgashastigheten eller brandgastemperaturen antogs vara konstant under hela brandförloppet för stor respektive lite brand. För att analysera hur brandgashastigheten och brandgastemperaturen påverkar resultatet ändrades vardera av dessa parametrar i de olika beräkningarna. *Testbränderna* representeras av en skorstenspipa där skorstenshöjden var 5 m.

Stor däcksbbrand: Partikelemission är 115 g/s.

Liten däcksbbrand: Partikelemission är 21 g/s.

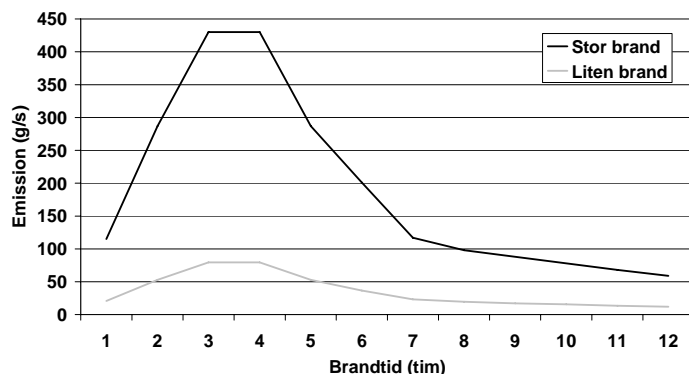
Med båda ovanstående bränder genomfördes:

1. Test 1, brandgashastigheten var konstant på 1.80 m/s och brandgastemperatur varierades från 350, 400 till 450 °C.
2. Test 2, här var istället brandgastemperaturen konstant på 350 °C och med en variabel brandgashastighet 1, 3, 5 m/s.

Brandberäkning 1

I *Brandberäkning 1* var, för både stor och liten brand, brandgastemperaturen konstant 350 °C under hela brandförloppet samt skorstenshöjden 5 m.

Stor däcksbbrand: Skorstensdiametern är 56 m. Tidsdifferentierad indata presenteras i figur 5.1.



Figur 5.1. Timvisa partikelemissionens fördelning under brandförloppet vid Brandberäkning 1 - både för stor- och liten däcksbbrand (en brandcylinder).

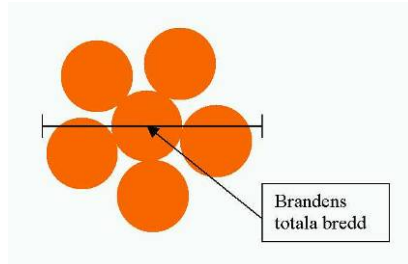
- *Liten däcksbbrand:* Skorstensdiametern d v s brandhårdens bredd är 10 m. Tidsdifferentierad indata presenteras i figur 5.1.

Brandberäkning 2

En verklig brand över en större yta fungerar så att det förekommer en central del av branden (om den är symmetrisk) med hög temperatur och därmed hög rökastighet, medan de yttre delarna har lägre temperaturer och brandgashastigheter. Detta bör resultera i kraftigare plymlyft i de centrala delarna medan de yttre delarna uppvisar ett lägre plymlyft. För att bättre kunna simulera verkligheten uppskattades ny indata med hjälp av CFD-beräkningar med programmet FDS. I dessa beräkningar ses även att brandens temperatur varierar under brandtiden, varför även brandgastemperaturen får

en timvis variation (se avsnitt 2.4). CFD-beräkningen gjordes så att man nådde en quasi-steady-state på 750 MW. Matematiska anpassningar har sedan gjorts för övriga värden genom att studera utvecklingsfasen.

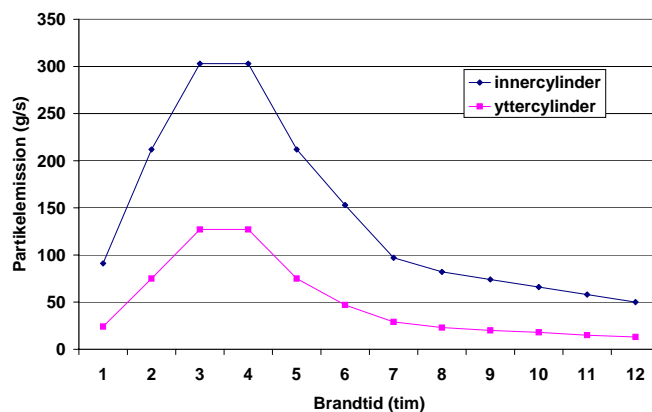
För att efterlikna CFD-simuleringen och översätta dessa indata så att de kan användas för spridningsberäkningarna har branden delats upp i en inre cylinder omgärdad av fler yttre cylindrar, enligt skiss i figur 5.2.



Figur 5.2. Skiss av simulerade "brandcylindrar" vilka använts vid Brandberäkningar 2 "Liten däcksbbrand" och "Stor däcksbbrand".

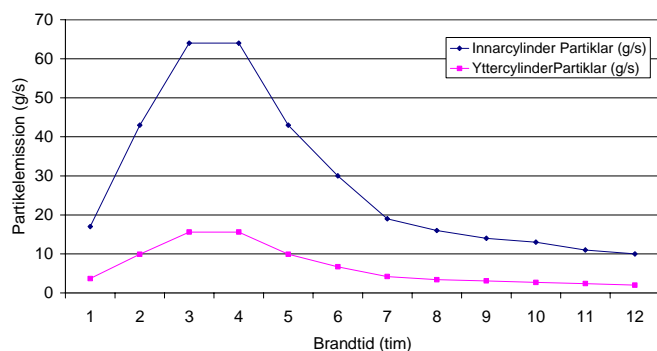
- **Stor däcksbbrand:** Indata för respektive cylinder presenteras i figur 5.3 samt i avsnitt 2.4. Den inre cylindern har en diameter på 15 m och de yttre cylindrarna är vardera 20,5 m. Totalt är brandens diameter 56 m enligt skiss figur 5.2. Alla cylindrarna är 10 m höga.

Även nya emissionsdata beräknades baserat på de nya uppgifterna, vilka bättre skulle representera en verklig brand. Observera att emissionerna från den sk yttre cylindern skall fördelas på alla fem kranscylindrarna. Vid jämförelse mellan emissionerna från *Brandberäkning 1* och 2 (figur 5.1) så är emissionerna lika stora men fördelade på fler källor.



Figur 5.3. Fördelning av den timvisa partikelemissionen under brandförloppet vid brandberäkning 2- stor brand, för spridningsberäkning med flera cylindrar.

- **Liten däcksbbrand:** Efter CFD-beräkning av den mindre branden konstaterades att samma värden kan antas för brandgastemperatur och brandgashastighet som för den stora branden, men med brandhöjden 5 m. De timvisa fördelningen av emissionerna presenteras i figur 5.4. Den inre cylindern har en diameter på 6,4 m vilket resulterar i en diameter för de yttre cylindrarna till respektive 8,8 m d v s branden är totalt 24 m.



Figur 5.4. Fördelning av den timvisa partikelemissionen under brandförloppet vid brandberäkning 2- liten brand, för spridningsberäkning med flera cylindrar.

5.5.2 Indata till ALOFT-FT

Eftersom ALOFT-FT bara simulerar ”steady-state”, dvs vad som händer efter lång tid med konstanta förhållanden valdes en representativ dag och klockslag utifrån TAPM-simuleringarna. Brandscenariot valdes till storbrand med däck, *Brandberäkning 2*. Eftersom endast konstant brandeffekt kan simuleras beräknades två olika fall, ett där brandeffekten antas vara ett medelvärde av effekten under 12 h, 360 MW, och ett där branden simuleras under en kortare tid med maxeffekten 750 MW, se tabell 5.1.

Branden antas starta 0900 1999-04-05 och väderförhållandena i ALOFT-FT-beräkningen har tagits vid tiden 0900 + 4 h, d v s 1300, då brandeffekten är maximal.

Ingen hänsyn har tagits till intilliggande topografi eller byggnation utan marken har antagits vara plan inom +/- 10 %.

Tabell 5.1. Beräkningsfall i ALOFT-FT.

Parameter	Fall 1	Fall 2
Brandyta (m ²)	2500	2500
Brandeffekt (MW)	360	750
Brinnhastighet (kg/m ² s)	0.00420	0.00875
Effektivt förbränningsvärme (MJ/kg)	34.3	34.3
PM10 (g/kg) / (g/s)	18.1 / 190	19.7 / 430
Bens(a)pyren (g/kg) / (g/s)	0.044 / 0.46	0.033 / 0.73
Vindhastighet (m/s)	3.6	3.6
Temperatur vid marknivå (°C)	6.8 ¹	6.8 ¹
Molnighet	Mulet	Mulet
Stabilitet / Lapse rate	C ² / uppmätt ³	C ² / uppmätt ³

¹ Medelvärde på 10 m höjd under 19 h, 05-24.

² C = Slightly unstable enligt Pasquills kriterier, bedömd enligt Turners metod [65].

³ Vertikal temperaturprofil definierad enligt beräkningar med TAPM, kl 13.00, se vidare rapporten av Haeger-Eugensson m fl [59].

5.6 Resultat

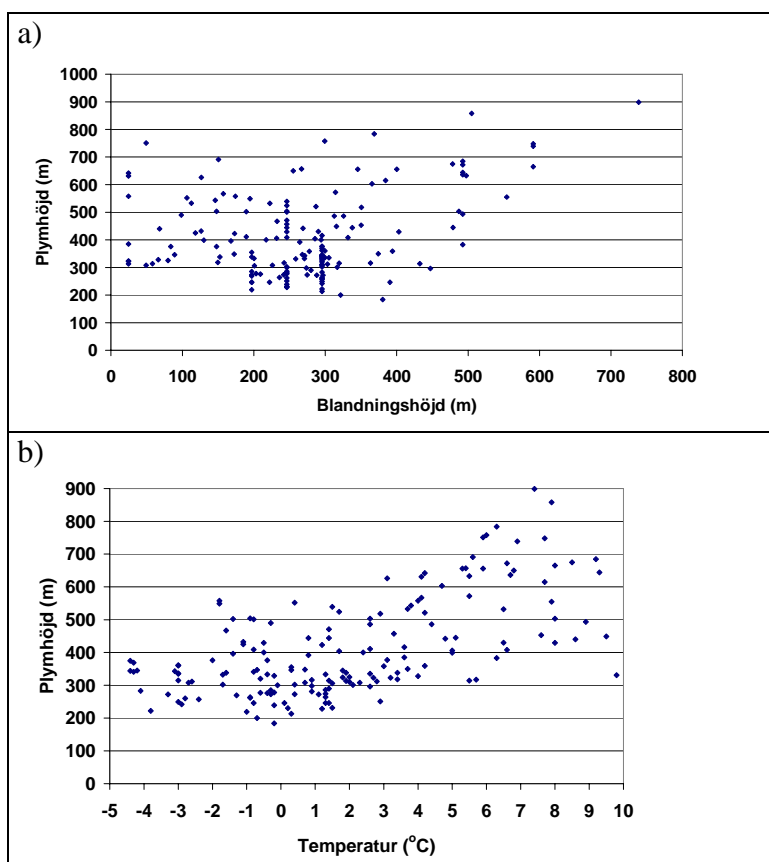
I resultaten presenteras dels detaljerad information i syfte att påvisa de processer som främst styr dispersion och deposition vid bränder, dels en generaliserad spridning genom klassificering av spridningen baserat på ett års beräkningar.

5.6.1 Meteorologins betydelse för spridningen och depositionen

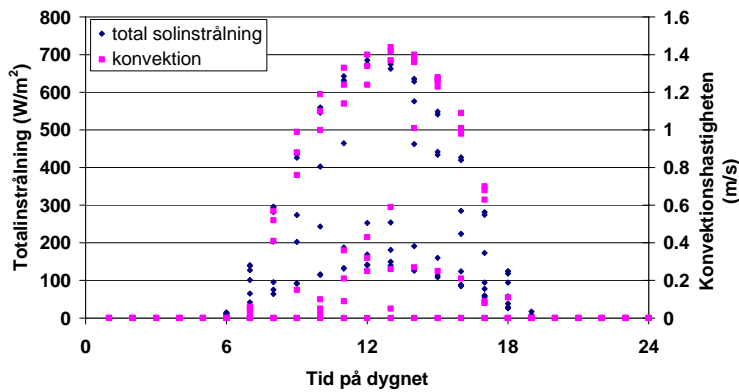
Förutom de uppenbara processerna (vindhastighet och förekomst av nederbörd), som styr haltnivåerna av PM_{10} vid dispersionen från en brand, är även de processer som styr plymhöjden viktiga för dispersionen. En analys har genomförts i syfte att visa de viktigaste processerna som styr plymhöjden. Alla parametrar är beräknade med TAPM.

Sambandet mellan plymhöjden och blandningshöjden visar sig vara relativt dåligt. Det är däremot god korrelation mellan plymhöjd och lufttemperatur i markplan, där plymhöjden ökar med ökande lufttemperatur (brandgas-temperaturen är ju i dessa beräkningar konstant), se figur 5.5. Skälet till detta är sannolikt att konvektionen spelar en viktig roll för plymhöjden.

Konvektionen styrs av solinstrålningen eller nettostrålningen (in/utstrålningen), vilken även påverkar lufttemperaturen (se figur 5.6).



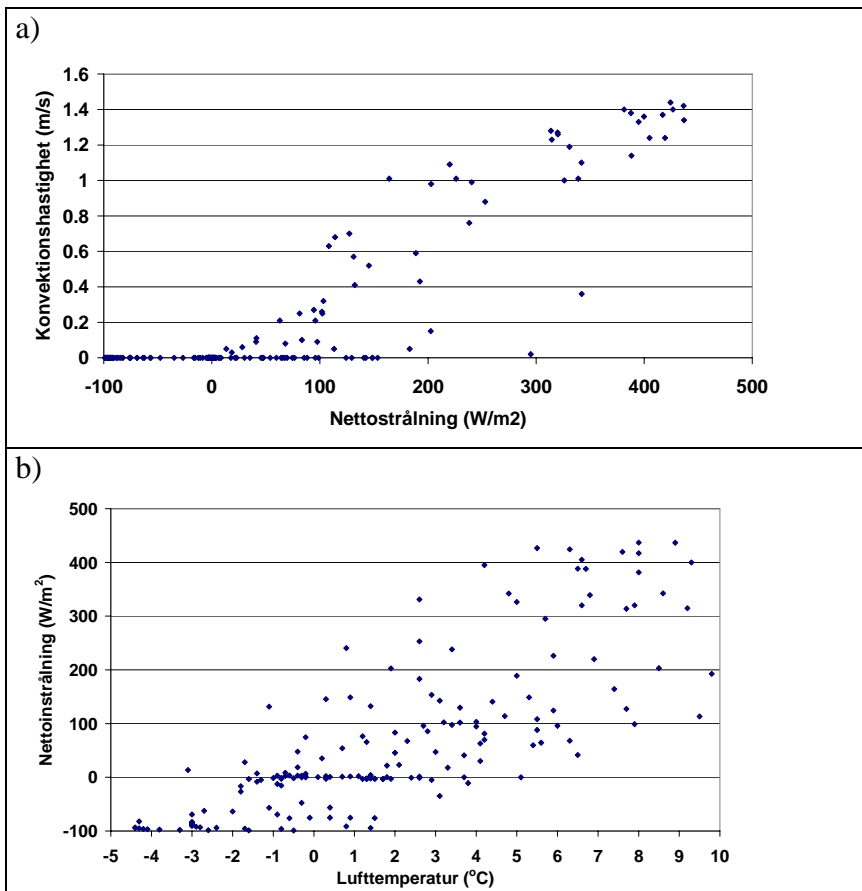
Figur 5.5. Förhållandet mellan a) plymhöjd och blandningshöjden respektive b) plymhöjd och lufttemperaturen.



Figur 5.6. Konvektionshastighetens (m/s) under olika tider på dygnet under 040401-040407.

I figur 5.6 visas solinstrålningens och konvektionshastighetens fördelning över dygnet. Solinstrålningen, och därmed även konvektionen, är förstås störst kl 12. De högsta värdena härrör från tillfällena med klar väderlek, medan de lägre förekommer mulna dagar.

Förhållandet mellan nettostrålningen och konvektionshastigheten samt lufttemperaturen och nettostrålningen visas i figur 5.7. Av figuren framgår att sambandet mellan konvektionen och nettostrålningen är mycket bra, samtidigt som förhållandet mellan lufttemperatur och nettostrålning också är tydligt.



Figur 5.7. Förhållandet mellan a) nettostrålningen och konvektionshastigheten samt b) lufttemperaturen och nettostålningen.

Skälet till att sambandet mellan plymhöjd och lufttemperatur (Figur 5.5b) är förhållandevis bra beror alltså på att den vertikala lyftkraft (d v s konvektion) styrs via nettostrålning av lufttemperaturen.

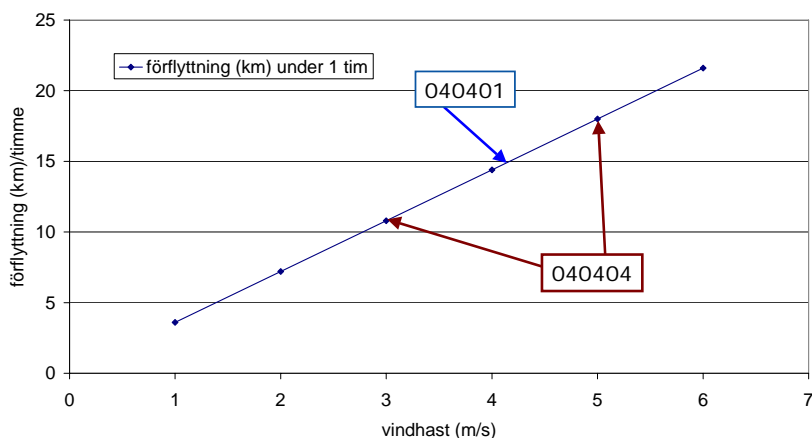
5.6.2 Timvisa analyser

De genomförda beräkningarna för dagarna 040401 och 040404 har även analyserats timvis i plymens riktningen, i syfte att visa variationen i halter under olika tider och avstånd under brandförloppet under lite olika meteorologiska förhållanden. Beräkningarna är gjorda för "Brandberäkning 1 - stor brand".

De meteorologiska förutsättningar som rådde under 040401 beskrivs i rapporten av Haeger-Eugensson m fl [59].

Vindriktningen (ca SO ger en NV-lig spridningsriktning) och vindhastigheten (drygt 4 m/s) är relativt konstanta under brandförloppet. Blandningshöjden ökar under dagen med maximal höjd kl 14-16. Plymhöjden är dock högst mellan kl 11 och kl 13. Maximala emissioner (figur 5.1) infaller mellan 3 och 4 timmar efter brandstarten (kl 9.00) d v s kl 11 och 12.

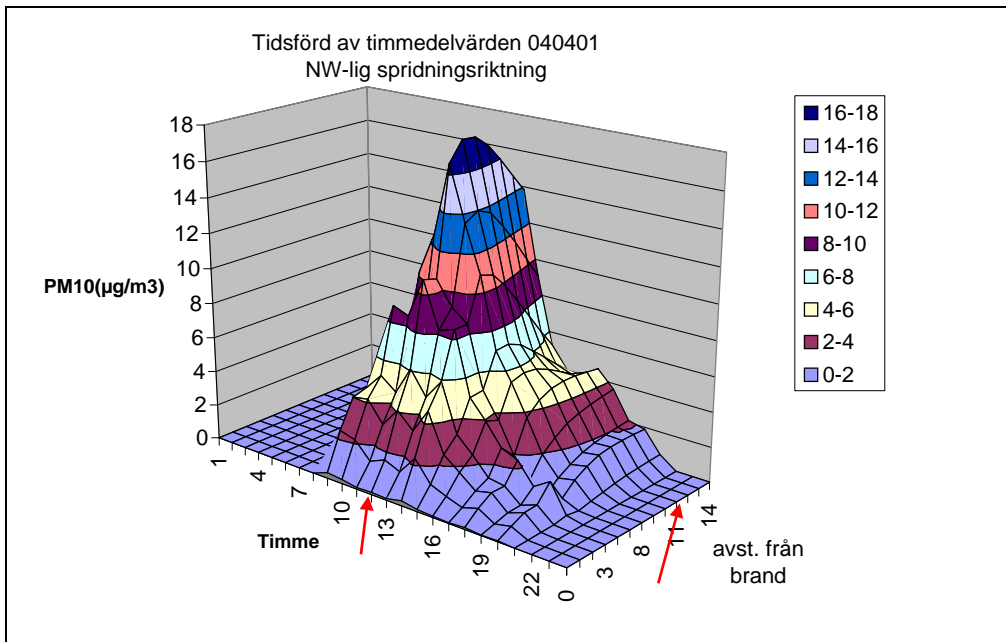
I figur 5.8 visas hur långt ett luftpaket hinner förflytta sig under en timme vid olika vindhastigheter, d v s om det blåser 3 m/s förflyttas luftpaketet drygt 10 km på en timme.



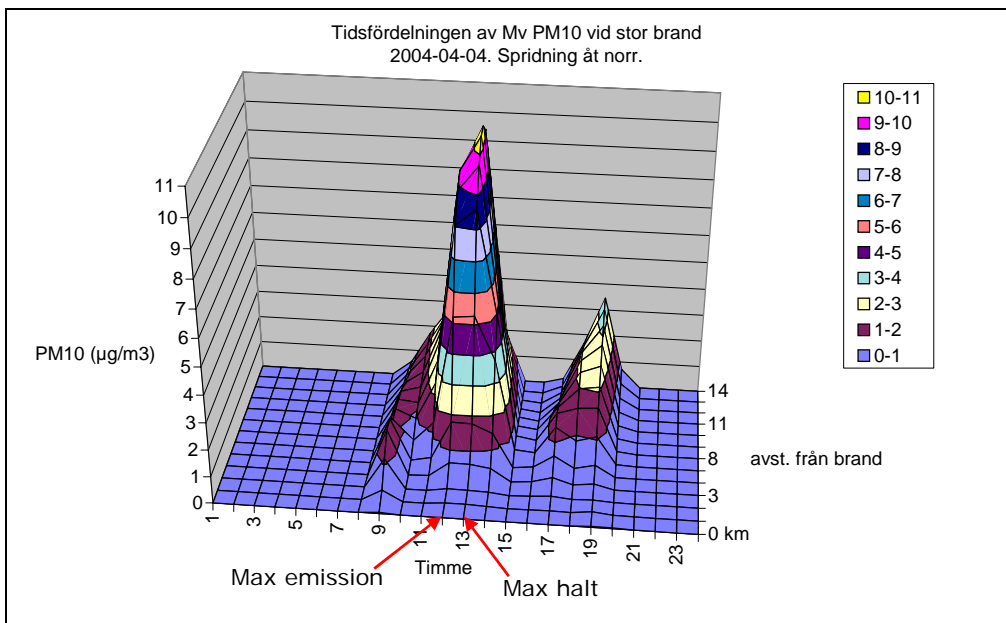
Figur 5.8. Visar hur långt luften förflyttas under en timme vid olika vindhastighet. 040401 var det 4 m/s samt 040404 varierade vinden mellan 3-5 m/s.

I figur 5.9 visas fördelningen av olika haltnivåer fördelat över avståndet och tiden.

Enligt figur 5.9 återfinns den maximala halten kl 12 på avståndet 11 km från branden. Efter kl 12 sker en kraftig avklingning av haltnivåerna på alla avstånd från branden till följd av att emissionen minskar kraftigt. Kl 17 "avstannar" dock detta förlopp något, sannolikt till följd av att blandningshöjden minskar under eftermiddagen varför utspädningen blir försämrad. Branden pågår i 12 timmar vilket innebär att den slutar kl 21. Det framgår av figuren att det finns kvar spår av branden på ca 11 km avstånd fram t o m kl 22. Hur lång tid avklingningen tar torde emellertid variera beroende på typ av brand och vindhastighet.



Figur 5.9. Timvis haltfördelning av PM₁₀ 040401 i de centrala delarna av plymen 2 m över marken på olika avstånd från branden. Maximala halter återfinns vid pilarna. Haltnivån kan avläsas genom färgklassificeringen från minimum ljusblå 0-2µg/m³ till maximum mörkblå 16-18 µg/m³.



Figur 5.10 Timvis haltfördelning av PM₁₀ 040404 i de centrala delarna av plymen 2 m över marken på olika avstånd från branden. Maximala halter återfinns vid pilarna. Haltnivån kan avläsas genom färgklassificeringen från minimum ljusblå 0-2µg/m³ till maximum mörkblå 16-18 µg/m³.

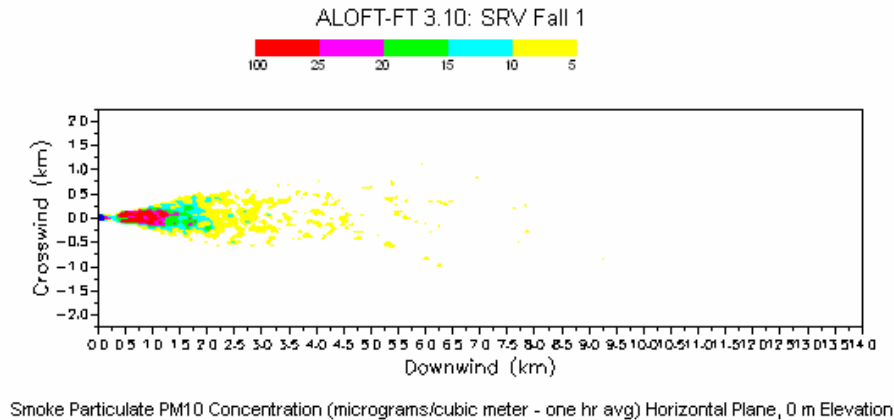
I exemplet från 040404 (figur 5.10) visas motsvarande brandplym som i figur 5.9. Utseendet på de två plymerna skiljer på några olika sätt. Dels är den maximala haltnivån något lägre 040404 än 040401, dels infaller plymnedslaget närmare källan vid det första tillfället. Men den största skillnaden är dock att plymen från 040404 har två toppar. Den första inträffar en timme efter maximala emissioner, medan den andra infaller kl. 18-19. Timmarna (15-16) efter den första toppen har inträffat sker en snabb avklingning av haltnivån till nära 0. Kl 17 börjar dock halterna öka igen t o m kl 19.

De största skillnaderna ur dispersionssynpunkt mellan det förra (040401) och detta exempel (040404) är att vindhastigheten och blandningshöjden är lägre, vilket normalt resulterar i högre halter. Det har dock, mer eller mindre, förekommit nederbörd under hela brandtiden. Från kl 14-17 var dock nederbörden kraftig, vilket tycks vara skälet till att partikelhalterna minskar till nästan 0 under dessa timmar. När nederbörden minskar igen så uppstår en andra PM₁₀-topp.

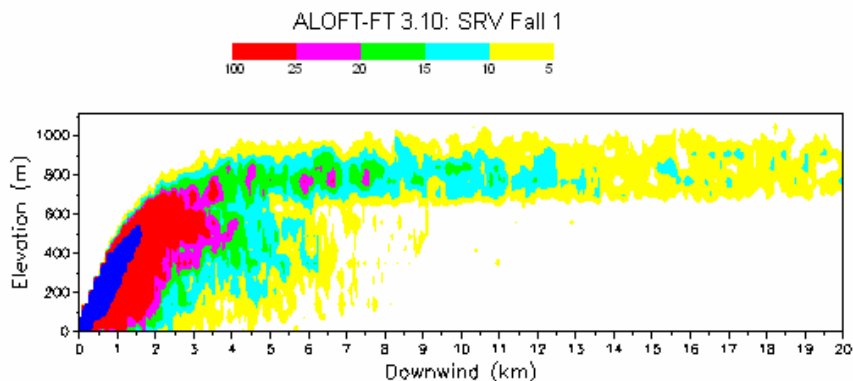
Spridningsberäkningar baserade på indata från *Brandberäkning 1* visade sig resultera i mycket låga, eller i vissa fall inga, detekterbara haltnivåer framförallt nära källan. Dessa beräkningar resulterade inte heller i någon nämnvärd deposition. De främsta skälen till detta är sannolikt att plymlyftet är alltför högt under hela branden, p g a att brandgastemperaturen är konstant hög samt att branden representeras av endast en skorstenspipa. Plymen når därför inte marknivån förrän relativt långt ifrån källan. Beräkningar med indata från *Brandförsök 1* ansågs därför inte fullt realistiska främst avseende beräknade haltnivåer, varför ny indata vidareutvecklades i *Brandberäkning 2* - stor däckbrand. Det är dock relevant att använda analysen för att visa plymens känslighet vid förändring av olika parametrar samt dess känslighet för meteorologin.

5.7 Beräkningar genomförda med ALOFT

Resultaten från beräkningarna i ALOFT-FT presenteras som PM_{10} -halter i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nedströms branden. För beräkningsfall 1 visas ett horisontellt snitt nära markytan (se figur 5.11) och ett vertikalt snitt från markytan till 1000 m höjd som åskådliggör plymens stigning och struktur (se figur 5.12).

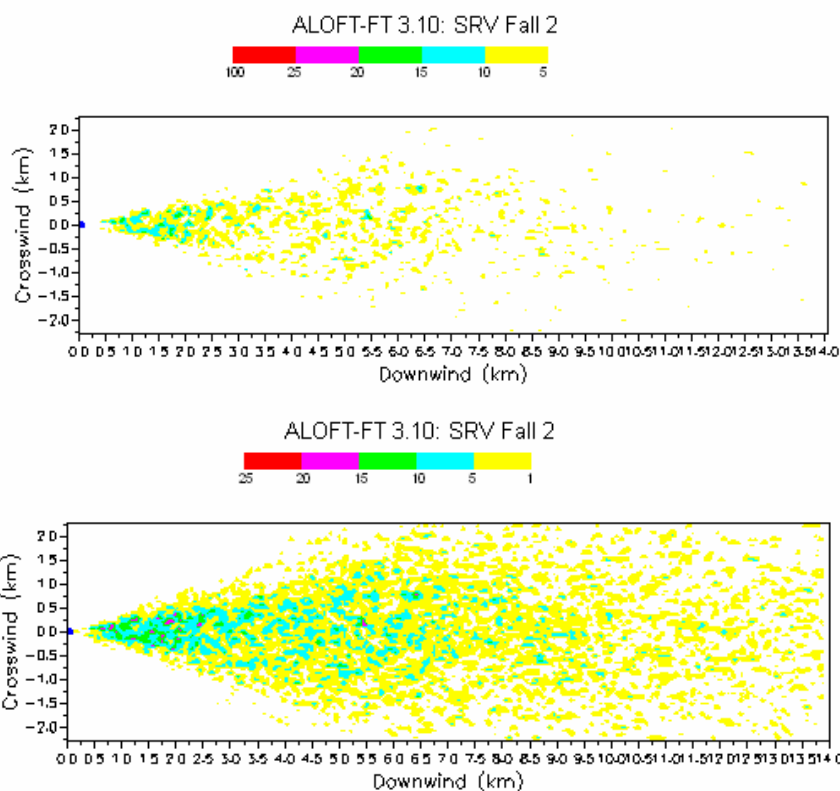


Figur 5.11. Horisontellt snitt i marknivå av PM_{10} -koncentrationen 0-14 km nedströms branden i beräkningsfall 1, medelvärderad brandeffekt på 360 MW.

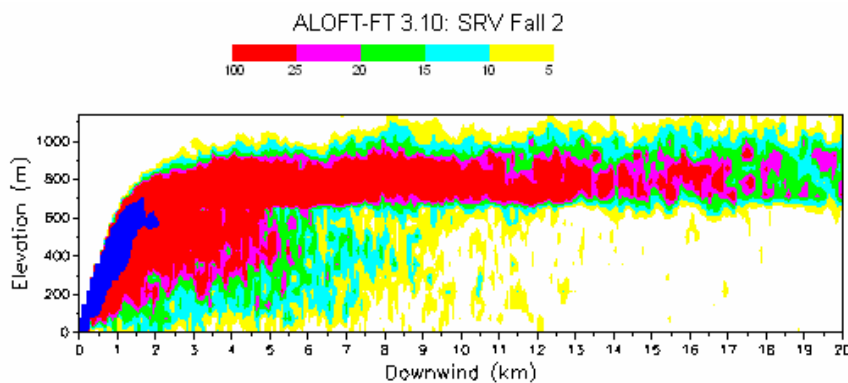


Figur 5.12. Vertikalt snitt av PM_{10} -koncentrationen 0-20 km nedströms branden i beräkningsfall 1, medelvärderad brandeffekt på 360 MW.

I figur 5.13 och figur 5.14 visas motsvarande resultat för beräkningsfall 2 (brandeffekt på 750 MW). I detta fall visas det horisontella snittet med två olika skalor PM_{10} -koncentrationerna (se figur 5.13). Av bilderna framgår att de meteorologiska förhållandena innebär att plymen slås ned något nära brandkällan, men att huvuddelen av brandgaserna stiger till flera hundra meters höjd. De uppbrutna färgfälten beror på att ALOFT-FT beräknar hur stora virvlar som skapas i det varma flödet.



Figur 5.13. Två horisontella i marknivå av PM_{10} -koncentrationen i olika skalor, 0-14 km nedströms branden för beräkningsfall 2, maximal brandeffekt på 750 MW.



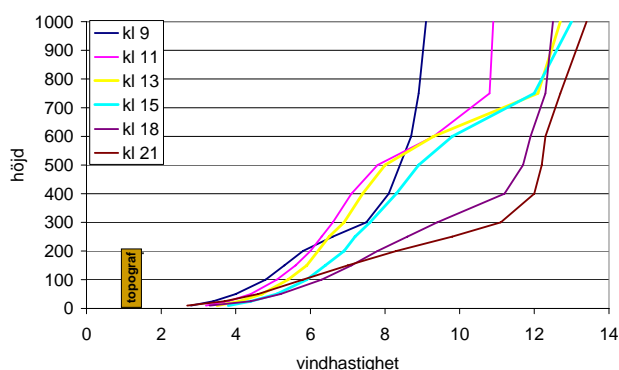
Figur 5.14. Vertikalt snitt av PM_{10} -koncentrationen 0-20 km nedströms branden för beräkningsfall 2, maximal brandeffekt på 750 MW.

5.8 Illustrering av spridningsförloppet med TAPM

Spridningsberäkningarna genomfördes i detta fall med 6 stycken brandcylindrar, enligt "Brandberäkning 2" både för en stor och för en liten brand. För att visa hur halterna i luften breder ut sig under brandtiden vid respektive beräkning har plymens utbredning både horisontellt och vertikalt plottats timme för timme. Till detta finns även en meteorologisk jämförelse [59].

Beräkningarna genomfördes för ett dygn, 990405 då det rådde relativt jämn vindriktning och vindhastighet där branden startas på morgonen kl 9.00. Vindriktningen har varit i stort sett konstant under brandförloppet och vindhastigheten ökade från ca 3 m/s till strax under 4 m/s fram till kl 14, varefter det mojnade igen under eftermiddagen och kvällen till dryga 2 m/s. Blandningshöjden (H) ökade snabbt från 100 m på morgonen, till ca 400 m mitt på dagen. Under eftermiddagen minskade H igen, till följd av minskande solinstålningsintensitet. Senare under kvällen skedde, i detta fall, dock återigen en ökning av H på ett väderomslag, sannolikt till följd av att nya luftmassor kom in över området. Detta ses även genom att temperaturen inte fortsatte att minska under kvällen/natten samt att nederbörden, som tidigare under dagen varit ringa, ökade i intensitet under kvällen. Detta resulterade även i att den relativa fuktigheten ökade.

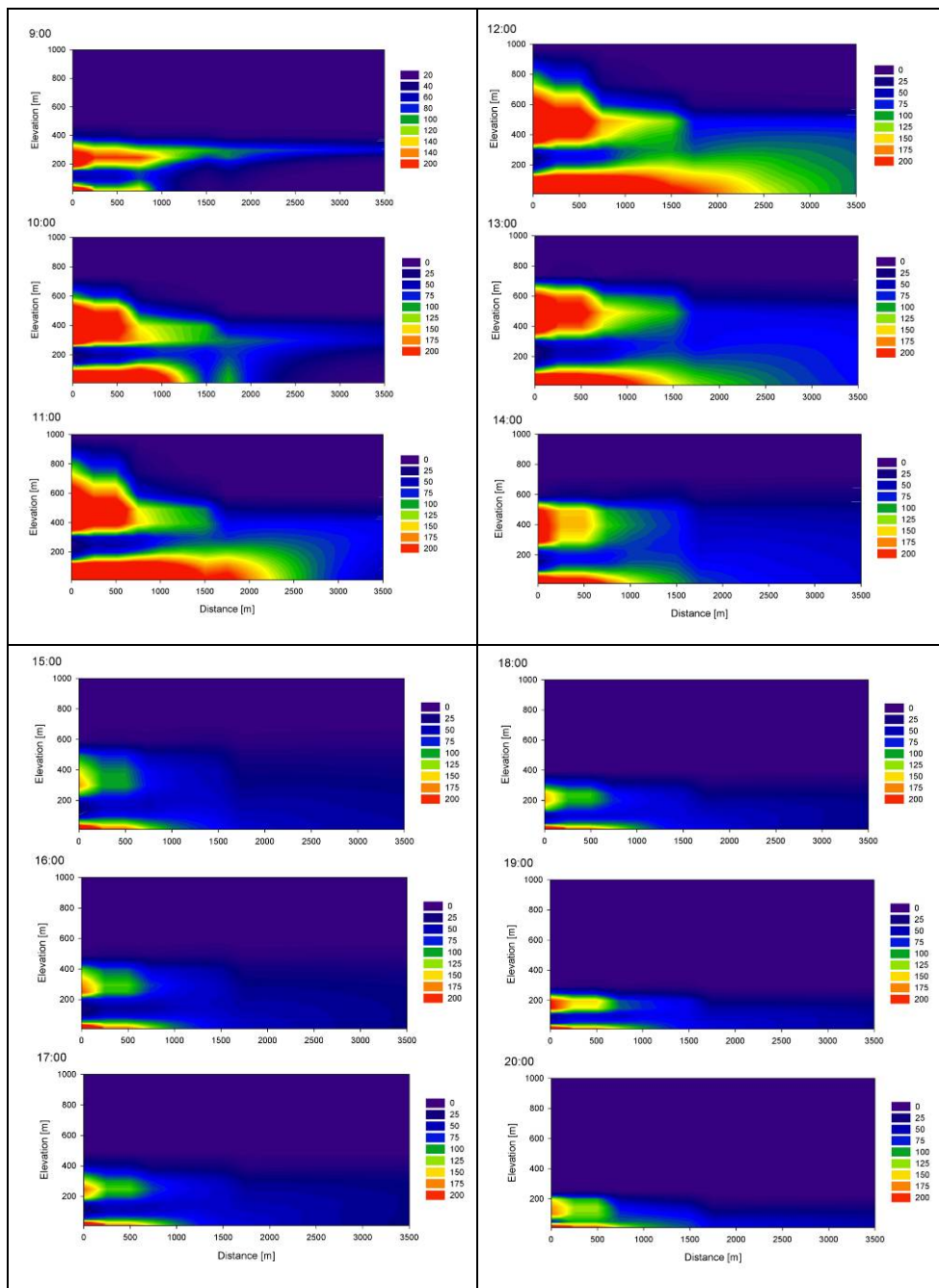
De vertikala vindprofilerna från 990405 presenteras i figur 5.15.



Figur 5.15. Vertikala vindprofiler från olika klockslag under 990405.

Vindhastigheten ökar normalt mest de första hundratals metrarna (vinden ökar logaritmiskt med höjden) till följd av minskande uppbromsning mot markytan. Till vilken grad vinden bromsas upp mot marken beror bl a av markytans skrovlighet. Det framgår av figur 5.15 att när vindprofilen är lägre än omgivande berg (ca 200 m, se figur), dvs nere i själva dalgången, sker en ytterligare uppbromsning av vinden. När plymerna når ovanför denna höjd blir därför utspädningen mer effektiv än vad som är fallet nere i dalgången.

Den vertikala haltfördelningen från *Brandberäkningar 2* - stor brand visas i figur 5.16. Maximala emissioner förekom den tredje och fjärde brandtimmen dvs kl 12 och 13.



Figur 5.16. Vertikal timvis haltfördelning från brandberäkningar 2 -stor brand.

Det framgår av figur 5.16 att det förekommer två plymer på två vertikala nivåer. Skälet till detta är att centrumplymen och kransplymerna når olika höjder, där centrumplymen är minst 200 m högre under i stort sett hela brandförloppet. Av figuren framgår att centrumplymen redan inom den första timmen sprider relativt höga halter drygt 2 km från branden. Detta sker dock på dryga 200 meters höjd. I markplan och upp till ca 50 meters höjd breder plymen från kranskällorna ut sig med relativt höga halter de närmaste 500-750 metrarna. Kl 10 är utbredningen av den marknära plymen ungefär lika med den på hög nivå, medan den senare når längre bort från källan än var plymen på hög höjd gör. Det är dock mycket liten skillnad i haltnivåerna mellan den höga och låga plymen. Båda är ca $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ även om

emissionerna är ca 5 ggr högre i centrumplymen jämfört med den sammanlagda emissionen från kransplymerna. Skälet till det är sannolikt att den högre centrumplymen sprids mer effektivt bl a till följd av den dubbelt så höga vindhastigheten på hög nivå (figur 5.15). Det framgår även av figuren att den närmaste kilometern från källan förekommer haltnivåer $\geq 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under hela brandförloppet.

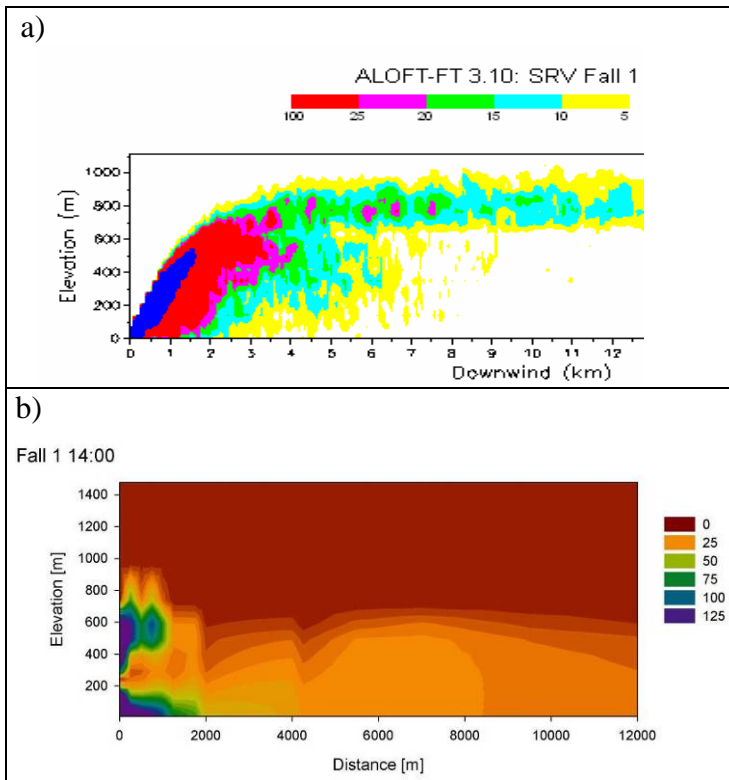
Vid jämförelse med spridningen från en liten brand så uppträder även här en vertikal uppdelning i två plymer, även om det inte är så tydligt under den första timmen [59]. Den maximala haltnivån är $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jämfört med $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för den stora branden. Vid en liten brand så sprids de högsta halterna endast ca 500 m från branden. Mellan 500-2000 m är haltnivån nere på ca $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denna halt förekommer dock i markplan under hela brandförloppet.

5.9 Jämförelse mellan TAPM och ALOFT

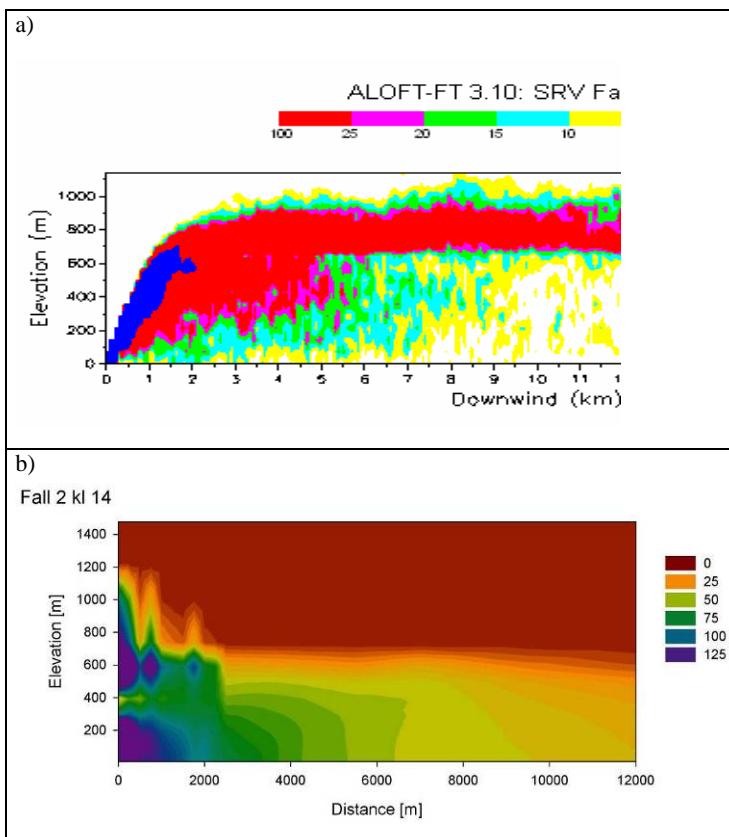
ALOFT-beräkningarna är genomförda så att "steady-state" uppnås varför tidsdifferentiering av brandparametrarna inte är möjlig. För att kunna jämföra dessa simuleringar med de gjorda i TAPM har indata till TAPM-beräkningar för denna jämförelse ändrats. För Fall 1 används indata motsvarande en brand på 360 MW och för Fall 2 simuleras en indata från en brand på 750 MW. Alla parametrarna är konstanta under hela brandförloppet. Det exempel som visas här är hämtat från kl 14.00 för att även meteorologin skall vara jämförbar.

Vid jämförelse mellan plymerna i Fall 1 (figur 5.17) beräknade med de båda modellerna ses att haltnivåerna den närmaste kilometern från branden överensstämmer relativt väl i båda beräkningarna och är drygt $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Störst skillnad mellan de båda beräkningarna är dock att det tycks vara en relativt liten nedblandning av plymen beräknat i ALOFT-FT jämfört med den beräknad i TAPM. Detta leder sannolikt till att plymen ifrån ALOFT-FT lägger sig på en konstant högre nivå jämfört med TAPM, samt att skillnaden i haltnivåer ökar med avståndet både på högre nivåer och i markplan.

Även i Fall 2 (Figur 5.18) är haltnivåerna till en början jämförbara, även om TAPM räknar ned dem till markplan och ALOFT-FT till största delen har motsvarande haltnivåer högre upp. Till en början har TAPM räknat med ett högre plymlyft än ALOFT-FT, men efter 2,5 km är detta istället ca 200 m lägre än vad ALOFT-FT beräknat. Även i detta fall blandar TAPM ned de höga haltnivåerna i markplan på ett helt annat sätt än vad ALOFT-FT gör.



Figur 5.17. Vertikalt snitt av PM_{10} -koncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 0-12 km nedströms branden i beräkningsfall 1, brandeffekt på 360 MW: a) ALOFT och b) TAPM.



Figur 5.18. Vertikalt snitt av PM_{10} -koncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 0-12 km nedströms branden för beräkningsfall 2, brandeffekt på 750 MW. De två graferna visar resultat från a) ALOFT-FT och b) TAPM.

De ovan nämnda skillnaderna uppstår sannolikt till följd av att ALOFT-FT inte kan räkna med en variabel meteorologi, vare sig vertikalt eller över ytan. Man kan dock anta att beräkningarna i ALOFT-FT däremot på ett bättre sätt visualiserar plymen i ett initialt skede eftersom denna modell räknar med brandeffekten direkt. Det är därför uppmuntrande att haltnivåerna i plymen initialt ligger på samma nivå, eftersom detta stärker trovärdigheten i beräkningarna utförda med TAPM.

5.10 Generaliserad beräkning på årsbasis

Ovanstående beräkningar har visat att *Brandberäkningar 2* gett rimliga resultat både avseende halter i luft och spridningsmönster. I syfte att visa bl a meteorologins och årstidernas påverkan på spridningen vid en stor respektive en liten brand, har beräkningar genomförts med TAPM-modellen för varje dygn under ett år. Detta resultat kan även ligga till grund för att kunna ge en generaliserad bild av spridning av brandplymen vid en stor och en lite brand. Detta görs genom beräkning av medeldygnsvärde och maximala dygnsvärden samt beräkning av dygnsdeposition av PM_{10} -halten i plymriktningen. Medelvärdena kan ligga till grund för bedömning av miljöpåverkan från bränder samt deposition. Maximala dygnshalter kan ligga till grund för hälsokonsekvensbedömningar, d v s de mest akuta effekterna.

För att inte riskera att välja ett extremt bra eller dåligt år ur spridnings-synpunkt har ett typiskt år valts - här 1999 [59]. En meteorologisk klassificering gjordes med avseende på vindriktning och vindhastighet för respektive dygn samt fördelat på sommar (5 månader maj-sep) och vinter (7 månader okt-apr). För att erhålla tillräckligt stor datamängd i varje grupp delades vindriktningen endast in i 4 klasser, N (315° - 45°), O (45° - 135°), S (135° - 225°) och V(225° - 315°). Respektive vindriktning delades upp i 3 vindhastighetsklasser (0,5-2,5; 2,5-3,5 och $\geq 3,5$). För respektive klass beräknades därefter medelvärde och maximala dygnsmedelvärden av PM_{10} -halten av partiklar för respektive väderklass och säsong. Detta resulterade i 24 klasser som visas i Tabell 5.2. I respektive klass beräknades medelvärdet av PM_{10} -halten samt medelvärdet av maximal dygnshalt.

Tabell 5.2. Antal dygn i respektive vindklass vilka ligger till grund för de generaliserade haltberäkningarna av spridning vid brand.

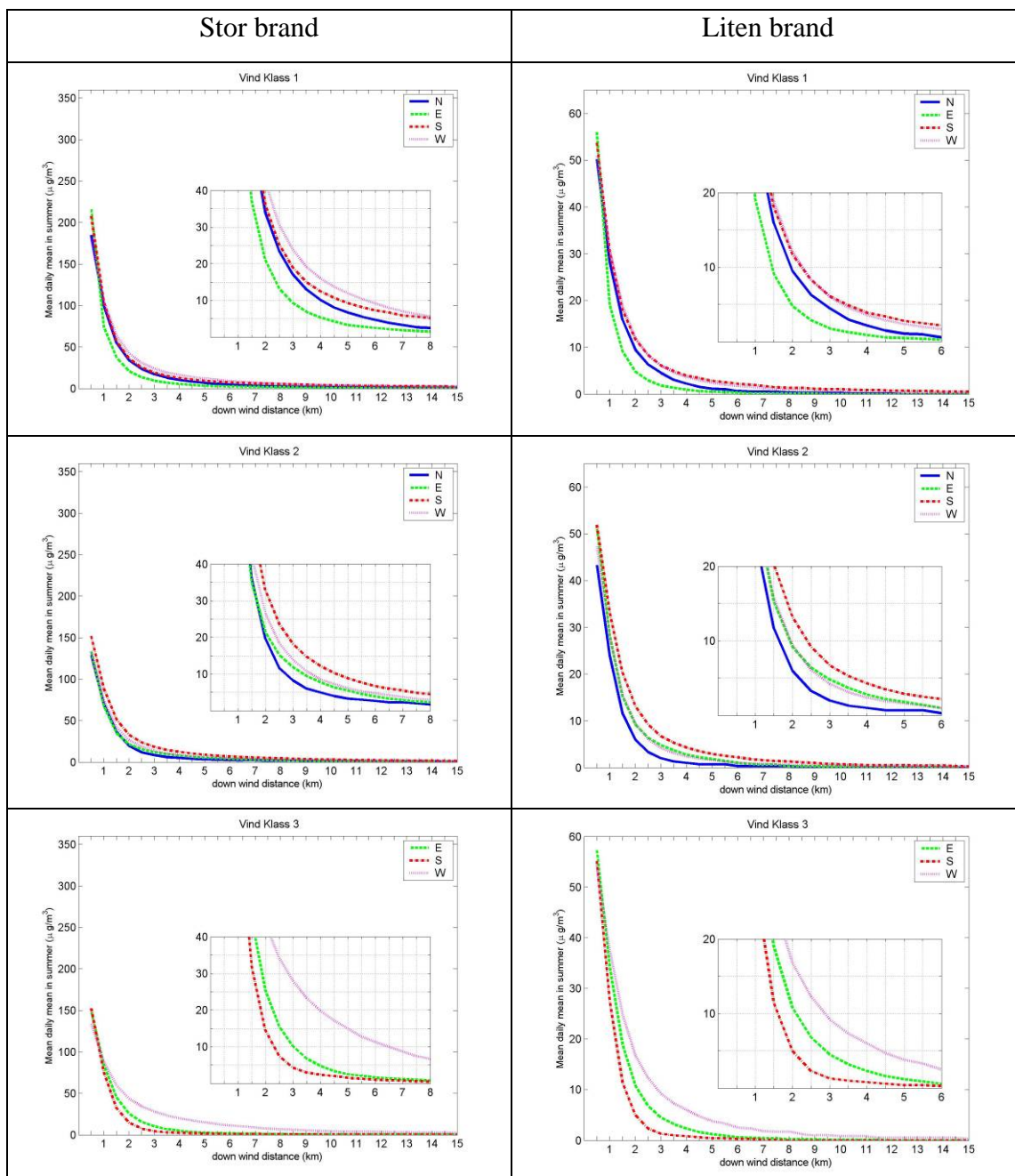
Vindhastighet (m/s)	Sommar (maj-sep)				Vinter (okt-apr)			
	N	V	S	O	N	V	S	O
0 -2,5	15	15	23	22	10	12	15	12
2,5 - 3,5	3	12	19	19	19	11	34	20
≥ 3,5	0	11	8	6	12	11	32	24

Eftersom dessa beräkningar är tänkta att ge en generell bild av spridningen från bränder av motsvarande storlek och intensitet har resultatet visats utan geografisk bakgrundskarta. Plymutbredningen kan dock bedömas med hjälp av gridrutorna där varje ruta är 500 m. En noggrannare analys av de meteorologiska parametrarna och dess betydelse för haltutbredningen presenteras i rapporten av Haeger-Eugensson m fl [59]. Sammanfattningsvis kan sägas att vindriktning, vindhastighet och luftens stabilitet har stor betydelse för spridningen samt plymens form och utbredning.

5.10.1 Spridningsberäkningar på årsbasis

För respektive säsong och klass (enligt Tabell 5.2) beräknades medelvärde och maximala dygnsmedelvärden av PM₁₀-halten i 24 klasser enligt ovan. Vid en jämförelse mellan plymerna så framgår det att störst areell utbredning av högst halter återfinns i klassen med den lägsta och näst lägsta vindhastigheten. En viss längsgående utsträckning av plymerna kan ses i N-S-klassen vid den lägsta och näst lägsta vindhastigheten jämfört med O-V-klassen. Plymerna orsakade av nordliga vindar (d v s plymerna åt söder), har både mindre areell utbredning och lägre halter än vad motsvarande plymerna åt norr har. Ost- och västvindarna orsakar generellt bredare plymer än vad syd-nord vindarna gör (se vidare Haeger-Eugensson m fl [59]).

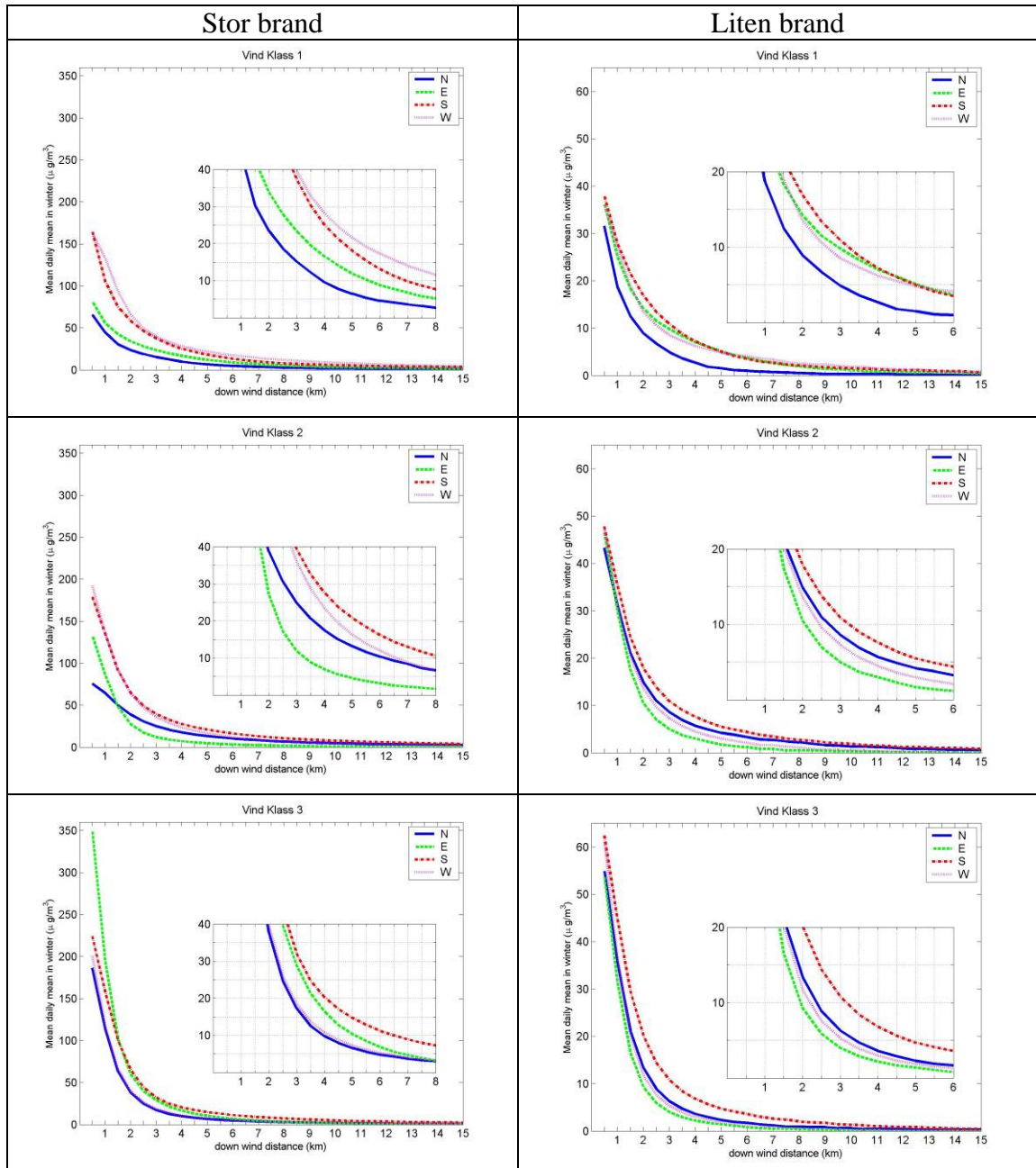
För att lättare kunna jämföra hur haltavtagandet sker för respektive riktning har avtagandet generaliserats genom att plotta plymerna längs dessas centrumlinjer för respektive riktning (N, O, S och V) för medelhalter (figur 5.19 - figur 5.22). Eftersom halterna de första hundra metrarna är mycket höga försvinner en del av detaljerna för spridning ifrån de olika vindriktningarna. Därför visas även en förstoring av de första 6 kilometrarna i respektive figur.



Figur 5.19. Generaliserad spridningsberäkningar för **sommar** beräknat som ett medelvärde dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.

Vid jämförelse mellan medelhalterna i vindklasserna 1-3 för stor brand under sommaren (figur 5.19), så minskar halten med högre vindklass (d v s högre vindhastighet) vilket man skulle förvänta sig. Vid motsvarande jämförelse för vintern (figur 5.20) så råder dock omvänt förhållande d v s vindklass 3 har högre halter än de lägre klasserna, trots högre vindhastighet. På sommaren råder ingen större skillnad i haltnivåer mellan de olika riktningarna i varje vindklass. På vintern är däremot haltskillnaderna, i vissa fall, större mellan de olika riktningarna inom klass 1 respektive 2, än det är mellan klasserna. Detta visas t ex i figur 5.20 stor brand klass 1, där skillnaden av halten mellan nord- och sydvind är $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medan skillnaden mellan klass 1 och 2 är marginell.

Vid motsvarande jämförelse för den *lilla branden* under sommaren så är haltskillnaden dels mellan de olika riktningarna inom klassen, dels mellan de olika vindklasserna liten ($\pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Vintertid ses dock en viss ökning av haltnivån med ökande klass, dock till en mindre grad än för stor brand där haltnivån nästan fördubblas i klass 3 jämfört med klass 1 och 2. I den lilla branden ökar halten med ca 25 % från respektive klass 1 till 2 samt från 2 till 3. Det finns dock inte motsvarande stora skillnader mellan de olika riktningarna inom respektive klass som ses i den stora branden under vintern.

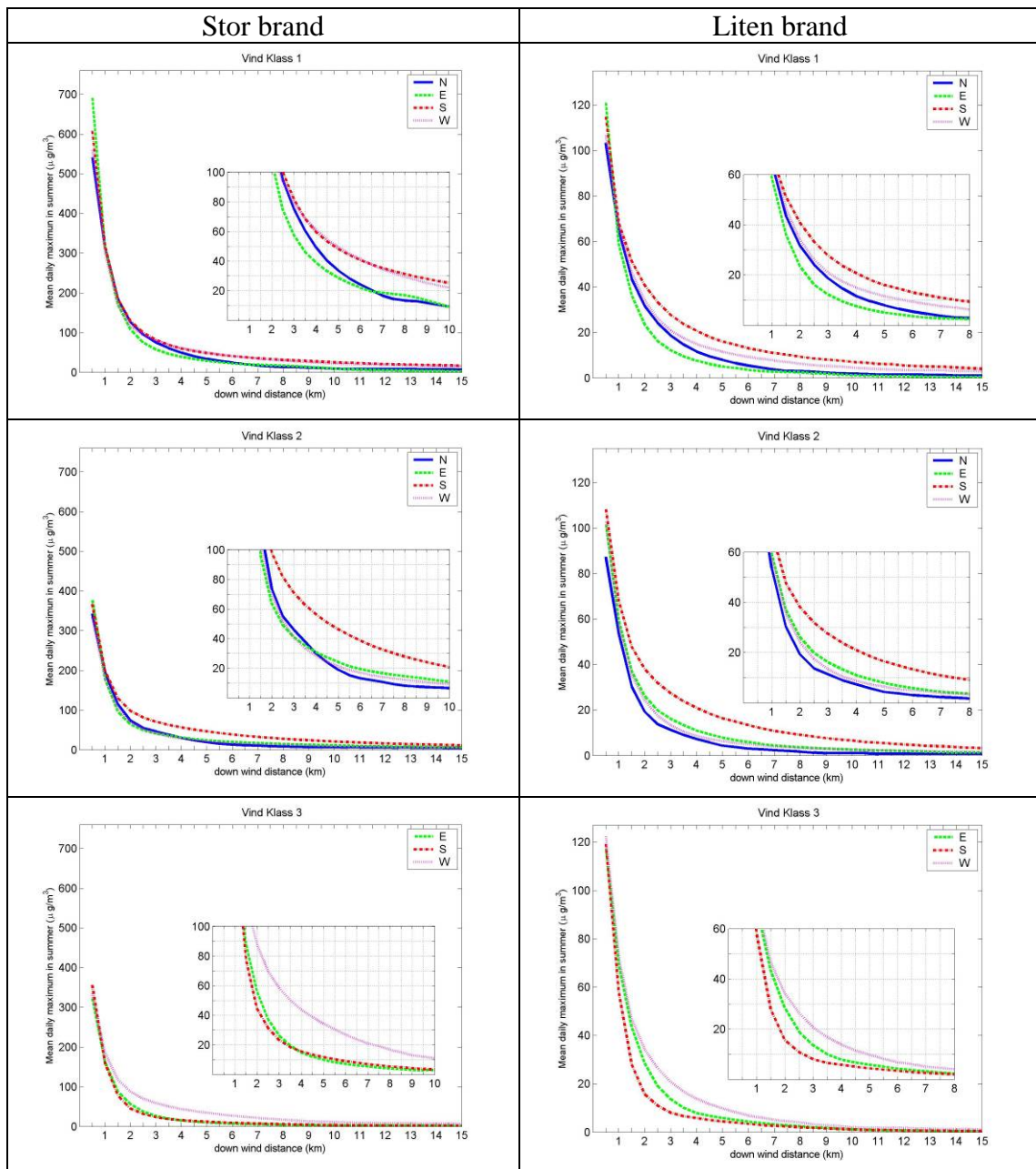


Figur 5.20. Generaliserad spridningsberäkning för *vinter* beräknat som dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.

För jämförelse **mellan stor och liten brand** avseende högsta medelhalter från *sommaren* så har skillnaden mellan de högsta halterna vid de båda bränderna större i vindklass 1, (ca 4 ggr), än i klass 3, (ca 2 ggr) uppskattats från figur 5.19 och figur 5.22. På *vintern* är skillnaden liknade i klass 1 och 2 men mycket större i klass 3. Den största skillnaden är, vid nordlig vind, maximalt 7 ggr.

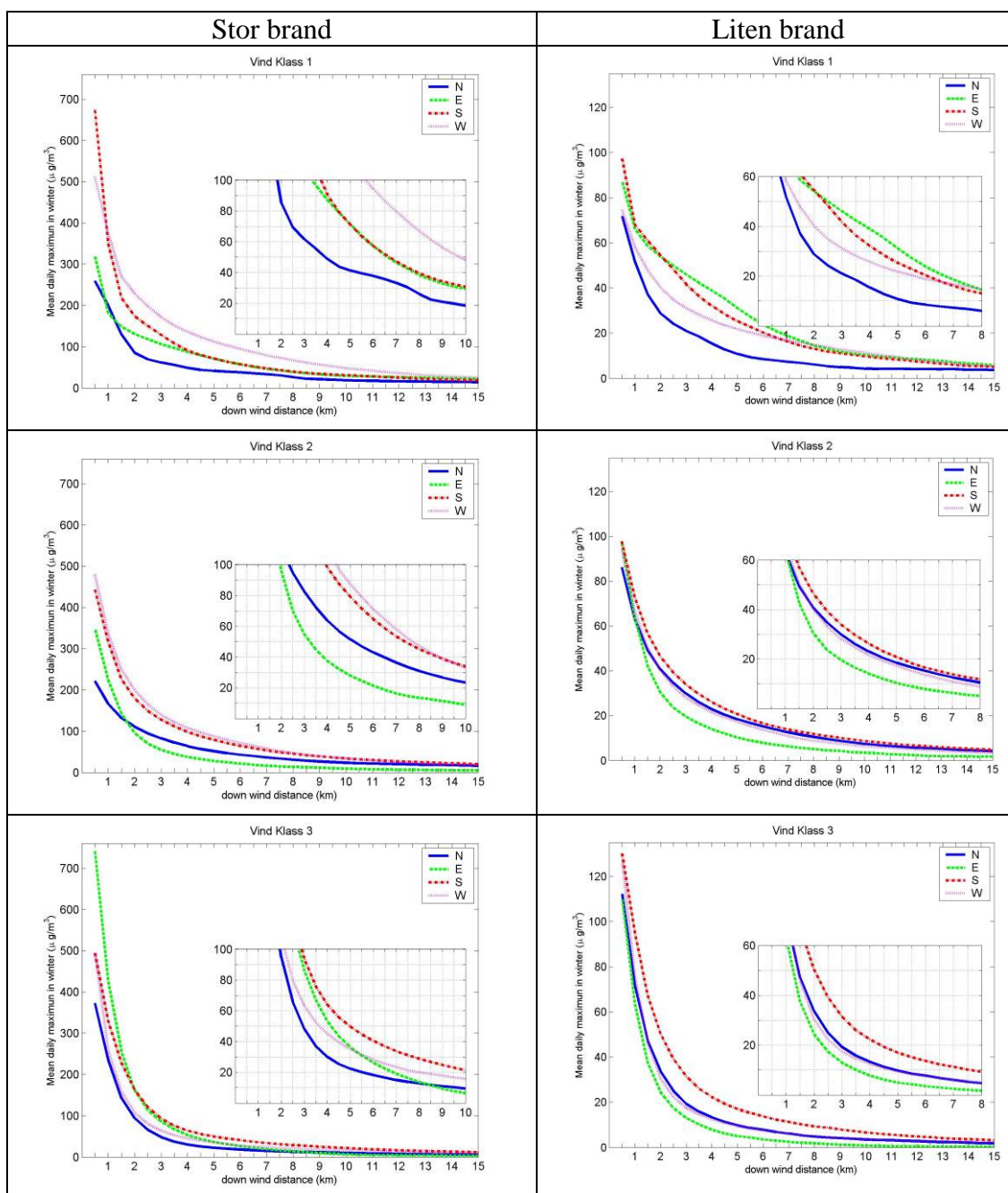
Alla de ovanstående skillnaderna, dels mellan motsvarande storlekar på bränder sommar/vinter, dels mellan små och stora bränder sommar respektive vinter beror på olika meteorologiska förutsättningar. Detta kan antingen vara av storskalig karaktär eller bero på lokala förutsättningar. Under vintern är frekvensen av stabila skiktningar mycket högre och varar framför allt längre tid under dygnet än under sommaren. Vid förutsättning för stabila skiktningar bildas dessa först i dalgångar, s k kallluftssjöar. De överlever även längre i dalgångar till följd av att vinden inte kommer åt att bryta upp den lika lätt, varför detta begränsar den låga plymens möjlighet att blandas upp samt den höga plymens möjlighet att blandas ned. Skälet till att det är så stora skillnader mellan de olika riktningarna vid *stor brand* vintertid men inte under sommaren, är därmed att det inte förekommer lika kraftiga vertikala skiktningar under sommaren. Blandningshöjden är dessutom i stort sett samma oavsett vindklass under sommaren till skillnad från vintern då den varierar beroende på vindklass. Nedblandningen av den högsta plymen blir därför begränsad i vissa fall, men inte i andra under vintern, medan den under sommaren har mer lika förutsättningar oavsett vindklass och riktning.

Anledningen till att det inte blir någon större skillnad mellan riktningarna för den *lilla branden* är att alla plymerna så gott som aldrig når även omgivande topografi. Skälet till att ostliga vindar i klass 3 vintertid för stor brand skiljer sig så mycket från de övriga riktningarna är sannolikt att nedblandningen är mycket effektiv genom de nedåtgående relativt höga vertikalvindhastigheterna (se vidare Haeger-Eugensson m fl [59]). Det blir dock inte samma mönster för den lilla branden eftersom alla plymerna, både centrumplymen och kransplymerna, till största delen befinner sig nere i dalgången varför dessa inte utsätts för de högre vindhastigheterna m m som råder över bergens överyta.



Figur 5.21. Generaliserad spridningsberäkning för **sommar** beräknat som maximalt dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.

Generellt så ses motsvarande mönster för maxhalterna som för medelvärdena. Vid **jämförelse mellan stor och lite brand** för maxhalterna så ses att det under både sommaren och vintern är större skillnader än det är vid motsvarande jämförelse för medelhalterna. Under **sommaren** är maxhalten för stor brand i vindklass 1 ca 5 ggr högre än vid liten brand. I vindklass 2 och 3 är maxhalten 4 respektive 3 gånger högre vid stor brand än vid liten brand. Under **vintern** är maxhalten för stor brand 4-6 ggr högre än vid liten brand. I vindklass 2 ca 3-5 ggr högre samt klass 3 ca 4-7 ggr högre vid stor jämfört med liten brand. Vindklass 3 överensstämmer med skillnaden vid medelvärdena men vindklass 1 skiljer sig mer.



Figur 5.22. *Generaliserad spridningsberäkning för vinter beräknat som maximalt dygnsmedelvärde för respektive vindriktningssektor och vindhastighetsklass - liten och stor brand.*

Vid jämförelse mellan maximala dygnsmedelvärden och dygnsmedelvärden för respektive vindklass sommar respektive vinter vid *liten brand* är de maximala dygnsmedelvärdena generellt dubbelt så höga som dygnsmedelvärdet både för sommaren och för vintern. Vid stor brand och i vindklass 2 och 3 är de maximala dygnsmedelvärdena 2,5 ggr så höga både sommar och vinter. För vindklass 1 sommar är de maximala halterna 3 ggr högre medan den för vintern är 4 ggr högre. Skälet till att det är större skillnader vintertid än under sommaren beror troligen på att det finns fler

chanser för höghaltstillfällena att uppstå under vintern till följd av olika meteorologiska förutsättningar än under sommaren. Detta återspeglas sannolikt mest i maxhalterna.

5.10.2 Jämförelse mot normer och gränsvärden

En viktig aspekt i brandsammanhang är de direkta konsekvenserna på omgivningen av en pågående brand. Brandgasplymen utgör här vanligen det största riskmomentet för människor i närheten av branden. Modellberäkningar av de totala emissionerna från en brand tillsammans med spridningsberäkningar av brandgaserna från branden kan här utgöra ett bra underlag för en riskbedömning av en brand. Från spridningsberäkningarna erhålls halterna av de olika brandgaskomponenterna i omgivningsluften på olika avstånd från branden. Dessa halter skall sedan bedömas med avseende på respektive ämnes human- och ekotoxikologiska egenskaper. Denna bedömning kan ofta vara komplex och olika metoder kan här användas. Metoder och beräkningar av brandens olika konsekvenser ligger dock utanför ramen för detta projekt men några övergripande synpunkter och analyser görs ändå här för att ge perspektiv åt de framräknade modellresultaten.

Under själva branden prioriteras företrädesvis människors liv- och hälsa. Det är således viktigt att kunna bedöma hur hälsofarlig en viss halt är i brandgasplymen. Många toxikologiska undersökningar har gjorts på olika kemiska ämnen och flera sammanställningar finns. Ett enkelt och bra riktmärke att använda vid toxikologiska bedömningar av brandrök kan vara de hygieniska gränsvärdena som används för arbetsmiljöbedömningar. Arbetarskyddsstyrelsen ger ut föreskrifter om de hygieniska gränsvärdena i Sverige. Även på EU-nivå finns motsvarande gränsvärden fastställda. Olika gränsvärden finns för olika exponeringstider. Nivågränsvärdet anger således högsta tillåtna exponering under en arbetsdag medan tak- och korttidsgränsvärdena anger högsta exponering under en 15 minutersperiod. Dessa tidsperioder motsvarar väl vad som kan utgöra en bedömningsgrund för en brandexponering. Det bör dock påpekas att en brandexponering normalt sker mycket sällan för normalbefolkningen (undantaget t ex brandpersonal) i jämförelse med en exponering i arbetsmiljön som ju kan ske dagligen. En sammanställning av de hygieniska gränsvärdena för några vanligt förekommande ämnen i brandgaserna har gjorts i tabell 5.3.

Halter av två olika substanser (Benso(a)pyren och partiklar PM10) i marknivån på olika avstånd från branden har beräknats med TAPM-modellen. En enkel sammanställning har gjorts nedan i tabell 5.4. Som framgår, överskrider normalt inte gränsvärdena för dessa ämnen vid denna brand och vid just dessa väderförhållanden. Vid en analys av maximala halter under en normalvintermånad (januari) kan man dock, som framgår av tabellen, finna halter som överskrider det hygieniska gränsvärdena. Detta enkla exempel visar på hur man kan använda modellberäkningarna tillsammans med de hygieniska gränsvärdena för att göra en riskbedömning av en brand. Ytterligare arbete återstår för att metoden skall vara tillförlitlig och praktiskt användbar.

Tabell 5.3 Hygieniska gränsvärden ¹⁾ för olika luftföroreningar enligt arbetarskyddsstyrelsens författningssamlingar [66].

Ämne	Nivågränsvärde ²⁾		Takgränsvärde ³⁾		Korttidsgränsvärde ⁴⁾		Anm. ⁵⁾
	(ppm)	(mg/m ³)	(ppm)	(mg/m ³)	(ppm)	(mg/m ³)	
Bensen	0,5	1,5			3	9	H,C
Benso(a)pyren		0,002				0,02	H,C,R
Naftalen	10	50			15	80	
Damm, oorganiskt – inhalerbart damm		10					
Damm, oorganiskt – respirabelt damm		5					
Damm, kol inkl. kimrök – totaldamm		3					
Kolmonoxid, CO	35	40			100	120	R
Cyanider, och cyanväte totalt (som CN)				5			H
Ammoniak	25	18	50	35			
Kvävedioxid, NO ₂	2	4	5	10			
Kväveoxid, NO	25	30			50	60	
Lustgas, N ₂ O	100	180			500	900	
Svaveldioxid	2	5	5	13			
Väteklorid, HCl			5	8			
Vätebromid, HBr	1	3,4	2	7			

1) Högsta godtagbara genomsnittshalt (tidsvägt medelvärde) av en luftförorening i inandningsluften. Ett hygieniskt gränsvärde är antingen ett nivågränsvärde eller ett takgränsvärde.

2) Hygieniskt gränsvärde för exponering under en arbetsdag.

3) Hygieniskt gränsvärde för exponering under en referensperiod av 15 minuter eller någon annan period som för vissa ämnen framgår av AFS 2005:6.

4) Ett rekommenderat värde som utgörs av ett tidsvägt medelvärde för exponering under en referensperiod av 15 minuter.

5) H = Ämnet kan lätt upptas genom huden., C = Ämnet är cancerframkallande., S = Ämnet är sensibiliserande., R = Ämnet är reproduktionsstörande., M= Medicinsk kontroll krävs för hantering av ämnet. Se vidare föreskrifterna om medicinska kontroller i arbetslivet, AFS 2005:6.

Tabell 5.4 Beräknade halter (timmedelvärden) med TAPM-modellen jämförda med de hygieniska gränsvärdena.

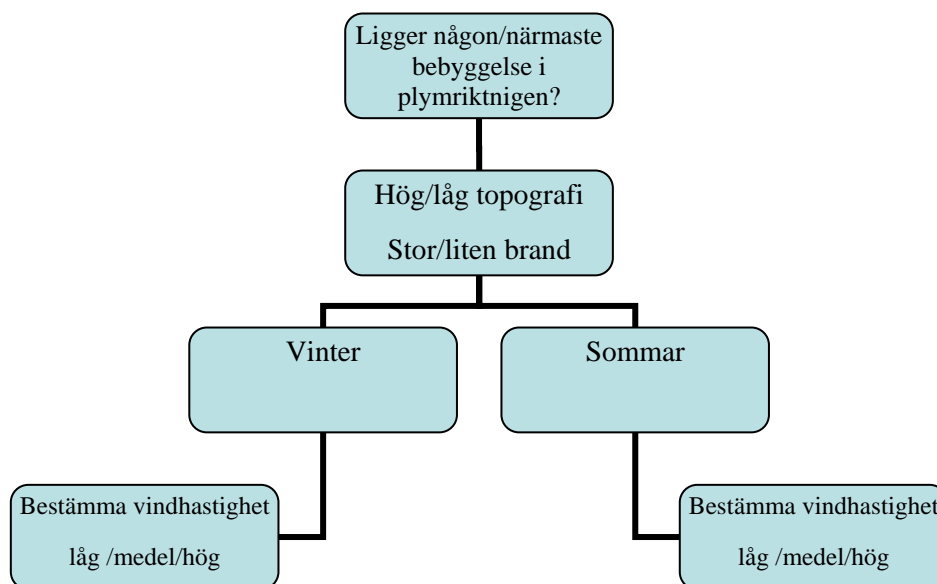
Ämne	Gränsvärden (mg/m ³)	Haltexempel vid marknivån i vindriktningen (mg/m ³)		
		< 500 m	500-1000 m	1000-1500 m
Benso(a)pyren	0,02-0,002	0,0004	0,0003	0,00025
Partiklar (PM10) totalt	3-10	0,24	0,2	0,16
Benso(a)pyren, maximal halt, normalår, januari	0,02-0,002	0.0045		
Partiklar (PM10) totalt, maximal halt, normalår, januari	3-10	1,5		

5.11 Metodik för framtida fältberäkningar av spridning vid brand

Baserat på resultat från de generaliserade plymerna (avsnitt 5.10) med spridning från bränder av olika storlek skulle en enklare brandmodell kunna vidareutvecklas. Denna är tänkt att enkelt kunna användas i fält via Internet eller via en bärbar dator.

I beräkningarna i avsnitt 5.10.1 redovisas haltberäkningar (baserat på ett års meteorologi) vilka generaliserats och klassats med avseende på bl a storlek av brand samt meteorologiska förutsättningar vid respektive branddygn. Detta exempel på haltavklingning är alltså relevant att använda för bedömning av haltnivåer vid bränder som uppstår i motsvarande terräng och spridningsförutsättningar dels vid en liten brand eller för en storbrand. Halten är beräknad i lä om branden vid nordlig, östlig, sydlig samt västliga vindriktningar.

Den förenklade modellen är tänkt att användas så att ansvarig räddningsledare, då räddningstjänsten kommer till brandplatsen, snabbt kan göra *en första bedömning* om det finns bebyggelse närmare än XX m. Detta avstånd skall baseras på "värstafallsberäkningar" för olika lokaliseringar i Sverige motsvarande sämsta spridningsförhållanden som överhuvudtaget kan uppträda (d v s denna gräns kan inte bedömas från endast dessa beräkningar eftersom det sannolikt kan uppstå högre halter om motsvarande beräkningar genomförs i Norrland). Gränsen skall ange det avstånd där det skulle kunna uppstå så höga halter, i lä om branden, att människors hälsa riskeras.

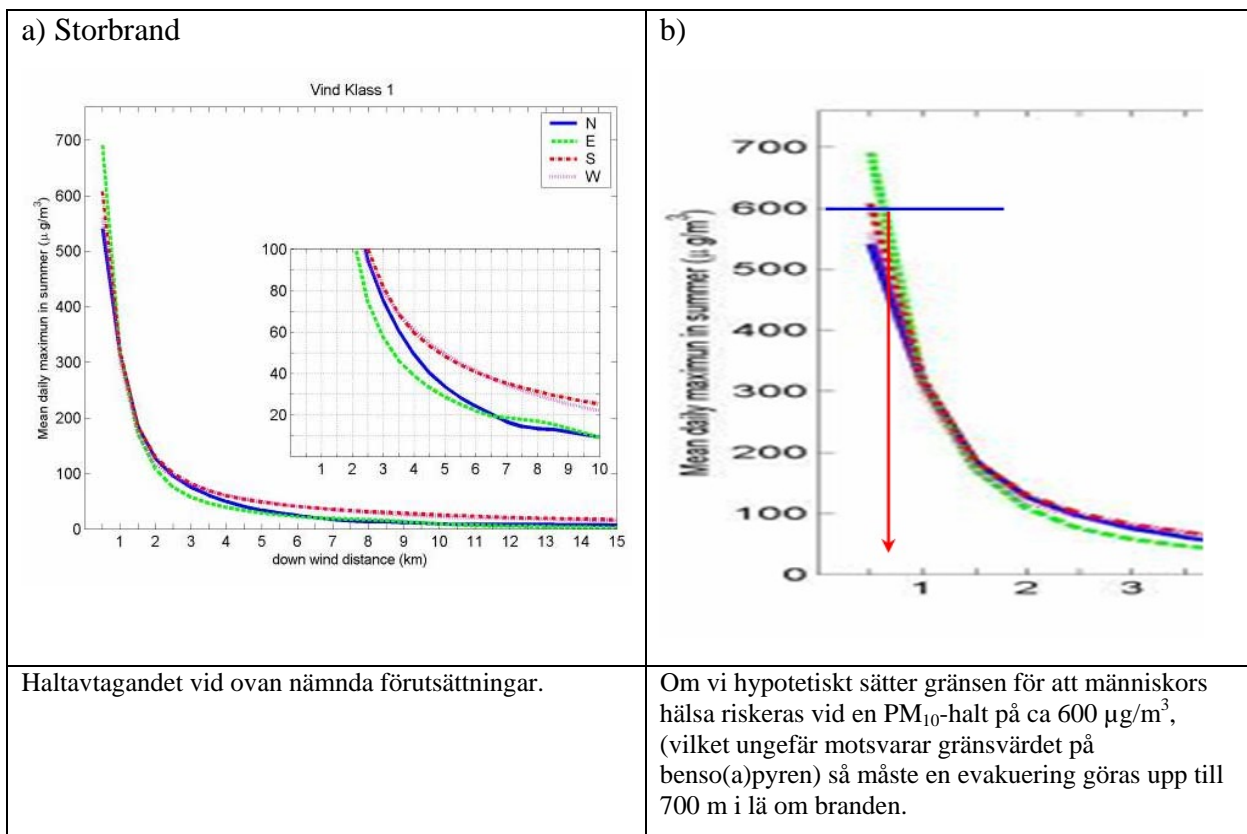


Figur 5.23. Arbetsgång vid fältberäkningar av spridning av föroreningar vid brand.

I den s k *första bedömningen* skall alltså räddningsledaren analysera om det förekommer bebyggelse inom detta säkerhetsavstånd. Om så är fallet måste en mer *detaljerad bedömning* göras enligt flödesschemat i Figur 5.23. Detaljinformationen som behövs är val av säsong, storlek på brand, de topografiska förhållanden och vindförhållande. Svaret på dessa 4 frågor är

tänkt att antingen anges direkt på plats i ett enkelt datorprogram i en bärbar dator, förslagsvis enligt vissa fördefinierade val, eller via Internet. Svaren kan exempelvis vara 1. hög topografi, 2. stor brand, 3. sommar samt 4. låg vindhastighet.

Därefter erhålls snabbt resultatet, förslagsvis som en graf, där haltavtagandet av den beräknade plymen (i lä om en brand) anges längs centrumlinjen, se Figur 5.24: a) hela plymen b) förstoring inklusive evakueringsgräns. Man erhåller därmed på plats snabbt resultat för beräknade haltnivåer på olika avstånd i lä av branden.



Figur 5.24. *Tänkt resultat på framtida beräkningar. I figur b), som är en förstoring av ett område i figur a), har en hypotetisk evakueringsgräns inkluderats.*

5.12 Diskussion

Hur viktigt är det att använda en "bra" spridningsmodell vid simulering av spridningen från bränder? De genomförda beräkningarna har visat att det förekommer stora variationer i haltnivåer beroende på olika meteorologiska förhållanden. Det antas därför vara av stor vikt att brandmodellering sker med modeller som kan återge detta. Men genom att först simulera indata med hjälp av en specialmodell för bränder (här FDS) och därefter använda denna som indata till en avancerad spridningsmodell (här TAPM modellen) antas spridningen från bränder återges väl.

Det finns väldigt få data från verkliga bränder att jämföra med. När det gäller stora bränder kan mycket höga plymlyft fås. Vid däcksbänden i Rhinehart

1983 redovisas en plymhöjd på 910 m [29]. I samband med denna brand gjordes gasanalyser (t ex PAH och CO) i brandplymen, men information om exakt provtagningsplats och andra förhållanden saknas.

Ett problem vid användande av denna typ av avancerade modeller är dock att de är relativt svåra att använda samt att körningarna tar lång tid. En metod har därför testats här i syfte att försöka inkludera en detaljerad emissionsberäkning samtidigt som en avancerad spridningsberäkning använts, varefter generalisering görs av resultatet.

I vanliga fall görs generaliseringen före beräkningen av antingen meteorologin eller av brandparametrarna i brandmodelleringen. Skillnaden mellan det angreppssättet och denna metod är att man i den förra riskerar att aldrig nå de högsta halterna (när exempelvis höga emissioner sammanfaller med dålig omblandning) eller veta hur långt från källan en medel-, eller maximalplym vanligtvis sprids.

Eftersom man i denna utredning har visat hur stora skillnaderna kan vara så framgår det även hur stora fel det kan bli om man generaliserar meteorologin. Genom att bearbeta den stora mängd simulerade fall ifrån alla dygn under ett år och använda dessa som indata i en enklare modell/metod kan spridningen av partiklar återges med beräkningar genomförda med en avancerad modell samtidigt som beräkningstiden blir momentan. Metoden skulle därför kunna användas i exempelvis fält. För att applicera metoden på hela Sverige måste dock fler fall beräknas. Det bör vara några olika typer av bränder (stor/liten) med olika brandparametrar vilka skall vara lokaliserade i andra geografiska lägen i Sverige med olika omblandningsindex och olika topografi (hög/låg). Möjligen behöver man även göra en känslighetsanalys av hur brandhärden bäst återges genom att testa olika utseende i TAPM eventuellt med fler brandcylindrar (enligt figur 5.2 brandcylindrar) eller större skillnad på brandgashastigheten mellan den inre och yttre cylindern. Det skulle då sannolikt bli en mer flytande övergång mellan de idag två skilda plymhöjderna.

6 Spridning av ämnen mellan olika matriser

Då atmosfärsmodellen som beskrivits ovan ger svar på hur partiklar och vissa ämnen sprids med luftpaket från brandplatsen och vidare ut i miljön, finns där ingen möjlighet att följa kemisk omvandling och fördelning mellan en matris (t ex luft) och en annan (t ex mark) av enskilda organiska ämnen, vilka ofta släpps ut i samband med bränder och som kan medföra allvarliga risker för människa och miljö. Med hjälp av fördelningsmodeller som baseras på ämnens fysikalisk-kemiska egenskaper, miljödata samt emissionsuppgifter kan man däremot följa enskilda organiska substanser och förutsäga hur dessa kommer att fördela sig mellan olika matriser såsom luft, partiklar, vatten, mark och sediment. Med tillräckliga indata kan modellerna beräkna koncentrationer och absoluta mängder i dessa olika matriser, vilket ger en uppfattning om eventuella risker som kan förknippas med utsläppen av de aktuella ämnena. Modellerna kan även beräkna uppehållstid (d v s hur lång tid det tar innan ämnet elimineras från den studerade miljön). Det är även möjligt att få en tidsupplöst modellösning som innebär att man kan studera förändringar över tid, vilket är intressant vid en brand då utsläppen inte är konstanta utan varierar över tiden med intensiva utsläpp i början och avtagande mot slutet.

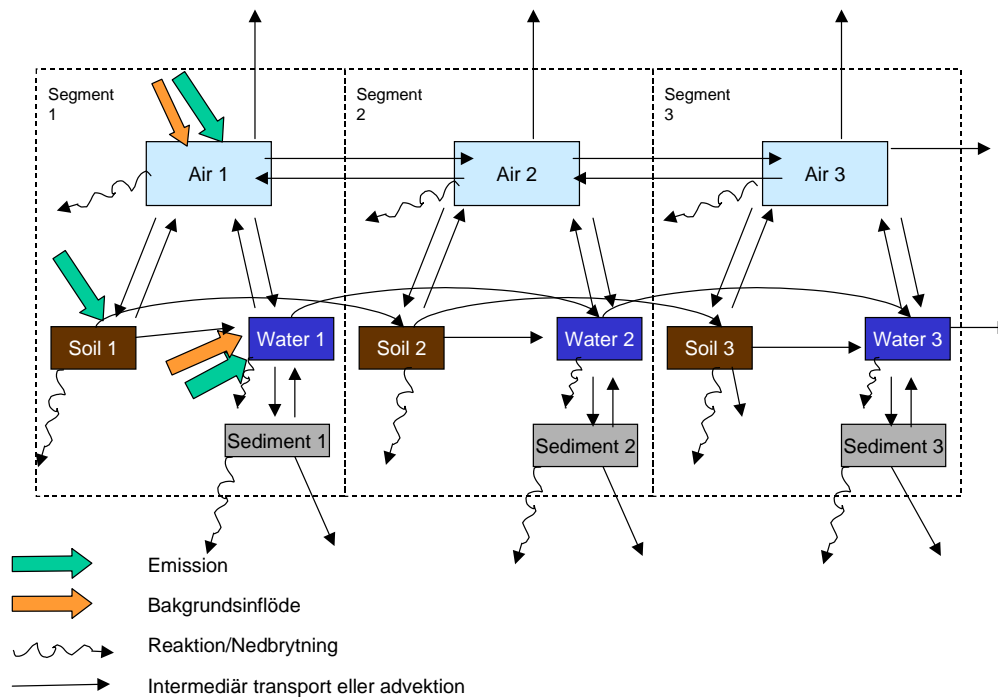
6.1 Metod och modellstruktur

I syfte att bedöma spridningen av enskilda organiska substanser som släpps ut vid brandhärden utvecklades en fugacitetsbaserad spridningsmodell enligt Mackay [67].

Modellen har utvecklats för att kunna ge tidsupplösta svar på förändringar i koncentrationer över tid. Vidare är den indelad i olika segment, vilket ger möjlighet att följa koncentrationer i en gradient från utsläppskällan. Dessa segment har parameteriserats utifrån data om miljöbetingelser i det hypotetiska modellområdet, med utgångspunkt från en del av Bollebygdalen som beskrivits tidigare. Den hypotetiska emissionskällan (branden) placerades i ena änden av området.

Dalen delades in i tre olika segment, vardera innehållande 4 boxar som representerar luft, mark, vatten och sediment. Segment 1 motsvarar 4 km² närmast branden, segment 2 motsvarar 7 km² i brandplymens riktning och segment 3 motsvarar 16 km² utanför segment 2 i brandplymens riktning. Boxarna i segmenten är kopplade till varandra så att transport kan ske mellan segmenten i luft, vatten samt via avrinning på mark. Den horisontella transporten i sediment antas däremot vara försumbar. Vidare antas att transport i vatten och luft endast sker i vindriktningen, d v s att spridningen från branden i luft, vatten och mark sker i samma riktning.

Figur 6.1 visar en schematisk bild över hur modellen är uppbyggd, samt kopplingarna mellan de olika boxarna och segmenten.



Figur 6.1. Schematisk presentation av modellens uppbyggnad

Modellen, som utvecklats i programvaran Excel med programspråket Visual Basic for Applications® är en tidsupplöst multimediamodell enligt grundstrukturen i en s k QWASI (Quantitative Water, Air, Sediment, Interaction) modell, som beskrivits av Mackay m fl [68], med den skillnaden att den innehåller en extra markmatris. Transportprocesserna i modellen beskrivs med hjälp av masstransportkoefficienter (mass transfer coefficients, MTC) samt s k D -värden. Fugacitet, f , används som drivande parameter.

Fugacitet kan närmast beskrivas som en sorts tryck (enhet Pa), och är den drivande kraften bakom ett organiskt ämnes övergång från en matris (t ex luft) till en annan (t ex vatten). Då ämnets fugacitet är lika stor i två matriser eller faser, sker ingen nettotransport däremellan, d v s jämvikt råder. Varje ämne strävar mot jämvikt och transporten riktas därför från hög till låg fugacitet. Fugacitet (f) är relaterat till ett ämnes koncentration enligt

$$C = Z \times f,$$

där C är ämnets koncentration (mol/m^3) i en given matris och Z ($\text{mol}/\text{Pa} \times \text{m}^3$) är den s k *fugacitetskapaciteten*, d v s kapaciteten hos en matris att hålla kvar ett ämne. Z är därmed beroende både av ämnets egenskaper och av egenskaperna hos den aktuella matrisen. Z -värden kan beräknas, och dess uttryck för olika matriser framgår av bilaga B1.

Fördelen med att använda fugacitet i modellberäkningarna istället för exempelvis koncentration är att den förra har samma enhet i alla matriser och genom att jämföra fugaciteten i olika matriser får man en direkt uppfattning om transportens storlek och riktning. Alla ingående ekvationer blir mycket enklare, och risken för omvandlings- och enhetsfel minimeras.

Transportprocesser kan generellt vara av två typer: Diffusiva och icke-diffusiva. Icke-diffusiva (d v s advektiva) transportprocesser kännetecknas av att flödet av ett ämne är lika med koncentrationen C (mol/m^3) multiplicerat

med flödet (G : m^3/h) av den matris eller det medium i vilket ämnet transporteras (vanligtvis luft eller vatten i miljön, men det skulle också kunna vara exempelvis deposition till mark via fallande löv). Flödet kan beskrivas som N (mol/h) = $G \times C$. Byter man ut C mot $Z \times f$ får man N (mol/h) = $G \times Z \times f$. De två parametrarna G och Z kombineras till ett D -värde, d v s N (mol/h) = D ($\text{mol}/\text{Pa} \times \text{h}$) $\times f$ (Pa). D -värden kan även beräknas för diffusiva processer, då de beror av diffusionens begivenhet samt s k masstransportkoefficienter, samt för nedbrytning, då de beror av t ex halveringstider i olika matriser. Uttrycken för D -värden framgår av bilaga B1.

Genom att teckna massbalansekvationer för varje matris kan man beräkna fugaciteten och därmed koncentrationen vid varje tidpunkt och i varje matris. För en tidsupplöst (dynamisk) modell används differentialekvationer av första ordningen för att beskriva ändringen av fugacitet i varje matris över tid. Massbalansekvationerna är av typen

$$\frac{df_1(n)}{dt} = \frac{I_1(n) + D_{21}(n) \cdot f_2(n) + D_{31}(n) \cdot f_3(n) - DT_1(n) \cdot f_1(n)}{VB_1(n) \cdot ZB_1(n)}$$

$$\frac{df_2(n)}{dt} = \frac{I_2(n) + D_{12}(n) \cdot f_1(n) + D_{32}(n) \cdot f_3(n) + D_{42}(n) \cdot f_4(n) - DT_2(n) \cdot f_2(n)}{VB_2(n) \cdot ZB_2(n)}$$

$$\frac{df_3(n)}{dt} = \frac{I_3(n) + D_{13}(n) \cdot f_1(n) - DT_3(n) \cdot f_3(n)}{VB_3(n) \cdot ZB_3(n)}$$

$$\frac{df_4(n)}{dt} = \frac{D_{24}(n) \cdot f_2(n) - DT_4(n) \cdot f_4(n)}{VB_4(n) \cdot ZB_4(n)}$$

där 1, 2, 3, 4 står för luft (1), vatten (2), mark (3) samt sediment(4) och n står för segmentets nummerordning (1 till 3). I_i är inflödet till matris i ($i=1, 2, 3$ eller 4) som härrör från direkta emissioner och advektiva inflöden från angränsande segment. D_{ij} är det totala D -värdet (diffusion + icke-diffusion) för transport från matris i till matris j ($=1, 2, 3$ eller 4) inom ett segment och DT_i är det totala D -värdet för transport ut ur matris i , och därmed den parameter som kvantifierar utflödet ur matrisen. Flödena mellan segmenten framgår av figur 6.1 och är inkluderade i definitionen på $I_i(n)$ samt i totala D -värdet $DT_i(n)$.

VB är totala bulkvolymen av en matris (d v s volym av vattenfas + gasfas + fast fas) och ZB är det totala Z -värdet för en matris. Samtliga Z - och D -värden finns beskrivna i detalj i bilaga B1.

Genom att ansätta $f_1(t=0) = f_{1,0}$; $f_2(t=0) = f_{2,0}$; $f_3(t=0) = f_{3,0}$; $f_4(t=0) = f_{4,0}$, kan man lösa ut fugaciteten enligt:

$$f_1(t+\Delta t) = f_1(t) + df_1(t)$$

$$f_2(t+\Delta t) = f_2(t) + df_2(t)$$

$$f_3(t+\Delta t) = f_3(t) + df_3(t)$$

$$f_4(t+\Delta t) = f_4(t) + df_4(t),$$

och därigenom räkna ut koncentrationen i olika matriser över tid. Parametrarna $f_{1,0}$, $f_{2,0}$, $f_{3,0}$, samt $f_{4,0}$ utgör modellens randvillkor och har i föreliggande simuleringar ansatts till 0, d v s den initiala fugaciteten före simuleringen är noll.

6.2 Indata

Som framgår ovan krävs som indata information om modellområdets miljöbetingelser, såsom ytor, volymer, vattenvolym. Dessutom krävs data som beskriver markens och sedimentens innehåll av organiskt kol, vindhastigheter och vattenflöden. Utöver miljödata krävs den modellerade substansens egenskaper i form av fysikalisk-kemiska data, samt emissionsuppgifter. Samtliga parametrar som använts för att beskriva miljön framgår av bilaga B1.

6.3 Val av substanser

Två organiska substanser valdes ut för modellering för respektive brandtyp. Urvalet baserades framför allt på ämnenas miljörelevans (d v s tillgång till gränsvärden, kännedom om giftighet), samt med tyngdpunkt på icke-flyktiga ämnen som kan förväntas ha störst retention i närområdet. Väldigt flyktiga ämnen kommer sannolikt att i princip uteslutande avgå med luften och advektera ut ur området. För däckbranden valdes benso(a)pyren (B(a)P), samt fluoranten (Fth), och för elektronikbranden valdes dekabromdifenyleter (DBDE) samt 2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioxin (TCDD). Fth hör visserligen till de mer flyktiga PAH:erna, men jämfört med t ex toluen så är den relativt icke-flyktig. Det är dock intressant att illustrera skillnaden i fördelning mellan flyktiga och mindre flyktiga substanser. Tabell 6.1 visar fysikalisk-kemiska egenskaper för de utvalda substanserna.

Tabell 6.1. Fysikalisk-kemiska egenskaper för modellerade substanser.

Ämne	B(a)P	Fth	DBDE	TCDD
Molekylvikt (g/mol)	252.3	202.26	959.2	322
Vattenlöslighet (g/m ³)	3.80E-03 ^a	2.60E-01 ^d	1.29E-08 ^f	1.93E-05 ^a
Ångtryck (Pa)	7.00E-07 ^a	1.23E-03 ^d	5.42E-11 ^f	2.00E-07 ^a
LogKow	6.04 ^a	5.16 ^d	9.1 ^f	6.8 ^a
Smältpunkt (C)	175 ^a	108 ^e	300 ^f	305 ^a
Lösningentalpi ΔH_{sol} (J/mol)	-50300 ^b	-39800 ^b	-10000 ^h	-10000 ^h
Förändringentalpi förångning ΔH_{vap} (J/mol)	39000 ^b	57000 ^b	125000 ^g	125000 ^h
Halveringstid i luft $T_{1/2}$ (h)	170 ^c	17 ^c	5500 ^c	170 ^c
Halveringstid i vatten $T_{1/2}$ (h)	1700 ^c	1700 ^c	5500 ^c	5500 ^c
Halveringstid i mark $T_{1/2}$ (h)	17000 ^c	1700 ^c	5500 ^c	5500 ^c
Halveringstid i sediment $T_{1/2}$ (h)	55000 ^c	17000 ^c	17000 ^c	55000 ^c

^{a)} Mackay 2001 [67] ^{b)} Ten Hulscher m.fl. (1992) [69] ^{c)} Uppskattat m h a mjukvaran EPIWIN (US EPA's version för Windows) [70] och klassificerad enligt Mackay [67] ^{d)} Shiu & Ma (2000) [71] ^{e)} SRC mjukvara för uppskattning av fysikalisk-kemiska egenskaper [72] ^{f)} Palm m.fl., 2004 [73] ^{g)} Värde för BDE 193 från Tittlemier m.fl. (2002) [74] ^{h)} antagit standardvärde från EQC-modellen [75] samt från g) i brist på experimentella data.

6.4 Emissioner

Emissioner har behandlats i kapitel 4. Utifrån detta valdes tidsupplösta emissioner enligt tabell 6.2 och tabell 6.3 för de två olika brandtyperna.

Tabell 6.2. Valda emissionsscenarioer för modellering av utsläpp från däckbränder utan respektive med släckning.

Tid (h)	Utan släckning				Med släckning			
	B(a)P (kg)		Fth (kg)		B(a)P (kg)		Fth (kg)	
	Luft	Mark	Luft	Mark	Luft	Mark	Luft	Mark
1	0.7	0	2.4	0	0.7	0	2.4	0
2	1.7	0	6.0	0	1.7	0	6.0	0
3	2.6	0	9.0	0	2.6	0	9.0	0
4	2.6	0	9.0	0	2.6	0	9.0	0
5	1.7	0	6.0	0	1.7	0	6.0	0
6	1.2	0	4.2	0	1.2	0	4.2	0
7	0.8	0	2.8	0	1.5	1.1×10^{-5}	5.1	3.1×10^{-5}
8	0.7	0	2.3	0	1.3	1.1×10^{-5}	4.3	3.1×10^{-5}
9	0.6	0	2.1	0	1.1	1.1×10^{-5}	3.8	3.1×10^{-5}
10	0.5	0	1.9	0	1.0	1.1×10^{-5}	3.4	3.1×10^{-5}
11	0.5	0	1.6	0	0.9	1.1×10^{-5}	3.0	3.1×10^{-5}
12	0.4	0	1.4	0	0.7	1.1×10^{-5}	2.6	3.1×10^{-5}

Tabell 6.3. Valda emissionsscenarioer för modellering av utsläpp från elektronikbränder utan respektive med släckning

Tid (h)	Utan släckning				Med släckning			
	DBDE (kg)		TCDD (kg)		DBDE (kg)		TCDD (kg)	
	Luft	Mark	Luft	Mark	Luft	Mark	Luft	Mark
1	0.002	0	2.6×10^{-5}	0	0.002	0	2.6×10^{-5}	0
2	0.005	0	6.4×10^{-5}	0	0.005	0	6.4×10^{-5}	0
3	0.007	0	9.6×10^{-5}	0	0.007	0	9.6×10^{-5}	0
4	0.007	0	9.6×10^{-5}	0	0.007	0	9.6×10^{-5}	0
5	0.005	0	6.4×10^{-5}	0	0.005	0	6.4×10^{-5}	0
6	0.003	0	4.5×10^{-5}	0	0.003	0	4.5×10^{-5}	0
7	0.002	0	3.0×10^{-5}	0	0.04	6.3×10^{-7}	0.0005	1.5×10^{-8}
8	0.002	0	2.5×10^{-5}	0	0.03	6.3×10^{-7}	0.0004	1.5×10^{-8}
9	0.002	0	2.2×10^{-5}	0	0.03	6.3×10^{-7}	0.0004	1.5×10^{-8}
10	0.001	0	2.0×10^{-5}	0	0.02	6.3×10^{-7}	0.0003	1.5×10^{-8}
11	0.001	0	1.7×10^{-5}	0	0.02	6.3×10^{-7}	0.0003	1.5×10^{-8}
12	0.001	0	1.5×10^{-5}	0	0.02	6.3×10^{-7}	0.0003	1.5×10^{-8}

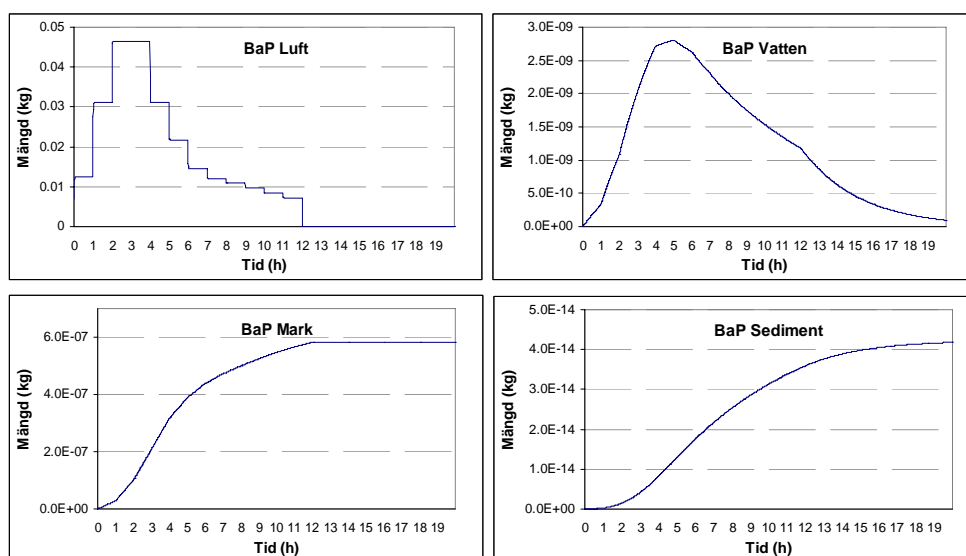
Utsläppen till mark representeras här av utsläppen som sker via släckvattnet, med antagandet att allt släckvatten rinner ut till marken och inget släpps ut direkt till ytvatten. För utsläpp till mark har följande förlopp antagits för släckvattnet:

1. **Släckning med vatten startar 6 timmar efter brandens start.** I verkligheten inleds släckningen vanligtvis tidigare, men syftet med detta antagande är att tydliggöra betydelsen av släckning jämfört med icke-släckning för förändringarna i koncentration och/eller totala mängder i olika matriser, varför det ansågs relevant att "tillåta" fri brand under de inledande timmarna.
2. **Applikationen av släckvatten sker jämnt över släckningsfasen** med en hastighet av 300 L/min
3. **Koncentrationen (g/L) av enskilda ämnen i släckvattnet är densamma som i brandförsöken.**
4. **Ytavrinningen av släckvatten är proportionell mot ytarean i området.**
5. **Brandens varaktighet är densamma som vid fri brand.**

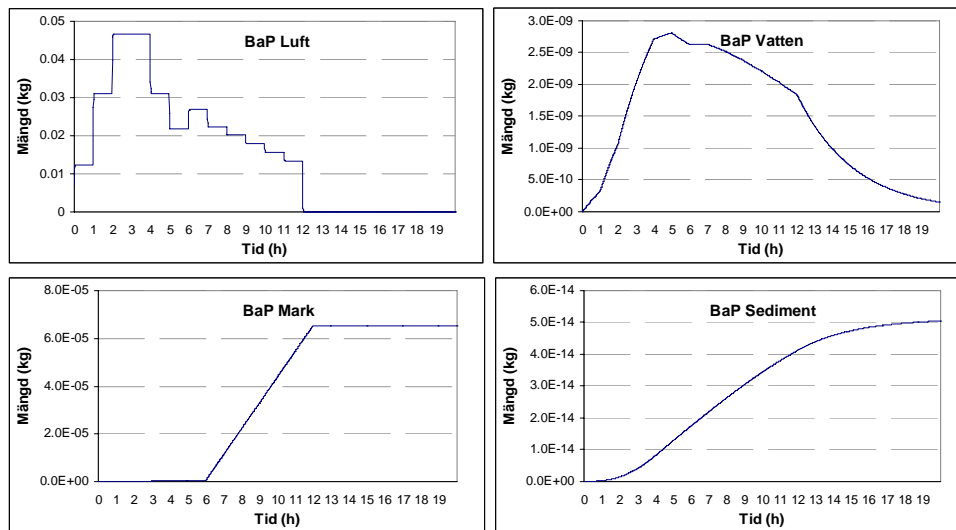
Spridningen till mark och infiltrationen ner till grundvatten beskrivs mer detaljerat i kapitel 7.

6.5 Resultat från modellering

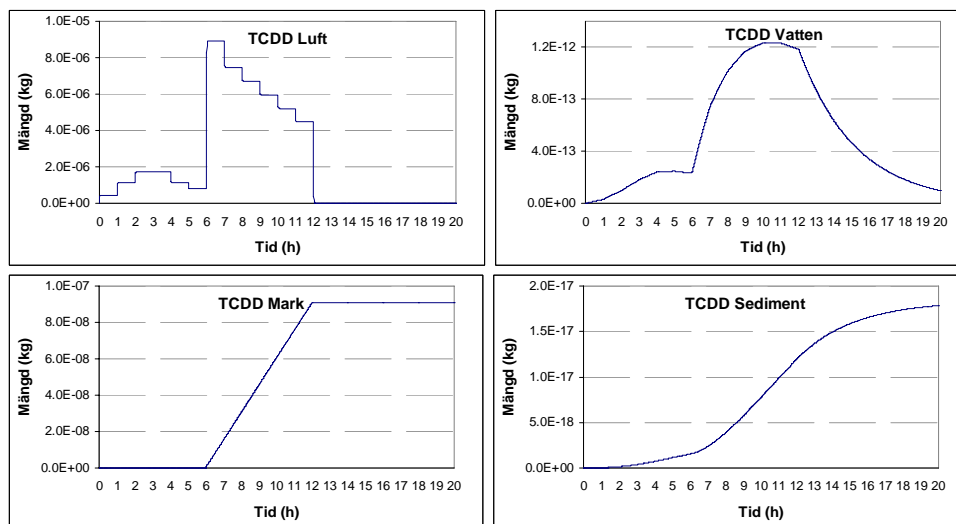
Figur 6.2 visar förändringen över tid av totala mängder i olika matriser i modellområdet av emissioner från en brand utan släckning exemplifierat med B(a)P. Den relativa förändringen över tid för en brand utan släckning är allmängiltig för samtliga ämnen. Däremot skiljer sig de absoluta mängderna. Figur 6.3 visar hur förändringen över tid ser ut med släckning, för B(a)P samt för Fth, och figur 6.4 visar motsvarande förändring som den ser ut för TCDD samt DBDE, här exemplifierad med TCDD. Tabell 6.4 visar den relativa fördelningen mellan olika matriser 20 h efter brandens start för de olika ämnena och vid olika brandtyper.



Figur 6.2. Totala mängder av B(a)P i olika matriser i modellens segment 1 samt förändringen över tid som en följd av utsläpp från en 12-h däcksbland utan släckningsinsats



Figur 6.3. Totala mängder av B(a)P i olika matriser i modellens segment 1 samt förändringen över tid som en följd av utsläpp från en 12-h däcksbland med släckningsinsats



Figur 6.4. Totala mängder av TCDD i olika matriser i modellens segment 1 samt förändringen över tid som en följd av utsläpp från en 12-h elektronikbrand med släckningsinsats. Figuren är representativ även för den relativa förändringen över tid för DBDE.

Av figur 6.3 samt figur 6.4 framträder tydliga mönster för skillnaden med släckning jämfört med utan släckning (figur 6.2). I samtliga fall fördelas den allt dominerande delen initialt till luften, och mönstret i luft följer identiskt emissionsmönstret. Då emissionerna upphör, försvinner majoriteten av ämnena ur systemet, d v s de följer med luften ut minuterna efter att de släpps ut. En liten andel stannar dock kvar i området, och fördelningen av denna varierar något med ämne och scenario, se Tabell 6.4.

Tabell 6.4. Procentuell fördelning mellan olika matriser (med respektive utan släckning) av kvarvarande mängd kemikalie, samt totalt kvarvarande mängd i mg och i % av utsläppt mängd 20 h efter brandens start.

Ämne		Luft (%)	Vatten (%)	Mark (%)	Sediment (%)	Kvarvarande mängd (mg)	Totalt (%)
B(a)P	utan	1.0×10^{-15}	0.6	99	2.5×10^{-5}	1.7	1.2×10^{-5}
	med	3.9×10^{-17}	0.019	100	7.4×10^{-7}	67	3.9×10^{-4}
Fth	utan	3.4×10^{-11}	4.9	95	1.9×10^{-4}	1.1	2.3×10^{-6}
	med	2.9×10^{-13}	0.038	100	1.3×10^{-6}	184	3.1×10^{-4}
DBDE	utan	1.9×10^{-15}	0.6	99.4	8.2×10^{-6}	0.0043	1.1×10^{-5}
	med	1.7×10^{-17}	4.0×10^{-3}	100	1.1×10^{-7}	3.8	0.002
TCDD	utan	1.3×10^{-12}	1.9	98	7.5×10^{-5}	0.00003	6.1×10^{-6}
	med	3.8×10^{-15}	4.0×10^{-3}	100	1.1×10^{-7}	0.091	0.004

Då ingen släckning förekommer är de kvarvarande mängderna efter 20 timmar mellan **40 till 3000 ggr mindre** än då släckning förekommer. Störst skillnad är det för TCDD, för vilken drygt 3000 ggr mer stannar kvar i området (efter 20 timmar) med släckning än utan släckning. Retentionen, dvs den procentuella kvarvarande andelen av totalt utsläppt mängd ökar med en faktor 30 - 600 med släckning, och ökningen är som störst för TCDD. Den totala retentionen är som störst för TCDD med släckning. Om ingen släckning förekommer, är däremot retentionen som störst för B(a)P.

Både med och utan släckning fördelar sig den kvarvarande mängden nästan uteslutande till mark för samtliga föreningar, vilket sannolikt är ett resultat av depositionen, kombinerat med en låg vattenvolym i området och ämnenas natur (icke-flyktiga, hydrofoba ämnen). Störst andel i vatten och luft beräknas Fth ha, vilket är naturligt då denna är den mest flyktiga och mest vattenlösliga substansen av de som jämförs här. Intressant är att en större andel uppskattas fördelas till vatten än till sediment, trots att det handlar om hydrofoba ämnen. Detta är sannolikt en följd av de antaganden som görs avseende sedimentationshastighet och partikelinnehåll i ytvattnet. Mängderna i vattnet avklingar liksom mängderna i luft snabbt efter det att utsläppen upphör, vilket är en följd av de snabba flödena i ån. Därmed hinner heller inte så stor mängd sedimentera.

Då släckning förekommer syns en tydlig skillnad efter 6 timmar, vid släckningens början. Då blir de absoluta mängderna i respektive matris större än vid motsvarande tidpunkt i fallet utan släckning, vilket är en naturlig följd av de ökade utsläppen, särskilt av DBDE och TCDD. Fördelningen sker fortfarande primärt till luft, men andelen som fördelas till mark ökar till nackdel för vatten och sediment. Om släckningen skulle inledas tidigare, vilket sannolikt är fallet vid en verklig brand, tidigareläggs denna förhöjning, vilket också skulle leda till ökade utsläpp och större retention enligt resonemanget ovan.

Den relativa förändringen över tid då släckning sker skiljer sig något från fallet utan släckning (figur 6.3, figur 6.4). Det sker fortfarande en ökning av totala mängder i samtliga matriser initialt vid brandens start, men i jämförelse med ökningen som inträder då släckningen inleds, är den initiala förhöjningen marginell. Man ser också i figurerna att efter 20 timmar har systemet fortfarande inte riktigt uppnått "steady state" för vatten och sediment, dvs de

totala mängderna minskar fortfarande. Förutsatt att inget bakgrundsinflöde finns av de modellerade substanserna, så kommer ämnena så småningom brytas ner helt men det tar alltså längre tid. Däremot är de totala mängderna (och även koncentrationerna i respektive matris) så låga efter 20 timmar att de ligger under alla kända risknivåer. Det skall dock betonas att de modellerade substanserna är vanligt förekommande miljöföroreningar och att dessa sannolikt även i nära anslutning till en brand har andra källor. Dessutom skall man komma ihåg att brandens varaktighet har stor betydelse för de totala utsläppen. Ju längre branden pågår, desto större utsläpp och desto större retention i området.

6.6 Slutsatser

Den absoluta majoriteten av de utsläppta mängderna transporteras ut med luften minuterna efter att det släppts ut. Dessa resultat stöder de resultat som framkommit med atmosfärsmodellen TAPM; att depositionen är minimal och atmosfärstransporten ut ur området får dominerande betydelse i ett så litet område.

En viss skillnad har kunnat påvisas i hur kvarvarande mängder av olika ämnen bedöms fördelas i det studerade området. Mark är den absolut dominerande sänkan, därefter kommer vatten. Mark är som väntat mest betydande för de minst vattenlösliga substanserna, med högst fördelningskoefficient mellan oktanol-vatten (K_{ow}), vilken är ett mått på ett ämnes fettlöslighet. Mark blir än mer dominerande vid en släckningsinsats. Sediment bedöms inte vara så betydande, vilket sannolikt beror på det snabba vattenflödet i förhållande till sedimentationshastigheten i modellområdet.

Totalt sett rör det sig om oerhört små mängder av föroreningar som stannar kvar i området, men dessa är direkt proportionella mot utsläppen, vilka beror av brandens varaktighet och förlopp. Generellt tycks en släckningsinsats leda till ökade föroreningshalter och ökad retention av föroreningar, detta under antagande att brandens varaktighet är densamma som vid fri brand. Sker släckningen snabbt så att utsläppen upphör, minskar även koncentrationerna snabbare och den totala retentionen blir mindre.

7 Spridning till mark och vatten

7.1 Miljörisker till följd av brand

En brands negativa effekter på människor och miljö beror, utöver på de värden som direkt förstörs till följd av själva branden, på vilka ämnen som frigörs och bildas vid branden och släckningsarbetet. Branden i sig ger oavsett var och hur det brinner upphov till koldioxid. Även toxiska ämnen som kolmonoxid och kväveoxider bildas, men i vilken omfattning är beroende av brandförloppet. Dessa ämnen kan vara akut toxiska vid inandning och kan dessutom bidra till negativa effekter på allt från lokal till regional skala vid spridning med luft.

Många av de toxiska och cancerframkallande ämnen som frigörs vid en brand kan nå både luft, mark och vatten. För att bedöma hälso- och miljöeffekter till följd av spridning i mark och vatten bör dels de ämnen som följer med släckvattnet direkt till marken och de ämnen som deponeras på marken från luft beaktas. Det vill säga för att bedöma hur en brand inverkar på mark och vatten är de källor som är aktuella att vidare studera:

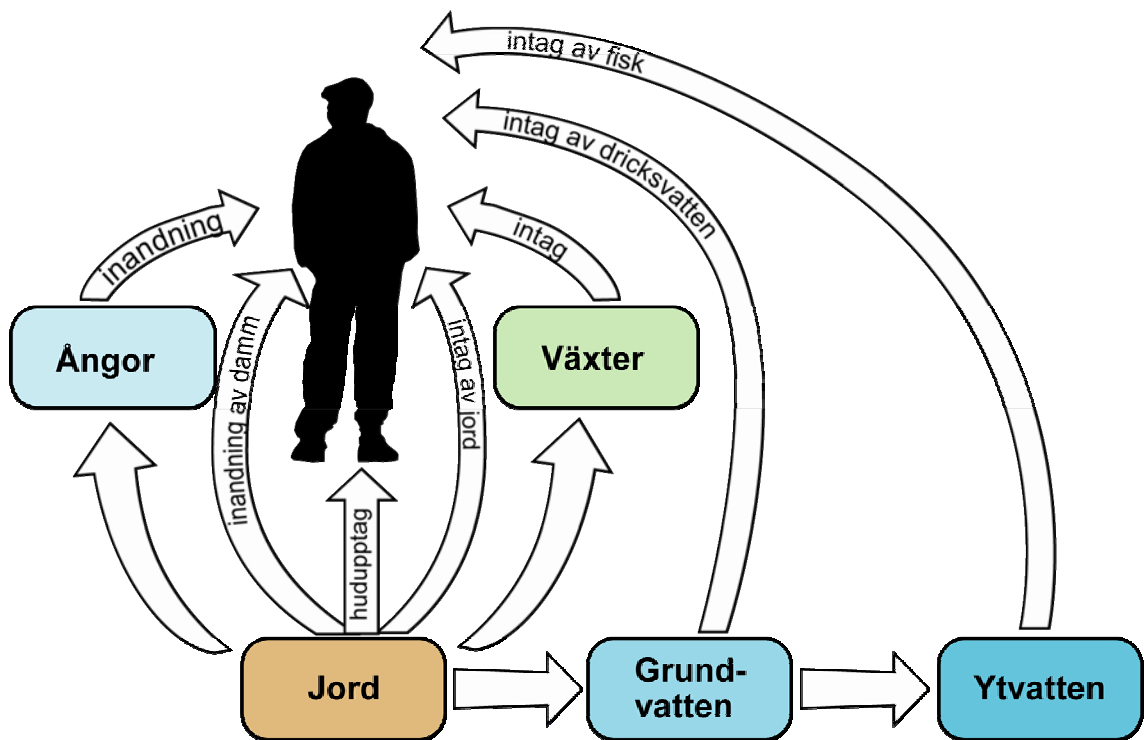
- släckvatten från en punktkälla,
- ämnen deponerade på marken från brandplymen i luften.

En metodik presenteras som kan användas för att ge en kvantitativ hälso- och miljöriskuppskattning. Problemställningen avgränsas genom att i den klassiska definitionen av riskkedja (föroreningskälla – transport - exponering – mottagare) utgörs föroreningskällan av förorenat släckvatten. Transporten från källan till mottagare sker via vatten och luft med direkt upptag eller som indirekta upptag i näringskedjan. Människor liksom andra levande organismer i mark och vatten utgör mottagare.

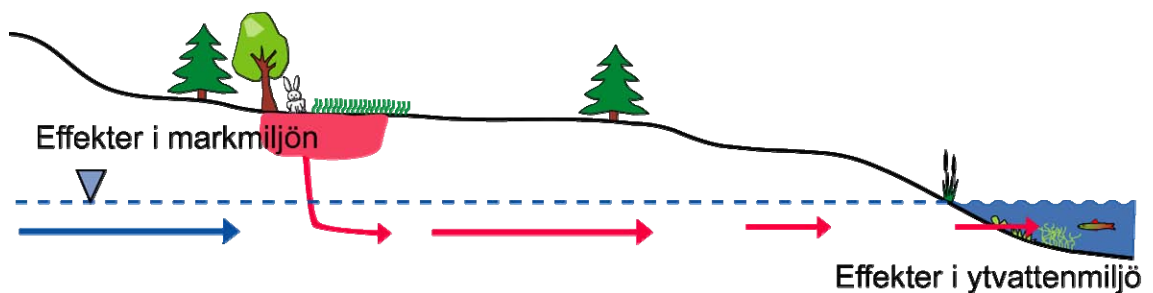
Beräkningar av hälsorisker från förorenade områden baserar sig på en uppskattning av den föroreningsexponering som en människa, som vistas i området, utsätts för. I den svenska modellen beaktas sju olika sätt på vilka människor kan exponeras – exponeringsvägar, se figur 7.1.

Vid framtagande av riktvärden är exponeringen beräknad med rimligt försiktiga antaganden. Miljöriskbaserade riktvärden är uppdelad i två kategorier:

- **Riktvärden baserade på direkta effekter** i markmiljön, den halt i jorden som begränsar de miljöeffekter som kan förväntas i markmiljön (se konceptuell illustration i figur 7.2).
- **Riktvärden baserade på indirekta effekter** i ytvattenmiljön, den halt i jorden som begränsar de miljöeffekter som utlakning och spridning av föroreningar kan orsaka i ytvattenrecipienten.



Figur 7.1 Ämnestransport från källa till mottagare (exponeringsvägar).
Illustration: Kemakta AB, Stockholm. Figuren hämtad från
Naturvårdsverket [76].



Figur 7.2 Konceptuell illustration av riskkedjan för miljömottagare.
Illustration: Kemakta AB, Stockholm. Figuren hämtad från
Naturvårdsverket [76].

Riktvärden har utarbetats för ett antal olika typer av markanvändning där exponeringsvägar och exponerade grupper samt skyddsvärdet för miljön varierar. Bedömning av vilket av markanvändningsalternativen (scenarier), som skall användas, baseras på dagens och framtida situation. De typer av markanvändning som ingår idag i platsspecifika riktvärdesmodellen [76] är:

- **KM:** Känslig markanvändning – marken kan utnyttjas exempelvis för bostäder, odling, grundvattenuttag.
- **MKM GV:** Mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd – marken kan exempelvis användas för kontor och industrier. Grundvattenuttag kan ske vid ett visst avstånd från föroreningen.

- **MKM:** Mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag.
- **PARK:** Parkmark.
- **MLU:** Mark med lågt utnyttjande.

7.2 Spridning i mark och vatten

I vilken utsträckning en förorening sprids i mark och grundvatten beror på egenskaper hos det geologiska mediet, t ex porositet och hydraulisk konduktivitet och egenskaper hos föroreningen själv t ex sorptionsegenskaper, om den är hydrofil och vattentrogen respektive hydrofob, föroreningens nedbrytbarhet (kemisk och biologisk) och om den är flyktig.

Medelhastigheten i marken för en vattentrogen förorening under vattenmättade förhållanden kallas den konvektiva eller advektiva transporthastigheten och kan beräknas ur Darcys lag för aktuell effektiv porositet. Darcys lag beskriver sambandet mellan den drivande kraften och strömning av grundvatten, där flödet mellan två närliggande punkter är proportionellt mot den totala potentialskillnaden mellan punkterna. Lagen ger därmed uttryck för det faktum att grundvatten strömmar i riktning mot lägre energi, d v s från områden med hög till områden med låg hydraulisk höjd. Föroreningar transporteras i grundvatten genom advektion, vilket innebär att en löst förorening förflyttas med vattnets medelhastighet.

Vattnets hastighet beror av ett områdes geologiska och geohydrologiska förutsättningar och beskrivs av topografi, berggrund, jordmån och huruvida det är en öppen eller sluten akvifer. Ett område kan innehålla både öppen och sluten akvifer. Några typiska geologiska formationer ses i figur 7.3.

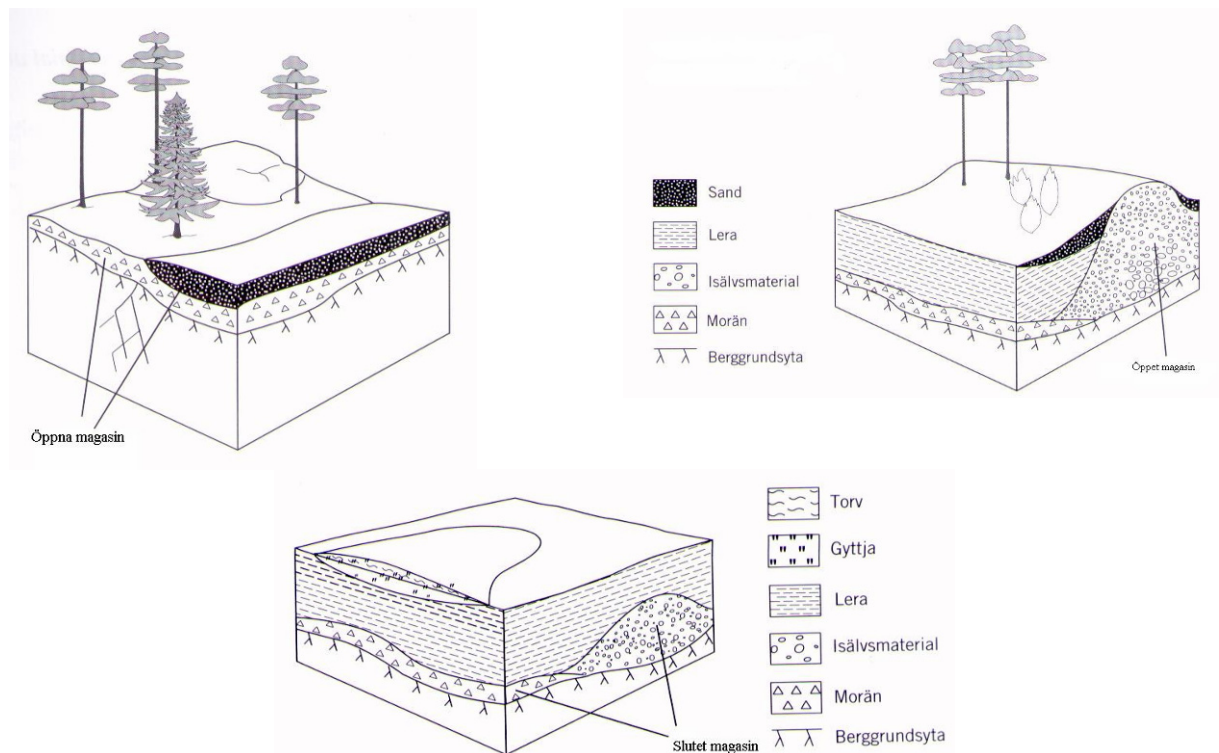
Trots en från början väl samlad och konvektiv transport kan man få en spridning till följd av dispersion och diffusion.

Det finns ytterligare processer som kraftigt påverkar föroreningstransporten i grundvattnet. Föroreningar har olika rörelsemönster i förhållande till omgivande faser. Förekommande faser är fasta material, gaser samt vattenlösliga och icke vattenlösliga vätskor. En viktig process som påverkar spridningen är hur en förorening fastläggs på olika ytor.

Lokalt kan mycket snabb föroreningsspridning ske genom ett s k preferentiellt flöde som beror av att marken innehåller porer såsom sprickor, rotkanaler och markgångar m m [77]. Under vissa förhållanden såsom vid kraftigt regn, när jorden är blöt eller när den nås av släckvatten från en brand, kan det infiltrerade vattnet eller vätskan rinna mycket fort genom dessa stora s k makroporer. Detta spridningssätt kan för ämnen som följer med t ex ett släckvatten vara av stor betydelse.

Dessutom har ytterligare processer stor betydelse för spridning av olika föroreningar. Dessa utgörs bland annat av utlakning samt kemisk/biologisk nedbrytning och omvandling av föroreningarna samt omfattningen av avdunstning, utspädning, infiltration eller sönderfall (av radioaktiva ämnen).

För att bedöma hur en förorening sprids eller betar sig i marken behövs en bedömning som tar hänsyn till dessa processer.



Figur 7.3 Öppna magasin i morän och svallsediment respektive isälvsmaterial. Slutet magasin i morän och isälvsavlagringar. Illustratör: Karin Holmgren, CTH, Göteborg. Figuren hämtad från Naturvårdsverket [78].

7.3 Modellverktyg

Marknaden erbjuder ett stort antal modellverktyg där de miljögeotekniska verktygen kan grupperas enligt följande:

- **hydrogeologi** – grundvattenströmning,
- **föroreningsspredning** - advektion, diffusion och olika former av fastläggning,
- **lakning/löslighet av föroreningar** - kemiska modeller,
- **kopplade transport och reaktionsmodeller** (föroreningsspredning, lakning, löslighet, sorption, kemisk och biologisk nedbrytning etc),
- **riskbedömning** - omsättning i ekosystemet, exponering och toxiska effekter,
- **redovisning/presentation** av resultat.

En av de mest användbara modellerna är GMS (GroundWater Modeling System; utvecklas kontinuerligt vid The Department of Defence, USA). GMS är ett programpaket som innefattar samtliga processer som behöver ingå för att på ett relevant sätt beskriva föroreningsspredningar. Programpaketet har använts för simulering av spridning av ett urval ämnen som funnits i höga koncentrationer i släckvatten vid brand. Resultat ges i avsnitt 6.4.

I senare studier av hur olika modeller används och kan användas i Sverige, med de heterogena markförhållanden som råder här, har det framkommit att modeller som GMS, vilka är utvecklade för att simulera stora homogena områden under förhållanden som är typiska för USA och Kanada, ofta inte är lämpliga för de mer komplexa geologiska och hydrologiska förhållanden som råder i Sverige [77]. Istället kan enklare tvådimensionell modellering, som innefattar de olika processerna som är av betydelse för föroreningsspridningen, användas. I denna rapport görs därför även platsspecifika spridningsberäkningar med modellverktyget Bioscreen[®] och jämviktsberäkningar för att bedöma i vilken omfattning föroreningar sprids under olika förutsättningar i mark och ytvatten (avsnitt 6.7). Vidare har släckvattnets förutsättningar att rinna både på markytan till en ytvattenrecipient (ytvattendrag/sjö) och infiltrera genom markytan genom omättad och mättad zon beaktats.

Ingen av de modeller eller beräkningar som redovisas i denna rapport tar direkt hänsyn till den föroreningsspridning som kan ske i marken genom att släckvattnet transporteras med ett preferentiellt flöde eftersom förekomsten av preferentiella flödesbanor i princip medför att ämne-transport inte längre kan beskrivas med advektions-dispersionsekvationen. Ibland, såsom för beslut om bästa släckmetod vid en pågående brand, krävs mycket snabba analyser av en släckmetods inverkan på hälsa samt miljö. I sådana skeden är mycket grova bedömningsverktyg av större vikt för beslutet än modellering för att bedöma spridning och de miljöeffekter denna kan leda till. Räddningsverket har beslutsverktyg och modeller som kan användas för sådana grova och snabba beslut.

I projektet har möjligheterna undersökts att utnyttja RIB - ett integrerat beslutsstöd för skydd mot olyckor. Detta programpaket har utvecklats av Räddningsverket och finns operativt tillgängligt hos många Räddningstjänster.

RIB är ett programpaket för yrkesverksamma och är avsett för att kunna användas vid:

- insatsplanering för räddningstjänst,
- förebyggande verksamhet,
- tillsyn och kontroll av transporter med farligt gods,
- utbildning, litteratursökning,
- insatser mot olyckor som ett operativt beslutsstöd.

Systemet kan användas såväl stationärt som mobilt vid operativ verksamhet.

De mest intressanta verktygen i RIB är:

- **Bfk - Beräkningsmodell för kemikalieexponering.** Programmet simulerar kemolyckor och beräknar spridning vid olika tidpunkter och konsekvenser (skadeutfall) inomhus och utomhus. En enkel eller avancerad beräkning kan väljas. Indata väljs bland olika alternativ, vilket gör programmet lätt att använda.

- **Kemspill i mark.** Spridningsmodellen är anpassad för flytande svårslösliga kemikalier som är lättare än vatten och beräkning kan göras för de två första dygnen efter ett utsläpp. Efter inmatning av ett antal ingångsvärden beräknar programmet hur mycket av spillet som når grundvattnet, hur långt spillet nått efter en viss tid m m. En förenklad genomskärning visar ett teoretiskt spridningsförlopp. En viktig begränsning är att vatten och ämnen som är lösta i vatten inte kan hanteras av "Kemspill i mark".

7.4 Grundvattenströmning – modellering med GMS

Beräkningar med GMS har utförts för att beskriva hur relativt stora bränder kan påverka föroreningsförekomst inom ett större område samt hur olika scenarier för vattenuttag i området kan påverka föroreningsbeteendet. Beräkningarna har gjorts med GMS\Modflow och tillhörande spridningskoder (MT3D, RT3D).

Två släckningsområden modellerades:

- område 1 med yta = ca 3,2 km²,
- område 2 med yta = ca 2,1 km².

För område 1 pågick släckningsarbete under två dagar, för område 2 under fem dagar. För att släcka på område 1 gick det åt 970 m³ släckvatten medan det för område 2 gick åt 1 600 m³.

Sex demonstrationsexempel genomfördes som en enkel geomodell med två jordlager. I praktiken simulerades grundvattenströmningen vid olika förhållanden för det övre lagret.

En sammanställning av vilka värden som använts för de olika beräkningarna finns i Tabell 7.1. Konduktiviteterna är valda för att demonstrera effekter av släckvattnet men är förhållandevis höga i förhållande till vanligt förekommande jordarter.

Resultaten från de genomförda GMS simuleringarna illustrerar komplexiteten i transportförhållandena i grundvatten. Med använda ingångsvärden erhålls påvisbar grundvattenströmning först vid relativt genomsläppliga jordarter och en märkbar påverkan i brunnar på avstånd större än 150 m, men först efter några månader. Modellen används i syfte att pedagogisera hur grundvattenströmning och föroreningsspridning i grundvatten styrs av olika parametrar och faktorer.

Tabell 7.1 Sammanställning av storheter för hydraulisk konduktivitet (K), brunnsuttag (Q) och porositet (n) vid genomförda beräkningar.

	Demo 1	Demo 2	Demo 3	Demo 4	Demo 5	Demo 6
K , m/s	$5,6 \times 10^{-5}$		$1,1 \times 10^{-4}$		$1,0 \times 10^{-3}$	
Motsvarande sedimentjordart för K^a)	Finsand		Mellansand		Grovsand	
Q , m ³ /s	0	0,1	0	0,1	0	0,1
n , %	30	30	30	30	30	30

a) Moräner har hydraulisk konduktivitet i intervallet ca $1,0 \times 10^{-11}$ – $1,0 \times 10^{-5}$ m/s. För vanligt förekommande siltig-sandig morän är konduktiviteten 1×10^{-8} – 1×10^{-7} m/s.

En modell är alltid kraftigt förenklad och därmed har utfallen bara generell karaktär. Flödesvägar, halter och föroreningsplymens storlek (i mark och vatten) är alltid platsspecifika. Simuleringar av detta slag kan användas för en grov uppskattning av transporttiden mellan föroreningskälla och potentiell recipient och testa hur lokala förändringar av hydrogeologiska förhållanden (olika brunnsuttag, t ex) inverkar på haltförändringar för en tänkt recipient. Att använda transportmodellen i en verklig situation kräver att modellen kalibreras med observationsdata och valideras mot resultat från spårämnesförsök vilket dock är förenat med stora kostnader och kräver att området i fråga undersöks m a p geologi och hydrogeologi samt att man har bra kunskaper om vilka föroreningsämnen som skall modelleras.

7.5 Platsspecifik modellering – Nolåns dalgång

En väl markerad dalgång med lämplig storlek har identifierats i Nolåns dalgång vid Bollebygd mellan Göteborg och Borås. Kända topografiska och hydrologiska förhållanden används som basdata för att markera hydrologiska gränser såsom ytvattendelare och ytvattendrag. Karterade jordarter omfattar endast ytnära förhållanden. Avsikten är att simulera såväl öppen som sluten akvifer varför lämpliga geologiska förhållanden kommer skapas artificiellt i stor utsträckning.

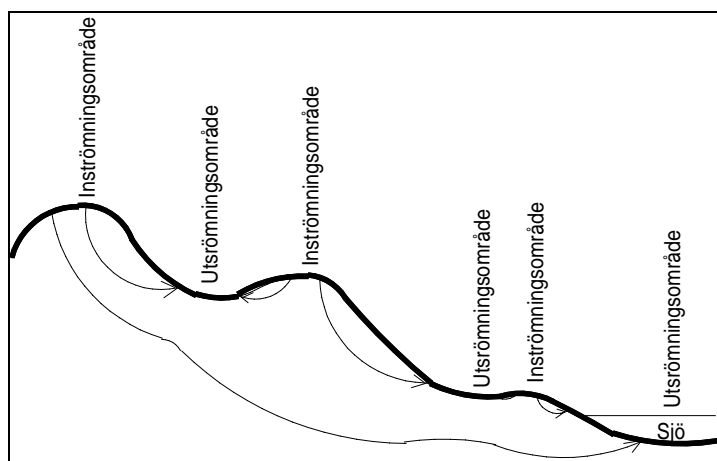
De geohydrologiska förutsättningarna ges i avsnitt 2.5.

7.6 Ytvattenströmning

För att kunna bedöma hälso- och miljöeffekter av en förorening krävs att föroreningshalten är känd. Beräkningarna och demonstrationsexemplen med GMS visar att haltbedömningar med en sådan komplex modell kräver dels tillgång till omfattande indata, dels kalibrering för att relevanta beräkningar skall kunna utföras och för att inverkan av en brand skall kunna göras. GMS är, som framgår ovan, under svenska förhållanden lämplig för att påvisa och beskriva komplexa hydrogeologiska samband men enklare modeller eller beräkningar är att föredra för haltbedömningar och scenarier för att på ett övergripande sätt beskriva och bedöma möjliga spridningsförlopp under olika förutsättningar. Nedan görs därför beräkningar för möjliga och ”worst case” scenarier som kan tänkas uppstå till följd av utsläpp till luft och släckvatten.

7.6.1 Fördelning ytvattenavrinning - grundvattenbildning

Förorenat släckvattnet kan avrinna direkt som ytvatten till en recipient (ytvattendrag/sjö) men en del av vattnet infiltrerar längs transportsträckan och bidrar till grundvattenbildningen. Grundvattenströmningen kan liknas vid cirkulära strömningsvägar under markytan med inströmning uppströms i terrängen (inströmningsområden) och utströmning i terrängens lågpunkter (utströmningsområden). Se illustration i figur 7.4. I tätorter kan avledningen till recipient påskyndas via dagvattensystem.



Figur 7.4 Generell beskrivning av grundvattenströmning med in- och utströmningsområden i ett terrängavsnitt.

Beräkningar med HELP

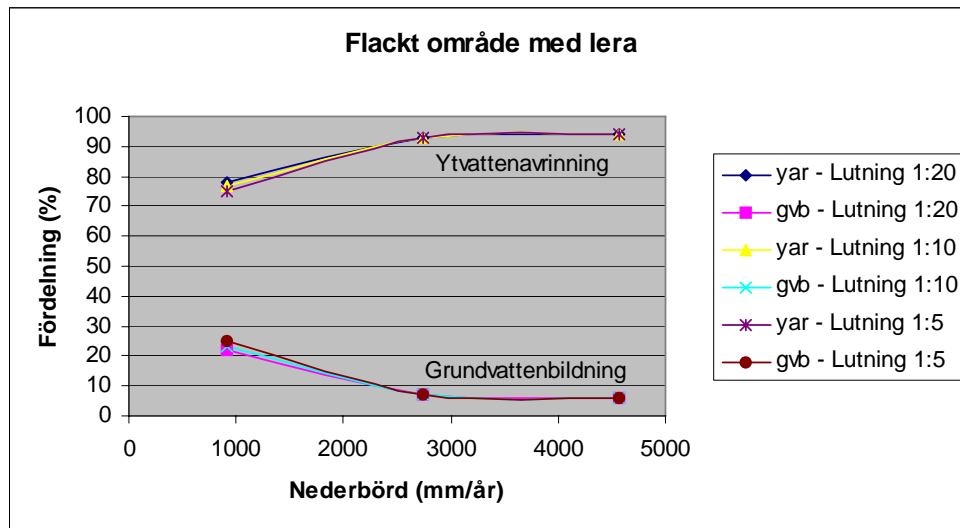
I projektet har beräkningar genomförts med HELP-modellen. HELP (The Hydrological Evaluation of Landfill Performance) är en hydrologisk modell avsedd för beräkning av vattenbalansen vid en deponi [79]. Vid modellberäkningarna har den klimatdatabas som finns kopplad till V-HELP utnyttjats (WHI Weather generator) för att generera klimatdata till modellberäkningarna. I databasen finns klimatdata i form av månadsmedelvärde för nederbörd och temperatur för varje station. Temperaturdata används för att uppskatta evapotranspiration.

Beräkningar har utförts med Nolåns dalgång som ingångsdata. I programmet anges årsmedelnederbörden till 950 mm/år att jämföra med 1 000 mm/år som anges i avsnitt 2.5. Programmet tillåter inte beräkningar med den intensitet som tillförseln av släckvatten motsvarar, 11,1 gånger årsmedelnederbörden. En serie beräkningar har därför utförts med stigande intensiteter (915, 2 730 respektive 4 570 mm/år). Förändringarna i utförda beräkningar minskar med ökad intensitet och slutsatser kan därför dras även för mycket höga intensiteter (se figur 7.5 och figur 7.6).

Övriga ingångsdata som varierats är markytans lutning, jordens hydrauliska konduktivitet (K) översta metern och släntlängd.

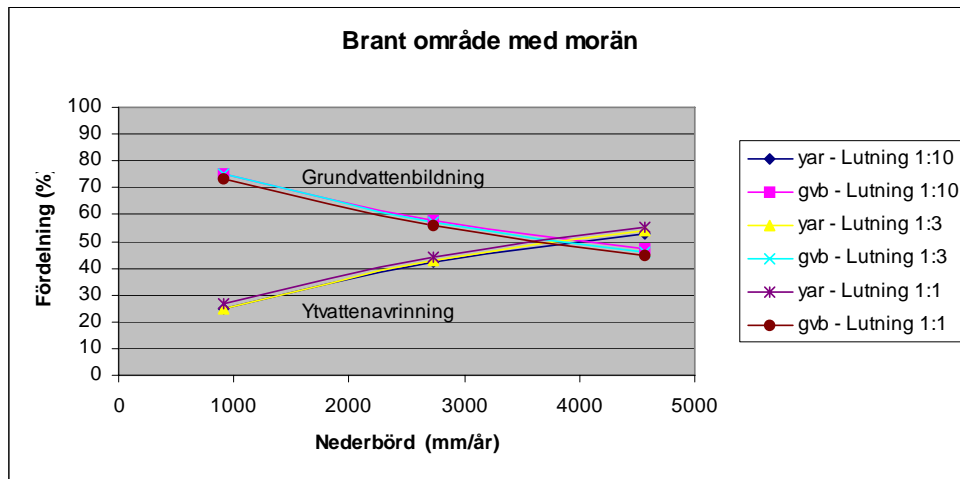
Två fall har beräknats, ett för det brantare partiet och ett för det flackare partiet vid Nolåns dalgång. Vid beräkningar för det brantare partiet har en släntlutning mellan 1:1 och 1:10 antagits med en hydraulisk konduktivitet (genomsläpplighet) som representerar (sandig) morän (K-värde = $5,5 \times 10^{-6}$ m/s), och en släntlängd på 200 m. Vid beräkningar för det flacka partiet har en släntlutning 1:5 till 1:20 antagits med en hydraulisk konduktivitet som representerar lera (K-värde = 10^{-9} m/s), och en släntlängd på 50 m. I figur 7.5 visas resultaten av beräkningar för det flacka området och i figur 7.6 för det branta området.

Av diagrammet i figur 7.5 framgår det att andelen nederbörd som bildar grundvatten minskar med ökad nederbörd, och att andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Grundvattenbildningen ökar något snabbare med ökande nederbördsintensitet för brantare lutning. Fördelningen är stabil från ca 3 000 mm/år med 94 % ytvattenavrinning och 6 % grundvattenbildning.



Figur 7.5 Flackt område. Resultat av beräkningar med stigande nederbörd där "yar" står för ytvattenavrinning och "gvb" står för grundvattenbildning.

Av kurvorna i figur 7.6 framgår det att andelen nederbörd som bildar grundvatten minskar med ökad nederbörd, och att andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Minskningen sker något snabbare för brantare lutning. Förändringen är relativt linjär i intervallet från 915 till 4 570 mm/år och en successiv stabilisering i fördelningen kan tolkas för mycket stora nederbördsintensiteter, ca 60 % ytvattenavrinning och 40 % grundvattenbildning.



Figur 7.6 Brant område. Resultat av beräkningar med stigande nederbörd där "yar" står för ytvattenavrinning och "gvb" står för grundvattenbildning.

Slutsatser

Grundvattenbildningen är betydligt högre vid branta förhållanden (större än ca 40 %) än vid flacka beroende på att jordarten förväntas vara grövre och därmed ha större infiltrationskapacitet.

Vid flacka förhållanden och täta jordar minskar grundvattenbildningen med ökad tillförsel av förorenat släckvatten. Andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Grundvattenbildningen ökar något snabbare med ökande tillrinning för brantare lutning. Resultaten kan tolkas som att vid kraftig översilning stabiliseras ytvattenavrinning till ca 94 % och grundvattenbildningen till ca 6 %.

Vid branta förhållanden med friktionsjord (morän) minskar grundvattenbildningen med ökad tillrinning. Andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Grundvattenbildningen minskar något snabbare för brantare lutning. Vid kraftig tillrinning tenderar tillrinningen att stabiliseras med fördelningen ca 60 % ytvattenavrinning och 40 % grundvattenbildning.

7.6.2 Ansatta brandutsläpp

Indata till koncentrations- och spridningsberäkningar med ytvatten och grundvatten samt i mark bygger på experimentella studier [38, 39]. Bedömningar görs för Nolåns dalgång och baseras på de urval bränder som diskuteras i kapitel 2 och 3 och som redovisats av Lönnermark och Blomqvist avseende brandstorlek och uppmätta halter föroreningar i luft samt släckvatten [38, 39]. Beräkningarna baseras på givna hydrologiska och geologiska förhållanden i Nolåns dalgång och som tidigare beskrivits i avsnitt 2.5. Eftersom ytvattendragen i Nolåns dalgång är relativt stora och en utspädning förväntas vara snabb betraktas även ytterligare två scenarier för att göra en bedömning av vilka halter som kan förekomma i ytvatten vid de typbränder som beaktas i detta projekt.

7.6.3 Släckvatten som direkt hamnar i ytvatten

Ett värsta fall där det kan komma att bli höga halter av vattenföroreningar från brandens släckvatten inträffar om man antar att allt släckvatten hamnar i ett öppet ytvattendrag, och under förutsättning att inte föroreningen på något sätt binds eller tas upp av marken. Från enkla beräkningar genom jämförelse mellan uppmätta halter i släckvattnen och rekommenderade svenska riktvärden för olika typer av vatten kan man ta fram några värsta fall scenarier. Dessa bygger på i vilken utsträckning som utspädning behövs för att komma under riktvärdena.

7.6.4 Släckvattnet

Släckvattnet utgjordes av vatten eller skumvätska. Branden ansattes till ca $50 \times 50 \text{ m}^2$. Volymen släckvatten ansattes för en timmas brand till 15 m^3 och för en dygnsbrand till 300 m^3 . Volymen släckvatten, V , som valdes för beräkningar var 300 m^3 .

Utgångspunkten för val av vilka föroreningar som beaktas i föreliggande fall har varit de uppmätta halter i släckvatten för brand i elektronikskrot samt däckförvaring som finns presenterade av Lönnermark och Blomqvist [38, 39]. I Tabell 7.2 och tabell 7.3 anges de ämnen och de halter av dessa som uppmätts i respektive släckvatten (C är uppmätta halten i släckvattnet). I tabell 7.3 anges svenska riktvärden för vatten och i Tabell 7.4 anges riktvärden för mark.

7.6.5 Brand i bildäck och släckning med vanligt vatten

Tabell 7.3 visar att enligt gällande föreskrifter så behöver släckvattnet vid brand i bildäck spädas endast 15 gånger när man släcker med vanligt vatten för att vattnet skall understiga gällande riktvärden för utvalda ämnen. Detta innebär att det räcker med en damm med helt stillastående, eller på annat sätt utspätt vatten, på ca $65 \text{ m} \times 65 \text{ m}$ (alternativt rund sjö med 72 m diameter) som är 1 m djup för att vattnet i dammen skall vara tjänligt enligt alla riktvärden som anges i Tabell 7.2.

7.6.6 Brand i elektronikskrot och i bildäck med skumsläckning

Brand i elektronikskrot som ger de största mängderna uppmätta föroreningarna i relation till gällande riktvärden enligt Tabell 7.2 och tabell 7.3. Framförallt är halterna av metaller mycket höga. Vid brand i elektronikskrot krävs att släckvattnet hamnar i ett vattendrag som kan späda det 1 100 gånger för att alla ämnen skall uppnå halter som underskrider samtliga svenska riktvärden i Tabell 7.2. Det krävs en utspädning på upp till 30 000 gånger för att det Kanadensiska vattenkriteriet skall vara uppfyllt för samtliga ämnen (tabell 7.3) och för att den nivå som innebär att ökad risk för biologiska effekter inte skall uppnås för något ämne krävs en utspädning på 3 700 gånger vid den studerade branden i elektronikskrot (tabell 7.3).

Tabell 7.2 Uppmätt koncentration i släckvattnet samt svenska vattenriktvärden [80].

Koncentration i släckvatten (mg/L)				Svenska riktvärden (mg/L)			Kanadensiskt vattenkriterium (mg/L)
	Elektronikskrot	Bildäck-Släckning med vatten	Bildäck-Släckning med skum	för förorenat grundvatten vid bensinstationer	baserade på svenska hälsogränsvärden för dricksvatten	Nivå som innebär ökad risk för biologiska effekter	
Toluen	0,009	0,014	0,11	0,06			0,002
Etylbensen	0,007	-	0,026	0,02			
Xylen		-	0,54	0,02			
PAH cancerframkallande	0,034	0,003	0,21	0,0002			
PAH övriga	0,4	0,017	0,44	0,01			
Arsenik	0,02	-			0,05	0,015	0,05
Bly	11	0,03	0,037	0,01	0,01	0,003	0,001
Kadmium	0,3				0,005	0,0003	0,00001
Kobolt	0,034	1	0,77				
Koppar	2,7	0,072	0,075		2	0,009	0,004
Nickel	0,3				0,05	0,045	0,15
Zink	120	20	12			0,06	0,03

För de organiska ämnena ger brand med skumsläckning av bildäck de högsta halterna i släckvattnet (Tabell 7.2). Vid däckbrand med skumsläckning krävs att släckvattnet hamnar i ett vattendrag som kan späda det 1 050 gånger för att alla ämnen skall uppnå halter som underskrider samtliga svenska riktvärden i Tabell 7.2.

Tabell 7.3 Antal gånger släckvattnet behöver spädas för att halterna skall minska till svenska vattenriktvärden [80].

	Svenska riktvärden för förorenat grundvatten vid bensinstationer eller baserade på svenska hälsogränsvärden för dricksvatten			Kanadensiskt vattenkvalitets kriterium	Nivå som innebär ökad risk för biologiska effekter
	Elektronikskrot	Bildäck vatten	Bildäck skum		
				Bildäck skum	
Toluen	0,15	0,233	1,83	55	
Etylbensen	0,35	-	1,3	-	
Xylen	-	-	27	-	
PAH cancerframkallande	170	15	1 050	-	
PAH övriga	40	1,7	44	-	
				Elektronikskrot	
Arsenik	0,4	-		0,4	1,3
Bly	1 100	3,0		11 000	3 700
Kadmium	60	-		30 000	1 000
Koppar	1,35	0,036	0,0375	675	300
Nickel	6	-		2	6,7
Zink	-	-		4000	2000

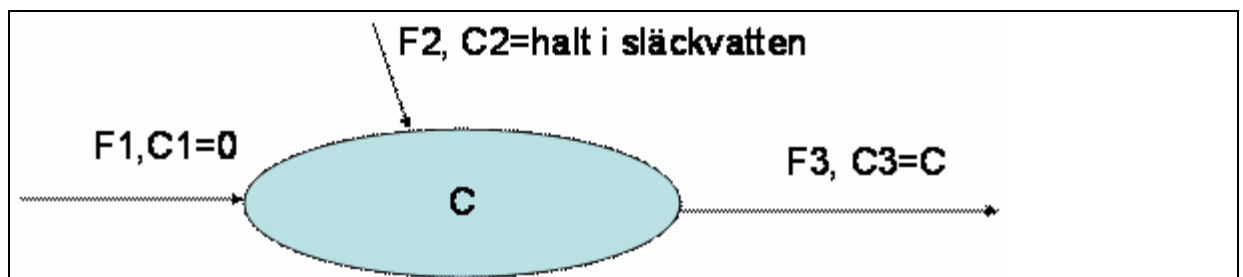
En viktig produkt att ta hänsyn till vid bränder i bildäck är sk pyrolysolja (pyrolytic oil). Den har observerats och vållat stora miljöproblem i samband med flera bränder i bildäck. Ett sådant exempel är branden i en däckdeponi i Westley, Kalifornien, USA (1999) där stora volymer av pyrolysoljan flödade ner för en sluttning och ner i fåran av en bäck [33]. Oljan antändes och denna oljebrand ökade signifikant utsläppen nära marken. Hela branden tog 30 dagar att släcka. Det anges att ett vanligt personbilsdäck vid brand ger upphov till ungefär 7,6 L (2 US gallons) pyrolysolja.

Ett annat exempel är en brand i däckdeponi i Hagersville, Ontario, Kanada (1990) [30]. Denna brand pågick i 17 dagar och involverade 460 brandmän. Det producerades mycket pyrolysolja vid denna brand. Ungefär 700 m³ olja samlades upp när branden var släckt och ungefär lika mycket förorenat vatten.

I samband med brandförsöken inom det aktuella projektet observerades att smält däck droppade och i något fall bildade en liten pölbrand. Några större mängder pyrolysolja observerades emellertid inte. Det kan bero på den experimentella uppställningen, men förmodligen beror det på att däcken var placerade på ett sådant sätt att eventuell pyrolysolja samlades och brann upp. Därför ingår inte pyrolysolja i analyserna nedan, men pyrolysoljan måste inkluderas när riskerna med en brand i bildäck analyseras och diskuteras.

7.6.7 Utspädning av släckvatten

När släckvattnet når ett ytvatten kan detta schematiskt beskrivas med figur 7.7.



Figur 7.7 Schematisk beskrivning av flöden till och från ett avgränsat vattendrag (blå oval) där föroreningshalten vid en viss tidpunkt är C.

Den blå ovala formen beskriver ett avgränsat vattendrag. Detta kan vara en sjö, en damm eller avgränsad del av flödande vatten såsom en bäck, å eller älv (i dessa senare fall är avgränsningen precis vid det område till vilket släckvattnet når vattendraget). Beräkningar av föroreningshalter har gjorts för ett sådant vattendrag under olika förutsättningar. Nedan presenteras resultaten av beräkningarna och för mer detaljer hänvisas istället till delrapporten av Rosén m fl [81].

7.6.8 Under branden

Stillastående vattensamling

Om det inte sker något till- eller frånflöde i den aktuella vattensamlingen, kommer halten att öka med tiden för branden och den högsta halten fås vid släckningens slut. För att få en utspädning på 1 000 gånger, d v s för att klara riktvärdet för grundvatten enligt tabell 7.3, krävs att vattensamlingen har en volym av 300 000 m³. Denna kan t ex utgöras av en sjö eller damm som är 2 m djup och 390 × 390 m², alternativt en rund sjö med en radie på knappt 220 m. För att få en utspädning så att inga ämnen förekommer i halter som ger någon förväntad negativ inverkan på biologiska system och de kanadensiska vattenkvalitetskriterierna inte överskrids krävs en utspädning på ca 30 000 gånger enligt Tabell 7.4. Detta kan motsvaras av en vattensamling, t ex en sjö, som är 4 m djup och 1 500 × 1 500 m² (eller en radie på 850 m vid 4 meters djup). Att anta en helt stillastående vattensamling under längre tid är dock inte särskilt troligt utan mer sannolikt är att det sker ett visst utbyte, och därmed utspädning, av vattenmassorna.

Vattendrag eller sjö med aktivt in- och utflöde.

Om det istället är ett vattendrag med visst genomflöde så gäller att släckvattnet som når det aktuella vattendraget hela tiden späds ut.

Exempel Nolån

Om det flödande vattendraget antas vara Nolån själv så varierar årsmedelvattenföringen mellan 2,5-6 m³/s [82]. Om man antar att Nolån är ca 6 m bred, 0,2 m djup och om man utgår från ett flöde i Nolån på 3 m³/s (motsvarar 259 200 m³/dygn) så är koncentrationen i det avgränsade området vid släckningens slut, d v s efter 24 timmar endast en tusendel av den halt som från början fanns i släckvattnet. Detta innebär att redan direkt efter släckningen har en utspädning skett som ger en halt som är ca 1 000 gånger lägre än uppmätta halter och de svenska riktlinjerna (tabell 7.3) är därmed redan uppfyllda. Efter att branden är slut kommer även en fortsatt utspädning ske.

Exempel mindre vattendrag

För mindre vattendrag är ett rimligare antagande av flödes hastighet ca 0,5 m/s och att vattendragets frontyta är 0,6 m², t ex ca 3 m brett och 0,2 m djupt (eller 1,5 m brett och 0,4 m djupt). Detta ger ett flöde motsvarande 25 920 m³/dygn. Halten vid brandens slut i detta vattendrag blir istället drygt 1/100 av den halt som uppmätts i släckvattnet och fortsatt utspädning krävs för att alla föroreningar skall föreligga i halter under samtliga givna svenska riktvärden i tabell 7.3. Efter branden sker ingen tillförsel av förorening och, under i övrigt samma ansatser, sker endast ett utflöde av föroreningen från det avgränsade vattendraget och därmed en utspädning av föroreningshalten. Beräkningar visar att redan efter en minut har halten minskat till ca 6 tusendelar av halten i släckvattnet och redan efter 10 minuter har man fått en utspädning som är större 30 000 gånger. Det vill säga utspädningen för att uppnå halter som understiger samtliga riktvärden för samtliga ämnen går mycket snabbt även för detta vattendrag med ett mindre flöde.

Under vindstilla väderleksförhållanden med ihållande kraftigt regn och med dålig omblandning i luften kan även deposition från brandplymen bli aktuell. Det är framförallt depositionen av PAH som kan förväntas överstiga gällande riktvärden och för det scenario som beaktats här kan en utspädning på knappt 23 gånger krävas för att halten skall vara lägre än gällande riktvärden. Detta kan ske genom en omblandning i en sjö som är 2,3 m djup eller genom utspädning i ett rörligt vattendrag.

7.6.9 Slutsatser

Från dessa enkla exempel framgår att halterna i ytvatten från släckvatten endast i undantagsfall kommer att vara så höga att riktvärden överskrids och framförallt inte under en längre period. Vidare gäller dessa beräkningar under förutsättning att föroreningarna inte binds i mark eller sediment. När föroreningar binds kommer vattenhalterna av dessa att minska betydligt snabbare.

Höga halter bly och koppar vid elektronikbrand respektive höga halter PAH vid däckbrand (skum) kräver utspädning upp till 1 100 gånger för att klara gällande riktvärden. Även om allt släckvattnet hamnar i en stillastående vattensamling, t ex damm eller sjö, så krävs inte att detta är så stort utan det räcker med t ex en två meter djup knappt $500 \times 500 \text{ m}^2$ damm som är helt stillastående. Om det finns ett vattenflöde sker en utspädning och är vattendraget Nolån kan man räkna med att denna utspädning sker redan under släckningsarbetet. Vidare är någon form av transport där föroreningarna samtidigt binds till markytan att förvänta och att föroreningarna binds även till denna.

7.7 Föroreningstransport av vattentrogen förorening

För att bedöma föroreningshalter i marken krävs kännedom om storleken på källan och halten av förorening i denna. Vidare krävs kännedom om föroreningarnas toxicitet och hur de beter sig då de når marken. Föroreningens beteende och dess toxicitet beror, utöver totala mängden förorening, på föroreningens egenskaper och markförhållandena i det aktuella området men också t ex källans övriga egenskaper.

Tabell 7.4 Föroreningar som uppmätts i släckvattnet enligt Lönnermark och Blomkvist [38, 39] samt beräknade halter i marken för vattentrogen substans under antagande att föroreningen sprids och fördelas jämnt med vätskan och att vätskan upptar en minsta volym i marken motsvarande 300 m³ av markens porvolym och en yta på 50×50 m². I tabellen anges också svenska riktvärden för halter i förorenad mark [80].

	Brand med el- och elektronikskrot.				Brand bildäck						
	C ^a (mg/L)	Maximal koncentration i mark (mg/kg TS), mättad zon			C ^a (mg/L)	Maximal koncentration i mark (mg/kg TS), mättad zon ^c		C ^a (mg/L)	Maximal koncentration i mark (mg/kg TS), mättad zon ^c		Riktvärde för förorenad mark (mg/kg TS)
		Sand	Grus	Morän		Sand/Grus	Morän		Sand/Grus	Morän	
Ämne/Djup ^b		0,6 m	0,6 m	2,4 m		0,6 m	2,4 m		0,6 m	2,4 m	
Toluen	0,009	0,0011	0,0011	0,0003	0,014	0,0018	0,0004	0,11	0,0138	0,0031	10
Etylbensen	0,007	0,0009	0,0009	0,0002	-			0,026	0,0033	0,0007	12
Xylen					-			0,54	0,0675	0,0150	15
PAH canc.	0,034	0,0043	0,0043	0,0009	0,003	0,0004	0,0001	0,21	0,0263	0,0058	0,3
PAH övriga	0,4	0,0500	0,0500	0,0111	0,017	0,0021	0,0005	0,44	0,0550	0,0122	20
Arsenik	0,02	0,0025	0,0025	0,0006	-						15
Bly	11	1,375	1,375	0,3056	0,03	0,0038	0,0008	0,037	0,0046	0,0010	80
Kadmium	0,3	0,0375	0,0375	0,0083							0,4
Kobolt	0,034	0,0043	0,0043	0,0009	1	0,1250	0,0278	0,77	0,0963	0,0214	30
Koppar	2,7	0,3375	0,3375	0,0750	0,072	0,0090	0,0020	0,075	0,0094	0,0021	100
Nickel	0,3	0,0375	0,0375	0,0083							25
Zink	120	15,00	15,00	3,333	20	2,500	0,5556	12	1,500	0,3333	350

a) C är den maximala halten i porvattnet, vilket är densamma som uppmätt halt i släckvatten.

b) Djupet beräknat från $V/(50 \cdot 50) \cdot \text{porositeten}$ för aktuell mark. Porositeten baseras på väntevärde från litteratur [83, 84]. Porositet sand och grus 0,2, morän 0,05.

c) Densiteten som använts vid beräkning är 1,6 för sand och grus, 1,8 för morän [85].

Källan är i föreliggande fall släckvattnet som kan utgöras av rent vatten eller skum. Storleken på källan är således volymen släckvatten som använts. För att bestämma föroreningshalter i marken krävs två steg.

Steg 1. Det första steget är att bestämma aktuella föroreningar samt att beräkna halten av dessa föroreningar i den plym som bildas på marken av släckvattnet vid själva branden. Denna halt är initialhalten C_i^0 , dvs halten i marken av förorening i vid tiden $t=0$.

Steg 2. Därefter kan halten av respektive förorening till följd av utspädning och transport beräknas. Denna haltberäkning kan göras dels vid själva källan dels på olika avstånd från källan och beräkningar görs vid en eller flera tidpunkter efter brandtillfället.

Här har antagits att halten i markvattnet direkt efter branden är densamma som i släckvattnet och att markytan som träffas är mycket avgränsad ($50 \times 50 \text{ m}^2$) och att volymen förorenat släckvatten är 300 m³. I Tabell 7.4 anges de halter som under dessa förutsättningar föreligger i marken om släckvattnet

sprids endast i det övre lagrets porer och föroreningarna kvarstår i släckvattnet. I tabellen anges också gällande svenska riktvärden [80]. De flesta riktvärden, eller jämförelsevärden, är baserade på den metodik man använder för haltbestämning på laboratoriet. Vid halter i mark redovisar man föroreningsmängden per mängd torrsubstans i provet, och halten av förorening anges som mängd förorening per mängd torrsubstans. För mer detaljer kring beräkningarna hänvisas till delrapporten av Rosén m fl [81].

Spridning i marken

För att beräkna halten av en förorening i marken vid en viss tidpunkt efter utsläppet, d v s en viss tid efter branden släckts, används Bioscreen[®], en analytisk transportmodell [86] med vilken man kan beräkna/studera advektion, dispersion och adsorption. Modellen beskrivs mer, men kortfattat i delrapporten av Rosén m fl [81]. Beräkningar har utförts för ett urval förhållanden som tillsammans kan ge en bild av spridningsförutsättningar som kan förekomma i Nolåns dalgång samt även är normalt förekommande på flera platser i Sverige. De ingående parametrarna som antagits finns i tabell 7.5 och Tabell 7.6. I Tabell 7.6, figur 7.8 och i beskrivande text används enheten fot. Anledningen till detta är att det amerikanska spridningsberäkningsprogrammet räknar i fot och ritar grafer med fot som enhet.

Tabell 7.5 Föreslagna värden på hydraulisk konduktivitet.

	Hydraulisk konduktivitet (m/s)		
	Förslag enligt Bioscreen [®] , 1996	Väntevärde / förslag svenska förhållanden	Referens
Lera	$<1 \times 10^{-8}$	$1 \times 10^{-12} - 1 \times 10^{-8}$	Bengtsson, 1996 [83], Grip, 1985 [87]
Silt	$1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-9} - 1 \times 10^{-6}$	Bengtsson, 1996 [83], Grip, 1985 [87]
Siltig sand	$1 \times 10^{-7} - 1 \times 10^{-3}$		
Ren sand	$1 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-2}$	1×10^{-5}	Bengtsson, 1996 [83]
Morän		1×10^{-6}	Bengtsson, 1996 [83]
Isälvsmaterial		1×10^{-3}	Bengtsson, 1996 [83]
Grus	$>1 \times 10^{-2}$	1×10^{-2}	Bengtsson, 1996 [83]

Med utgångspunkt från uträknad halt av föroreningen i källzonen precis efter brandtillfället, totala tillgängliga föroreningsmängden, källtjockleken samt ansatta hydrauliska parametrar (Tabell 7.6). har föroreningshalten beräknats vid källzonen samt på olika avstånd från källan vid olika tidpunkter efter brandtillfället (utsläppstillfället). Detta har gjorts under antagandet om att föroreningen är en helt vattentrogen substans.

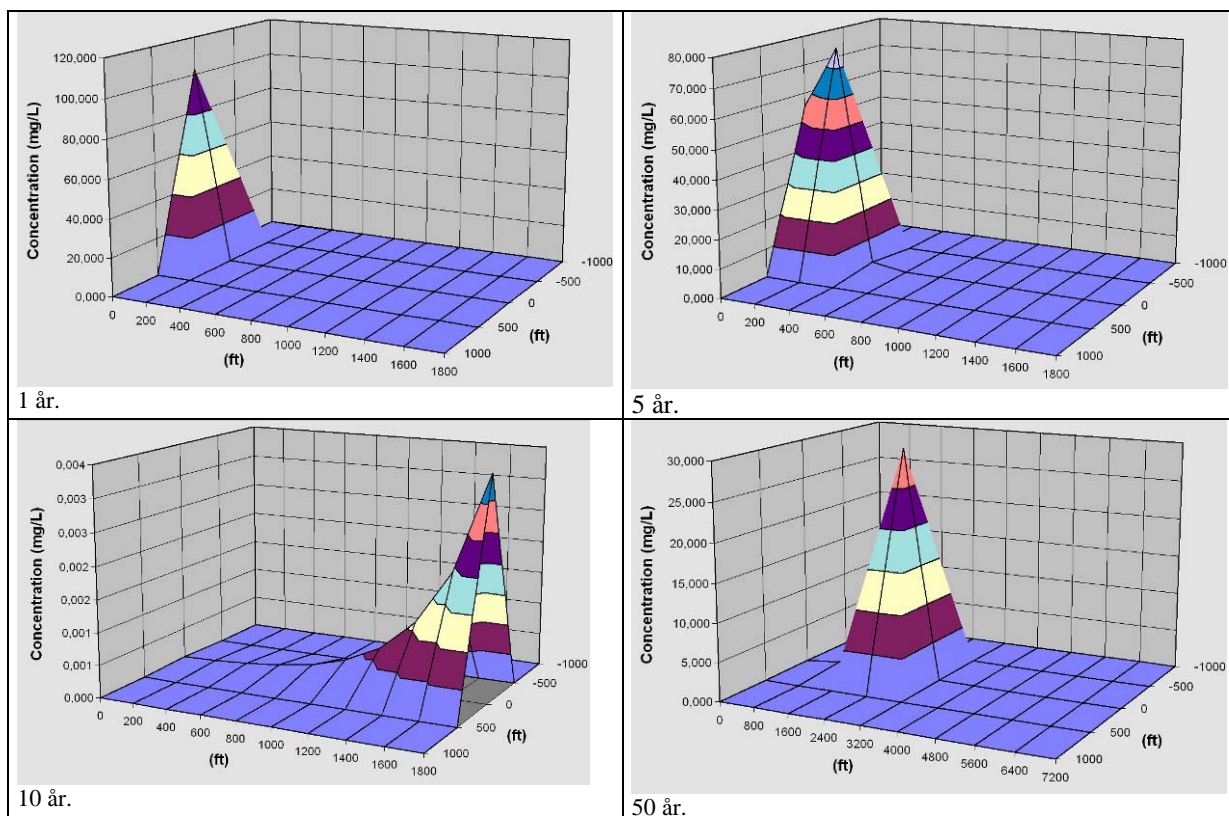
Tabell 7.6 Värden som använts för beräkningar med Bioscreen®.

	Markförutsättningar			
Källtjocklek (m)	0,6 m (sand)	0,6 m (grus)	2,4 m (morän)	0,6 m (isälvsmaterial)
Porositet, n	0,2	0,2	0,05	0,25
Hydraulisk konduktivitet, K, (m/s)	1×10^{-5}	1×10^{-2}	1×10^{-6}	1×10^{-3}

Beräknat grundvattenflöde för olika gradienter och hydraulisk konduktivitet. $K \times i/n$ (m/s)

	K (m/s)	i=0,01	i=0,001	i=0,0005	i=0,0003	i=0,0001	
Sand	1×10^{-5}	$5,0 \times 10^{-7}$	$5,0 \times 10^{-8}$	$2,5 \times 10^{-8}$	$1,5 \times 10^{-8}$	$5,0 \times 10^{-9}$	
Grus	1×10^{-2}	$5,0 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-6}$	
Isälvsmaterial	1×10^{-3}	4×10^{-5}	$4,0 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-6}$	$4,0 \times 10^{-7}$	
Morän	1×10^{-6}	$2,0 \times 10^{-7}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$1,0 \times 10^{-8}$	$6,0 \times 10^{-9}$	$2,0 \times 10^{-9}$	
Motsvarar grundvattenflöde (fot per år)							
Sand	1×10^{-5}	51,6	5,2	2,6	1,5	0,5	
Grus	1×10^{-2}	51 591	5 159	2 580	1 548	516	
Isälvsmaterial	1×10^{-3}	4 127	413	206	124	41	
Morän	1×10^{-6}	20,6	2,1	1,0	0,6 / 0,6	0,2	
Färgkod för flöde ^{a)} (fot per år)		5 000	500	50	20	1	0,5

a) Färgen anger vilka markförhållanden som kan anses vara direkt relevanta för detta grundvattenflöde. Ex: 500 fot/år motsvaras av isälvsmaterial med gradienten 0,001 eller grus med gradienten 0,0001.



Figur 7.8 Beräknad föroreningsplym i släckvattnet (grundvatten) med Bioscreen® för grundvattenflödet 50 fot/år. Observera skalförändringen i delfigur 4. Strömningshastigheten är beroende av aktuell jordart och gradient enligt Tabell 7.6.

Resultaten redovisas för zink, det ämne med högst uppmätta halt i släckvattnet, under några olika förhållanden i figur 7.8.

Tabell 7.7 Beräkningsresultat med Bioscreen® för ett urval grundvattenflöden under ansatsen att föroreningen är helt vattentrogen, d v s $K_d = 0$.

Grundvattenflöde (ft / år):		0,5		1		20		50		500		5 000	
Ämne		Mängd kvar i källzon, m (kg), samt beräknad max koncentration, C _x (mg/L) ^{a)}											
		m	C _x	m	C _x	m	C _x	m	C _x	m	C _x	m	C _x
Zink		kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L
Total tillgänglig mängd	Tid = 0	36		36		36		36		36		36	
Uppmätt koncentration i släckvattnet och därmed maximal koncentration i porvattnet	Tid = 0		120×10 ³		120×10 ³		120×10 ³		120×10 ³		120×10 ³		120×10 ³
	Tid (år)												
	1	36	120	36	120	34	113	31	103	8	67	0	22 ^{b)}
	5	36	119	35	118	26	88	17	77	0	30 ^{c)}	-	-
	10	35	118	35	116	20	65	8	67	-	22 ^{b)}	-	-
	50	33	111	31	103	1,6	46	0	30 ^{c)}	-	-	-	-
	100	31	103	26	88	0,1	33	-	22 ^{b)}	-	-	-	-
	1000	8	67	1,6	46	0	12 ^{d)}	-	-	-	-	-	-

a) Maximal koncentration anger plymens högsta halt oavsett avstånd från källzonen.

b) ca 5 000 fot från källzonen.

c) ca 2 500 fot från källzonen.

d) ca 2 000 fot från källzonen.

7.7.1 Resultat för vattentrogen förorening

Som framgår av figur 7.8 beror den beräknade koncentrationen i porvattnet av en vattentrogen förorening på grundvattenflödet. Vid höga flödes hastigheter fås en snabb spridning och samtida utspädning. Självklart fås vid låg flödes hastighet ingen utspädning och spridning.

Vid låg flödes hastighet, kring 1 fot per år eller lägre, kommer koncentrationen i källzonen att föreligga i samma storleksordning och föroreningen kommer att finnas ansamlad i den ursprungliga källzonen i hundratals år. Detta innebär att föroreningen kommer att ligga koncentrerad över, eller precis vid grundvattenytan, vid själva brandplatsen och i ett skikt med en tjocklek på någon till några decimeter. Dessa förutsättningar gäller för en brand i ett område som huvudsakligen utgörs av sand och morän med låg grundvattengradient ($i < 0,001$). Under de förhållanden som ansatts här kommer föroreningskoncentrationen aldrig att nå upp till några gällande riktvärden för känslig markanvändning utan föreligger i porvattnet med de högsta koncentrationer som anges i Tabell 7.4i hundratals år.

Vid medelhögt flöde, såsom 20 och 50 fot per år, vilket gäller för morän med en gradient på 0,01, sand med en grundvattengradient på 0,01 eller lägre och isälvmaterial med en gradient på 0,0001, halveras koncentrationen i plymen efter 10 år (figur 7.8). Plymen har också flyttat sig i förhållande till

brandplatsen och det sker en utspridning av föroreningsplymen (figur 7.8). Under gällande förhållanden leder det till att säkerhetsnivån ökar i förhållande till gällande riktvärden men det sker också en samtida spridning av föroreningen inom dalgången.

För höga flöden, som här återges av grundvattenhastigheter på 500 och 5 000 fot per år, vilka förekommer i områden med grus och isälvsmaterial, sker en snabb borttransport, spridning och utspädning av föroreningen (figur 7.8). Redan inom ett år har föroreningshalten halverats såväl i källzon som i föroreningsplymen (tabell 7.7). Den snabba utspädningen gör att föroreningen trots en stor spridning kommer att återfinnas i betydligt lägre halter än i vad som uppmätts i släckvattnet.

Antagandet att de föroreningar som uppmätts i släckvattnet är helt vattentrogna, och följer grundvattenflödet, är dock felaktigt. Det finns mycket få ämnen som kan anses som helt vattentrogna. Ett ämne som brukar klassas som sådant är kloridjonen men inte heller denna följer helt med grundvattenflödet under alla förhållanden (t ex Appelo & Postma [84]).

7.8 Föroreningstransport av icke vattentrogen förorening

De flesta, i princip alla, föroreningar sprids alltså med en annan hastighet än grundvattenflödet. Flertalet föroreningar rör sig långsammare än grundvattenflödet, de retarderas. Retardationen beror framförallt på sorption (adsorption och absorption) på jordpartiklarna men kan också bero på t ex utfällning. Hur stor retardationen är beror på olika markförutsättningar och ämnet i sig. Markförhållanden påverkar dels i vilken form föroreningen förekommer dels vilka ytor som finns tillgängliga för adsorption o s v.

Vid beräkningar anges retardationen till följd av adsorption som en retardationsfaktor, R , vilken beskriver hur mycket långsammare ett ämne rör sig jämfört med vattnet. R beräknas från fördelningskoefficienten, K_d :

$$R = 1 + K_d$$

Fördelningskoefficienten, K_d , anger förhållandet mellan mängden adsorberad kontra löst substans. K_d är alltså mängd adsorberad substans (given som mg/L porvatten) per mängd löst substans (given som mg/L porvatten). K_d -värdet gäller egentligen för en specifik förekomstform av ett ämne i vatten och ett specifikt fast material, t ex en jordart eller ett mineral [77, 84].

7.8.1 Halt i marken med hänsyn till sorption

Med utgångspunkt från totalt tillgänglig halt, K_d -värden samt markförhållanden som förekommer i Nolåns dalgång har halter beräknats för olika antaganden om djup som föroreningen kan ha spridit sig (d v s källzonens tjocklek). De halter som beräknats i sand/grus samt morän under dessa förutsättningar finns angivna i tabell 7.8 för metaller och i tabell 7.9 för organiska föroreningar.

Tabell 7.8 Beräknade metallhalter i marken för olika markförhållanden och tjocklek på källzonen (föroreningsdjup) för de tre brandtyper som beaktats. I tabellen anges också svenska riktvärden för halter i förorenad mark [80].

	Koncentration i marken (mg/kg TS)													Rikt- värde
	Brand i elektronikskrot													
	Sand/grus						Morän							
Djup	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	2,5 m	
Arsenik	0,300	0,150	0,030	0,015	0,0025	0,0015	0,267	0,133	0,027	0,013	0,0022	0,0013	0,00053	15
Bly	165	82,5	16,5	8,25	1,37	0,825	147	73,3	14,7	7,33	1,22	0,733	0,293	80
Kadmium	4,49	2,25	0,449	0,225	0,0375	0,0225	4,00	2,00	0,400	0,200	0,0333	0,0200	0,0080	0,4
Kobolt	0,509	0,255	0,0509	0,0255	0,0042	0,0025	0,453	0,227	0,045	0,023	0,0038	0,0023	0,00091	30
Koppar	40,5	20,2	4,05	2,02	0,337	0,202	36,0	18,0	3,60	1,80	0,300	0,180	0,0720	100
Nickel	4,50	2,25	0,450	0,225	0,038	0,0225	4,00	2,00	0,400	0,200	0,0333	0,0200	0,0080	35
Zink	1799	899	180	89,9	15,0	8,99	1600	800	160	80,0	13,3	8,00	3,20	350
	Däcksbrand släcks med vatten													
Bly	0,450	0,225	0,0450	0,0225	0,0038	0,0022	0,400	0,200	0,040	0,020	0,0033	0,002	0,0008	80
Kobolt	15,0	7,49	1,50	0,749	0,125	0,0749	13,3	6,66	1,33	0,666	0,111	0,0666	0,0267	30
Koppar	1,08	0,540	0,108	0,0540	0,0090	0,0054	0,960	0,480	0,096	0,048	0,008	0,0048	0,00192	100
Zink	300	150	30,0	15,0	2,50	1,499	267	133	26,7	13,3	2,22	1,33	0,533	350
	Däcksbrand släckt med skum													
Bly	0,555	0,277	0,0555	0,0277	0,0046	0,0028	0,493	0,247	0,049	0,025	0,0041	0,0025	0,00099	80
Kobolt	11,5	5,77	1,15	0,577	0,0961	0,0577	10,3	5,13	1,03	0,513	0,0855	0,0513	0,0205	30
Koppar	1,12	0,562	0,112	0,0562	0,0094	0,0056	1,00	0,500	0,100	0,050	0,0083	0,005	0,002	100
Zink	180	89,9	18,0	8,99	1,50	0,899	160	80,0	16,0	8,00	1,33	0,800	0,320	350

Skuggade celler anger halter som är >1/10 av KM-värdet.

Som framgår av tabell 7.8 kommer flera av de uppmätta föroreningarna att bindas i marken. Vid däckbrand kommer, om man förutsätter att jämvikten inställer sig snabbt och att föroreningen därmed befinner sig ansamlad de översta 0,5 – 5 cm vid markytan på brandplatsen, halten av kobolt och zink att överstiga en tiondel av riktvärdet. Halten av zink kommer, om föroreningen inte sprids utan ansamlas på markytan (1 cm djup), att överskrida det svenska riktvärdet. Detta innebär att inom ett mycket avgränsat område (det område där släckningen skett) kommer marken att ha ett ytskikt med en zinkhalt som överskrider det svenska riktvärdet men i övrigt kommer marken inte att vara påverkad av metallföroreningar i nivåer som kan anses orsaka negativa hälso- eller miljöeffekter (givet att riktvärdena rätt anger dessa nivåer).

Vid brand i elektronikskrot kommer bly, kadmium, koppar, nickel och zink att överskrida riktvärdet om man antar att ansamling, och därmed ingen fortsatt spridning, sker till ett djup av ca 10 cm. Baserat på beräkningar för vattentrogen ämne (tabell 7.9) kommer dessa halter med stor sannolikhet att föreligga höga under lång tid under de flesta markförutsättningar. Spridningen av ämnen kommer inte att beräknas med Bioscreen[®] eftersom redan de beräkningar som gjorts för vattentrogen förorening tyder på att spridning och utspädning är liten. Om spridning trots allt sker kommer en utspädning till under gällande riktvärde att ske. Beräkningarna pekar således på att marken i det område där släckningen gjorts kan ha höga halter

förorening i det översta marklagret. Dock sker ingen spridning, alternativt kommer utspädningen att innebära att inga negativa hälso- eller miljöeffekter kan förväntas till följd av metallföroreningar för de typer av bränder som beaktats här.

Tabell 7.9 Beräknade halter av organiska föroreningar i marken för olika marktyper och tjocklek på källzonen (föroreningsdjup) för de tre brandtyper som beaktats. I tabellen anges också svenska riktvärden för halter i förorenad mark enligt Naturvårdsverket [80].

Brand i elektronikskrot															
	Morän							Sand/grus							
	Cjord (mg/kg TS)														
	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	2,5 m	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	2,5 m	Riktvärde (mg/kg TS)
Toluen	0,12	0,06	0,01	0,01	0,001	6×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	0,13	0,06	0,01	0,01	0,001	6×10 ⁻⁴	3×10 ⁻⁴	10
Etylbensen	0,09	0,05	0,01	0,005	8×10 ⁻⁴	5×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	0,10	0,05	0,01	0,01	8×10 ⁻⁴	5×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	12
PAH canc.	0,45	0,23	0,05	0,02	0,004	0,002	9×10 ⁻⁴	0,51	0,25	0,05	0,03	0,004	0,003	0,001	0,3
PAH övr.	5,33	2,67	0,53	0,27	0,04	0,03	0,01	5,99	2,99	0,60	0,30	0,05	0,03	0,01	20
Däcksbrand släckt med vatten															
Toluen	0,19	0,09	0,02	0,01	0,002	9×10 ⁻⁴	4×10 ⁻⁴	0,20	0,10	0,02	0,01	0,002	0,001	4×10 ⁻⁴	10
PAH canc.	0,04	0,02	0,004	0,002	3×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	8×10 ⁻⁵	0,04	0,02	0,004	0,002	4×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	9×10 ⁻⁵	0,3
PAH övr.	0,23	0,11	0,02	0,01	0,002	0,001	5×10 ⁻⁴	0,25	0,13	0,03	0,01	0,002	0,001	5×10 ⁻⁴	20
Däcksbrand släckt med skum															
Toluen	1,46	0,73	0,15	0,07	0,01	0,01	0,003	1,53	0,77	0,15	0,08	0,01	0,01	0,00	10
Etylbensen	0,35	0,17	0,03	0,02	0,00	0,00	7×10 ⁻⁴	0,38	0,19	0,04	0,02	0,003	0,002	8×10 ⁻⁴	12
Xylen	7,17	3,59	0,72	0,36	0,06	0,04	0,01	7,73	3,87	0,77	0,39	0,06	0,04	0,02	15
PAHcanc.	2,80	1,40	0,28	0,14	0,02	0,01	0,01	3,15	1,57	0,31	0,16	0,03	0,02	0,01	0,3
PAH övr.	5,87	2,93	0,59	0,29	0,05	0,03	0,01	6,58	3,29	0,66	0,33	0,05	0,03	0,01	20

Skuggade celler anger halter som är >1/10 av KM-värdet.

Från tabell 7.9 framgår att de flyktiga föroreningarna (toluen, xylen, etylbensen) inte förekommer i halter som överskrider de svenska riktvärdena för förorenad mark oavsett markförhållande eller föroreningsdjup som beaktas. Toluen och xylen kan dock förekomma i halter som uppgår till mer än en tiondel av föreskrivna riktvärden. Detta gäller dock bara om de fastläggs helt i det mycket ytnära skiktet. Dessa ämnen är flyktiga vilket innebär att de i de ytnära markskikten förväntas avgå till luft. De ekologiska och toxikologiska riskerna med dessa föreningar är således framförallt luftrelaterade och behandlas därför inte mer här.

De tyngre föreningarna, d v s PAH, såväl de cancerframkallande som övriga uppmätta, förekommer dock i höga halter såväl i grus som i morän. Det är framförallt under förhållanden då de till följd av sitt höga Kd-värde och låg porositet i marken kan förväntas föreligga endast i det övre markskiktet d v s om de föreligger endast på ytan ned till några centimeters djup. Liksom för de metaller som når höga halter under liknande förutsättningar kan en spridning och utspädning inte förväntas. Föroreningarna kan förväntas nå höga halter i de ytliga markskikten inom det område där släckning pågått men i övrigt ger de inga negativa hälso- eller miljöeffekter.

För samtliga uppmätta föroreningar så gäller förväntad låg fortsatt spridning.

7.8.2 Skumbaserat släckvatten

Som framgår av Tabell 7.4, tabell 7.8 och tabell 7.9 förekommer vissa ämnen (kobolt och PAH) i högre halter i släckvatten med skum än i vatten. Eftersom jämvikt med stor sannolikhet inte alltid hinner inställa sig vid transporten med släckvattnet kan man förvänta sig att de Kd-värden som föreslås i den modell som används för platsspecifika riktvärden inte alltid gäller [88], d v s jämvikten hinner inte inställa sig så snabbt som vattnet rör sig. Dessa ämnen kommer sannolikt att följa släckvattnet betydligt längre ned i marken och fördelas mer jämnt mellan vätska och fast fas än vad som framgår av Kd-värden enligt Naturvårdsverket [88]. Dessa ämnen kommer därför att förekomma mer spridda men också i lägre halter än vad som anges i tabell 7.8 och tabell 7.9.

7.8.3 Deposition av brandplym på mark

Under väderleksförhållande, som ger upphov till uttalad deposition, d v s en brand som sker under väderleksförhållanden med kraftigt ihållande regn, låga vindhastigheter och även i övrigt dåliga omblandningsförhållanden i luften [59]. Så kommer viss mängd föroreningen från brandplymen att ansamlas på marken. Som framgår av tabell 7.9 kommer halterna av metaller för det aktuella fallet inte att överskrida gällande riktvärde om man beräknar dess koncentration även för ett ganska tunt markskikt (någon centimeter) och i det fall där ingen annan utspädning sker. För cancerframkallande PAH är halten dock något högre än gällande svenska riktvärden och om ansamling sker på markytan eller i ett koncentrerat skikt med ca 1 centimeters djup kommer halten att vara upp till 1,5 gånger högre än gällande riktvärde i området nära brandhärden (ca 500 m omkrets). Depositionen avtar med avståndet från branden vilket innebär att de cancerframkallande PAH inte kommer att överskridas på ett avstånd av ca 3 km även under dessa väderleksförhållanden och när endast det översta marklagret på endast en centimeter beaktas.

Vid brand under de aktuella väderleksförhållandena kan man dock förvänta sig att markkoncentrationen av cancerframkallande PAH blir så hög att användningen av marken inom området inte är lämplig för t ex mindre barn att vistas på och med tanke på den låga markmobiliteten av PAH kommer det att föreligga tämligen koncentrerat i ett övre marklager under lång tid efter brandtillfället. De översta skikten kan behöva saneras eller brandområdet stängas och om marken inte saneras direkt efter branden bör en uppföljning av naturlig självrening beaktas så att användningen kanske inte behöver vara begränsad under någon längre tid.

Liksom även tidigare påpekats kommer depositionen under de flesta väderleksförhållanden att vara betydligt lägre än vad som framgår av tabell 7.10. Vid tillfällen utan nederbörd är den ca 1 000 gånger lägre och därmed är markdepositionen inte av betydelse för hälsa eller miljö.

Tabell 7.10 Beräknade mängder av ett urval ämnen [39, 59] som vid stor däckbrand, vid kraftig ihållande nederbörd, låg vindstyrka samt dåliga omblandningsförhållanden i luften kan deponeras på mark från brandplymen. Mängden cancerframkallande PAH är baserad på modellberäknade PAH halter i brandpartikel samt den PAH fördelning som anges av Lönnermark och Blomqvist [39].

	Deponerad mängd(mg/kg partikel)	Motsvaras i deponerad mängd på markyta (mg/m ²)	Riktvärde (mg/kg TS) [80]	Spädningsbehov för att halten skall understiga gällande riktvärde om förorening förekommer i översta cm av jordlagret [80]
As	0,65	0,00065	15	0,000004
Cd	4	0,004	0,4	0,001
Co	19	0,019	30	0,00007
Cu	14	0,014	100	0,00002
Ni	120	0,12	35	0,0004
Pb	24	0,023	80	0,00003
Zn	3 900	3,9	350	0,001
PAHc	4 571	4,57	0,3	1,5

7.9 Diskussion

De beräkningar som utförts här visar att under de flesta betingelser som beaktats kommer föroreningshalter som beror av branden att bli låga redan på relativt korta avstånd från brandområdet. Höga halter av vissa föroreningar kan dock förväntas mycket lokalt vid brandplatsen i dalgången. De höga halterna kan dels uppkomma lokalt till följd av ämnen som följer med släckvattnet men också under tillfällen med mycket dålig luftomblandning samt ihållande kraftigt regn. För persistenta organiska miljöföroreningar (POPs) som dioxiner m fl är det emellertid inte främst kortvarigt uppträdande halter i olika media som är av betydelse. För stabila ämnen som kan bioackumuleras bör även de totalt bildade och spridda mängderna vägas in i analysen då exponeringen för sådana ämnen vanligen domineras av den som sker via föda snarare än direkt exponering via omgivande medium.

Med de förutsättningar som antagits och de beräkningar som utförts kommer markytan, som påverkas av föroreningar från släckvattnet, att vara mycket liten och beror på hur släckvattnet sprids. Om det sker en filtrering till underliggande mark kommer halterna av olika föroreningar att kunna bli höga på den markyta där släckvattnet tränger ned men spridningen kommer därefter att vara mycket liten. Med höga halter avses halter i marken som överskrider de svenska riktvärdena för förorenad mark [80]. Höga halter kan endast förväntas i ett mycket begränsat markskikt (<1 dm djupt) som med stor sannolikhet är mycket ytnära. Om spridning utanför själva släckningsområdet sker kommer halterna att vara lägre än de som beräknats i denna studie.

Eventuell spridning med släckvattnet som kan ge höga halter av förorening i marken på längre avstånd från brandplatsen sker genom att släckvattnet och dess föroreningar sprids genom så kallat preferentiellt flöde (maskgångar, sprickor, rotkanaler o s v som finns i marken). Betydelsen av preferentiellt flöde för föroreningstransport är fortfarande inte klarlagd och därför har inga kvantitativa bedömningar gjorts inom detta projekt. Höga halter kan dock

förväntas i mycket avgränsade områden även på större avstånd från branden till följd av denna spridning. Utbredningen och avståndet från branden liksom haltstorleken, som kan förekomma, beror av spricksystemet i sig samt mängden släckvatten och vad som brinner.

Om släckvattnet når ett stillastående ytvattendrag kan höga halter uppstå endast om detta är mycket litet (diameter mindre än 500 m) och helt stillastående. I övriga fall kommer släckvattnet snabbt att spädas ut och föroreningshalterna kommer att vara lägre än gällande riktvärden [80].

Under de flesta väderleksförhållanden är depositionen till mark och ytvatten mycket låg. Detta innebär att de flesta föroreningar endast förekommer i höga halter mycket lokalt och de hamnar där till följd av själva släckningen, d v s föroreningarna når mark eller vatten till följd av spridning med släckvattnet. Med stor sannolikhet kommer föroreningarna som når marken att vara starkt bundna till markytan precis där släckvattnet träffar denna. Under dessa väderleksförhållanden, och under förutsättning att branden kan hållas mycket avgränsad, kan det vara värt att beakta att branden får ske vid mycket hög temperatur (d v s utan tillförsel av släckvatten) så att få ämnen kan nå marken med släckvattnet och brandtemperaturen blir så hög att få ämnen utöver koldioxid bildas till följd av en annars mer uttalad ofullständig förbränning.

Något högre halter av cancerframkallande PAH kan dock deponeras på mark och vatten under speciella väderleksförhållanden. Till exempel visar beräkningar att halten av cancerframkallande PAH som kan deponeras på ett stillastående vattendrag eller på marken vid en stor brand, till exempel en stor däckbrand, och det samtidigt är ett kraftigt ihållande regn tillsammans med dåliga omblandningsförhållanden i luften. Halter som överskrider gällande riktvärden kan under dessa omständigheter fås i det översta markskiktet (ca 1 cm djup) på ett avstånd upp till ca 3 km från branden. Under sådana förhållanden är det därför fördelaktigt om branden snabbt släcks. Ett skäl är att regnet i sig sänker brandtemperaturen och därmed bidrar till en ökning av föroreningar som bildas till följd av ofullständig förbränning men också eftersom depositionen i sig kommer att vara hög. Släckvattnet kommer att innehålla relativt höga halter, men släckvattnet kommer snabbt att spädas ut och inga beräkningar som gjorts här tyder på att halterna i marken kommer att vara höga till följd av spridning med släckvattnet mer än i ett mycket avgränsat lokalt område precis där släckvattnet kan filtrera in i marken.

Nedbrytning av PAH har inte beaktats vid dessa beräkningar. Halterna av PAH kommer att minska till följd av nedbrytning. Detta är i princip positivt men det kan också temporärt bildas nedbrytningsprodukter som är toxiska och vissa är även mer toxiska än PAH.

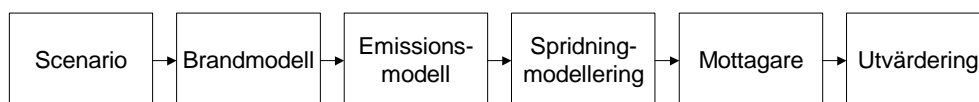
Det finns stora osäkerheter förknippade med de resultat som presenteras här. Dels finns osäkerheter i de olika antaganden och ansatser som gjorts. Det finns också variation och osäkerheter i de uppmätta halter och riktvärden som vi jämför mot. Vidare är underlaget för att kunna överföra dessa studier till generella slutsatser ännu mycket begränsat eftersom de bygger på ett fåtal bränder som gjorts under kontrollerade former. För att minska osäkerheten

krävs en stor sammanställning att basera indata till beräkningar på och ännu mer underlag för olika typbränder och förhållanden kring var en brand uppstår och olika väderlekssituationer. Vidare saknas kunskap för att kunna kvantifiera inverkan av preferentiella flöden som kanske är den största spridningsvägen av föroreningar vid bränder. För att göra detta krävs mätningar i fält på och kring lokaler där bränder tidigare skett och där släckning utförts. Vissa övergripande slutsatser kan dock dras. Dessa är att spridning av föroreningar från brand med grundvatten är mycket begränsad. Föroreningshalter till följd av deposition eller från förorenat släckvatten kommer att vara låga eller mycket snabbt spädas ut i rörliga vattendrag. Spridning med förorenat släckvatten kan ske med preferentiella flöden, men i övrigt är denna spridning mycket begränsad. Halterna av metaller i ytvatten kan bli höga när förorenat släckvatten från speciella bränder, såsom elektronikskrot, når en mindre stillastående vattensamling och under speciella väderleksförhållanden med ihållande regn kan den cancerframkallande PAH-halten bli hög såväl på marken som i stillastående vattensamlingar i ett område på någon kilometer nära branden.

8 Utveckling av en metod för bestämning av utsläpp från bränder

Arbetet har varit upplagt på ett sådant sätt att det har täckt in hela förloppet från en utvald typ av brand av en viss storlek till hur emissionerna från en sådan brand sprids till olika matriser. Resultatet kan ses som en metod för att angripa problem av detta slag. Målet har varit att dels identifiera de olika delar som ingår i detta förlopp, dels att inom varje sådan del identifiera viktiga parametrar och genom mätningar, beräkningar eller parametervariationer kvantifiera viktiga förhållanden. Detta innebär att rapporten kan användas både för att studera hela förloppet och för att studera detaljer kring specifika delar. I det senare fallet finns ytterligare information att hämta i de separata rapporter som beskriver brandförsök eller olika modelleringar.

I början av rapporten diskuterades följande figur (figur 8.1) som representativ för arbetet under projektet. Den kan även representera arbetet med ett specifikt fall. Modelleringsdelarna är naturligtvis centrala, men lika viktigt är att definiera det aktuella scenariot med dess förutsättningar och till vad resultaten skall användas. Detta är viktigt för att kunna ta fram rätt indata till de olika modellerna och eventuellt konstatera att viss data inte finns tillgänglig. Bedömningar behöver då göras angående huruvida vissa värden kan uppskattas baserat på erfarenhet eller om ytterligare empirisk data behövs. Det är också viktigt att definiera mottagaren av resultaten, d v s till vad skall informationen användas. Detta påverkar både hur noggranna indata som behövs och hur resultaten utvärderas och presenteras.



Figur 8.1 Schematisk bild av metoden för bestämning av utsläpp från bränder.

För att genomföra en liknande undersökning av hela brand-, emissions- och spridningsförloppet krävs i flera fall speciell utrustning eller speciella datorprogram. Författarnas förhoppning är dock att resultaten från genomförda brandförsök och modelleringar skall kunna användas även fristående och ge information om hur viktiga parametrar påverkar resultaten, t ex väderförhållanden vid spridning till luft samt geologiska och geohydrologiska förhållanden vid spridning till mark. Övergripande resultat och slutsatser för de olika delområdena sammanfattas i kapitel 9.

9 Slutsatser

Från arbetet kan dras både mer övergripande slutsatser och slutsatser från de olika ingående delarna. Arbetet visar på vikten av att studera hela kedjan från brandscenario till spridning och slutrecipient för eventuella emissioner. I rapporten har också presenterats hur en sådan kedja ser ut och hur de olika länkarna i kedjan kan hanteras. Nedan presenteras slutsatser relaterade till olika delar av projektet. Listan avslutas med några generella slutsatser. De olika slutsatserna är numrerade för att de skall vara lättare att hänvisa till. Det finns emellertid ingen rangordning mellan dem.

1. Utbytet av de flesta ämnen och ämnesgrupper i brandgaserna var högre för fallet med elektronikskrot än för fallet med bildäck. Det var också fler ämnesgrupper som var intressanta ur miljösynpunkt, t ex de bromerade ämnena. Det går dock inte säga något generellt om de totala emissionerna från de olika typerna av bränder eftersom det beror på hur och hur mycket det brinner i det enskilda fallet.
2. Vattenbegjutning ökade utbytet av VOC och PAH och för elskrot även klorerade och bromerade dioxiner.
3. För partiklar gällde det omvända, d v s vattenbegjutning minskade utbytet av partiklar. Detta beror förmodligen på urtvättning av partiklarna ur brandröken.
4. I brandförsöken med elektronikskrot var utbytet av bromerade dioxiner högre än av klorerade dioxiner.
5. Skuminblandning i släckvattnet ökade halten av VOC, PAH och dioxiner i släckvattnet.
6. Mindre bitar av bildäck ger större utbyte av PAH och VOC.
7. Vissa metaller och halogener återfinns i mycket högre halter i släckvatten än jämförelsevärden. Jämförelsen har gjorts med värden använda i Naturvårdsverkets indelning av tillstånd för förorenat ytvatten [48]. Värdena för gränserna är baserade på kanadensiska vattenkriterier.
8. Den utvecklade emissionsmodellen visar rimliga resultat vid jämförelse med utvalt brandförsök. Modellen behöver dock vidareutvecklas, dels så att den bygger på mer data och inkluderar fler parametrar som kan vara av betydelse, dels så att den blir mer användarvänlig.
9. Ventilationsgraden har stor betydelse för utbytet av olika emissioner.
10. För de bränder som simulerats med emissionsmodellen har ventilationsgraden större betydelse än temperaturen. Man bör dock observera att bränder ofta är utbredda tredimensionella förlopp som kan vara svåra att representera med en ventilationsgrad och en temperatur. Denna korrelation behöver studeras vidare.

11. Det har visat sig vara relativt stora variationer i haltnivåer av partiklar vid spridningen i luft beroende på olika meteorologiska förhållanden varför det antas vara av stor vikt att brandmodellering sker med modeller som kan återge detta. Med indata från en brandmodell antas testbranden återges väl med TAPM modellen.
12. Det förekommer ungefär lika höga maximala haltnivåer av partiklar under sommaren som under vintern, framför allt för den stora branden vid låga vindhastigheter. Under sommaren spåds dock halten snabbare ut än den gör under vintern.
13. Det förekommer större maximala haltvariationer av partiklar mellan de olika vindriktningarna under vintern än under sommaren för stor brand, dock inte för den lilla branden. Detta beror sannolikt på att den höga plymen blandas ned mer effektivt till markplan under vintern än under sommaren. Den lilla brandens högsta plym ligger fortfarande relativt lågt varför både de låga och de höga plymerna påverkas av motsvarande vindar och turbulens.
14. Vid jämförelse mellan stor och liten brand avseende högsta medelhalter av partiklar så är skillnaden mellan de båda bränderna (2-4 ggr) större under vintern än under sommaren för de låga och medelhöga vindhastigheterna. För den högsta klassen är skillnaden dock mycket större (6-10 ggr) under vintern än under sommaren. Detta beror sannolikt också på skillnaden i nedblandningsförhållandena. Eftersom den lilla brandens alla plymer till största delen befinner sig nere i dalgången så utsätts inga av dessa plymer för de högre vindhastigheterna m m som råder över bergens överyta.
15. Vid jämförelse mellan stor och liten brand avseende maximala halter av partiklar så är även här skillnaden mellan de båda bränderna större under vintern än under sommaren för de låga och medelhöga vindhastigheterna.
16. För depositionen av partiklar från brand har det varit svårt att till fullo utreda vilka processer som är mest styrande. Enligt modellen behövs det kraftig nederbörd för att det skall bli någon deposition.
17. Vid bränder kan man ofta se rester av nedfall nära branden. I fallet med däckbranden i Malmö 2001 var det ett stort nedfall av gummirester i vissa delar av staden. Tendenser till detta syns i modelleringsfallet med en yttre ring med cylindrar. För att modellera detta på ett bra sätt måste dock mer information om partikelstorleksfördelning, framför allt för större partiklar än 10 µm, finnas tillgänglig.
18. Spridningsförhållandena i mark är komplexa och det krävs mycket information, ofta mer än vad som finns tillgänglig i litteraturen, för att göra noggranna beräkningar.
19. Simuleringarna är platsspecifika och kräver information om markförhållandena för den aktuella platsen.

20. Beräkningarna genomförda inom projektet visar tydligt effekten av hydraulisk konduktivitet och brunnsuttag.
21. Utsläpp till ytvatten späds i många fall ut. Man bör dock beakta att från vissa typer av bränder kan en del emissioner, t ex klorerade och bromerade dioxiner och bromerade flamskyddsmedel, vara mycket stabila och långlivade eller intressanta av andra anledningar. Vissa ämnen kan även finnas i mycket höga koncentrationer. Om branden inträffar i ett känsligt område eller nära en känslig recipient kan speciell hänsyn behövas. Det kan också påpekas att det vid de stora däckbränder som inträffat internationellt har uppstått stora problem med pyrolysolja som runnit från brandplatsen
22. Utspädningen i marken går mycket långsammare än i ytvattnet och mycket av emissionerna stannar kvar nära källan eller nedfallsstället.
23. Fugacitetsmodelleringen visar att atmosfärstransporten är dominerande. Detta beror på att storleken hos det studerade området är begränsat och emissionerna snabbt transporteras ut från området via luften. Störst andel av den i området kvarvarande mängden återfinns i marken. Detta är mest betydande för de minst vattenlösliga substanserna.
24. Släckning verkar leda till ökade föroreningshalter. Detta gäller dock under förutsättning att brandens varaktighet är densamma som utan släckning. En lyckad släckningsinsats där branden snabbt släcks eller kraftigt reduceras kan naturligtvis ge totalt sett mindre emissioner.
25. Flera av de i projektet använda modelleringsverktygen är av sådan art att de kräver både mycket indata och resurser i form av både tid och datorkraft för att kunna ge relevanta resultat. Detta innebär att de inte främst bör användas av räddningstjänsten i det akuta skedet utan snarare som en del i det förebyggande arbetet. Det innebär också att det krävs att den person som skall genomföra modelleringarna får utbildning i hur verktygen skall användas. Tumregler och handböcker kan också tas fram.
26. Bränder kan ge upphov till stora emissioner av en mängd olika typer av ämnen. I det förebyggande arbetet bör objekt som vid brand kan förmodas leda till stora svårsläckta bränder, emissioner av speciellt farliga ämnen eller där placering är sådan att människor kan utsättas för brandröken identifieras. Därefter kan metoden, beskriven i denna rapport, användas för att kunna bedöma riskerna i samband med olika scenarier.
27. Den utvecklade emissionsmodellen kan behöva kompletteras för att kunna representera ett specifikt objekt där kanske materialsammansättningen eller lagringssättet innebär att de brandförsök som modellen bygger på inte kan anses vara representativa.

28. En återkommande fråga är huruvida man ur miljösynpunkt skall rekommendera släckning eller inte. Tyvärr går det inte att svara generellt på en sådan fråga utan hänsyn måste tas till förutsättningarna¹.
29. Skum förbättrar släckeffektiviteten. Brandförsöken med bildäck visar dock att skuminblandningen gör så att större mängder av föroreningar hamnar i släckvattnet. Båda dessa faktorer bör tas hänsyn till vid val av taktik.
30. Lagringen av olika material har betydelse både för risken för spridning av branden och för hur lätt eller svårt det är att släcka. Ett stort och djupt lager kan vara mycket svårt att släcka eftersom det är svårt för släckmedlet att nå själva brandhärden. Räddningsverket gav 1996 ut riktlinjer för utomhuslagring av bildäck [89]. Motsvarande riktlinjer skulle behövas även för andra typer av lager, både ur brandsäkerhetssynpunkt och ur miljösynpunkt vid eventuell brand.
31. Den ökade mellanlagringen före återvinning innebär ökade risker. Även om alla lager inte nödvändigtvis är enormt stora, kan dessa utspridda lager ge lokala problem. Om t.ex. elektronikskrot kontinuerligt lagras på en och samma plats bör man se över möjligheterna att samla upp släckvatten vid en eventuell brand. Detsamma gäller även andra typer av lager där släckning kan innebära att förorenat släckvatten medför ett problem.
32. Brandförsöken visar ingen större skillnad mellan lagring i hög respektive lagring stapel. Det är dock troligt att det blir större skillnad i fullskala. Där blir det förmodligen svårare både för syret och för vattnet att komma åt i fallet med en hög. Brand i en stor hög med bildäck liknar på flera sätt en djupbrand i en deponi: den kan pågå under en lång tid på grund av den försämrade förbränningen och den är mycket svårsläckt.

¹ En släckinsats påverkar emissionsförhållande på åtminstone två viktiga sätt: 1) förbränningen påverkas genom att material och gaser kyls, vilket kan leda till försämrad förbränning och därmed större emissioner, 2) ett nytt problem uppstår genom att förorenat släckvatten produceras. Dessa problem skall vägas mot den fördel som ett kortare brandförlopp vid lyckad släckning innebär. Om det snabbt går att släcka en brand och möjligheter finns att begränsa spridningen av släckvattnet är detta förmodligen den bästa lösningen. Man skall dock vara medveten om att erfarenheten visar att däckbränder är mycket svårsläckta. Vindriktning, vindhastighet, andra meteorologiska förhållanden, avstånd till människor med risk att utsättas för brandröken, risk för brandspridning, markens och närliggande recipienters känslighet för eventuella utsläpp, eventuell möjlighet att samla upp och ta hand om släckvattnet är några viktiga faktorer som måste beaktas vid beslut om släckning eller om att avstå från släckning. Om man tittar på erfarenheter från olika verkliga bränder med bildäck så har väldigt olika strategier valts beroende på förutsättningarna: att släcka med vatten och skum (Gärsnäs, Skåne 1984), att dumpa i hamnbassäng (Malmö 2001), att låta brinna upp under bevakning (Firestone, Svaneholm 1970 samt Saint Amable, Kanada 1990), att släcka med skum med begränsad påföring för att minimera mängden förorenat släckvatten (Hagersville, Kanada 1990), att täcka över (Tire Mountain, Colorado, USA 1987), etc. I samband med branden i Malmö 2001 övervägdes nio olika taktiska varianter innan det slutgiltigt bestämdes för dumpningen i hamnbassängen. Förmodligen är det sådana olika överväganden som måste göras och naturligtvis är det bästa om man kan ha gjort dem i förväg i samband med det förebyggande arbetet.

10 Forskningsbehov

I rapporten har några begränsningar i den utvecklade modellen beskrivits och några behov för ytterligare studier nämnts. Det gäller både forskningsbehov som kommer av de avgränsningar som gjordes när projektet startades och sådana behov som upptäckts under projektets genomförande. De olika behoven listas nedan utan inbördes rangordning:

- Det finns och kommer att byggas upp många mellanlager av olika typer av material. I detta projekt har studerats elektroniskrot och bildäck. Det kommer att finnas behov av att studera emissioner även från andra produkter och material. Ett mål med utvecklingen av den metod som presenteras i rapporten har varit att göra det möjligt att komplettera modellen med resultat från framtida brandförsök.
- Det finns ett behov av att utveckla en enkel och snabb bedömningsmodell utgående från de resultat och modeller som tagits fram i detta arbete. Projektresultatens relation till Räddningsverkets programpaket RIB och möjligheter till vidareutveckling bör också utredas.
- Emissionsmodellen bygger i flera fall på en begränsad mängd data. För att göra modellen noggrannare behöver tillgänglig information kompletteras med olika parametervariationer. Detta gäller främst variationer i ventilationsgrad. Emissionernas beroende av andra parametrar behöver också studeras och inkluderas i modellen.
- Några ämnesgrupper, t ex dioxiner/furaner och bromerade flamskyddsmedel, är inte inkluderade i emissionsmodellen på ett kvantifierat sätt utan endast beskrivna i emissionsrapporten [20]. Dessa ämnesgrupper behöver studeras vidare eftersom de kan bildas eller frisläppas i signifikanta mängder från olika bränder.
- Emissionsmodellen behöver utvecklas till en mer användarvänlig applikation.
- Emissionsmodellen behöver verifieras ytterligare mot resultat från brandförsök.
- De olika plymmodeller som används för att ta fram indata till spridningsmodellerna behöver studeras ytterligare och jämföras med experiment.
- Resultat från spridningsberäkningar behöver jämföras med storskala experiment eller verkliga bränder.
- Andra spridningsvägar i mark, än de i rapporten beskrivna, behöver studeras. Detta kan gälla t ex spridning via sprickor.
- Ytterligare studier av släckmedel och släcktaktik på bildning och spridning av emissioner behöver genomföras.

- Man bör sammanställa lämpliga jämförelsevärden eller riktlinjer för bedömning av olika ämnesgrupper som emitteras från bränder för att underlätta relevanta jämförelser och bedömningar av dessa emissioner.
- Information om projektresultaten behöver spridas. Man bör föra ut utvecklade modeller och tillämpa hos räddningstjänsten för användning i det förebyggande arbetet och i de fall där det är tillämpligt även i det akuta skedet.

11 Referenser

1. Hölemann, H., "Environmental Problems Caused by Fires and Fire-Fighting Agents", Fire Safety Science - Proceedings of the Fourth International Symposium, 61-77, Ottawa, Canada, 13-17 June, 1994.
2. Marlair, G., Simonson, M., and Gann, R. G., "Environmental Concerns of Fires: Facts, Figures, Questions and New Challenges for the Future", 10th International Fire Science & Engineering Conference (Interflam 2004), 325-337, Edinburgh, Scotland, 5-7 July, 2004.
3. Beyler, C. L., "Major Species Production by Diffusion Flames in a Two-layer Compartment Fire Environment", *Fire Safety Journal*, **10**, 47-56, 1986.
4. Pitts, W. M., "The Global Equivalence Ratio Concept and the Prediction of Carbon Monoxide Formation in Enclosure Fires", National Institute of Standards and Technology, NIST Monograph 179, Gaithersburg, MD, USA, 1994.
5. Nelson, G. L., "Fire, Plastics and the Environment", Proceedings of the Fire Risk and Hazard Assessment Research Application Symposium, pp. 344-357, Baltimore, Maryland, USA, 9-11 July, 2003.
6. Simonson, M., Tuovinen, H., and Emanuelsson, V., "Formation of Hydrogen Cyanide in Fires - A Literature and Experimental Investigation", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2000:27, Borås, Sweden, 2000.
7. Ruokojärvi, P., Ettala, M., Rahkonen, P., Tarhanen, J., and Ruuskanen, J., "Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and -furans (PCDDs and PCDFs) in Municipal Waste Landfill Fires", *Chemosphere*, **30**, 9, 1697-1708, 1995.
8. Lönnermark, A., Blomqvist, P., Månsson, M., and Persson, H., "TOXFIRE - Fire Characteristics and Smoke Gas Analysis in Under-ventilated Large-scale Combustion Experiments: Tests in the ISO 9705 Room", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 1996:45, Borås, Sweden, 1997.
9. Ruokojärvi, P., Aatamila, M., and Ruuskanen, J., "Toxic chlorinated and polyaromatic hydrocarbons in simulated house fires", *Chemosphere*, **41**, 825-828, 2000.
10. Simonson, M., Blomqvist, P., Boldizar, A., Möller, K., Rosell, L., Tullin, C., Stripple, H., and Sundqvist, J. O., "Fire-LCA Model: TV Case Study", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2000:13, Borås, Sweden, 2000.
11. Rosén, B., Carling, M., Nilsson, G., and Nilsson, M., "Utsläpp i samband med olyckor - Metodutveckling av provtagning vid räddningstjänst", Räddningsverket, P21-392/01, Karlstad, 2001.
12. Noiton, D., Fowles, J., and Davies, h., "The Ecotoxicity of Fire-Water Runoff - Part II: Analytical Results", New Zealand Fire Service Commission, New Zealand, 2001.
13. Larsson, I., and Lönnermark, A., "Utsläpp från bränder - Analyser av brandgaser och släckvatten", SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP RAPPORT 2002:24, Borås, Sweden, 2002.

14. Blomqvist, P., Persson, B., and Simonson, M., "Utsläpp från bränder till miljön - Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften", Räddningsverket (Swedish Rescue Services Agency), P21-407/02, Karlstad, Sweden (in Swedish), 2002.
15. Lemieux, P. M., Lutes, C. C., and Santoianni, D. A., "Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review", *Progress in Energy and Combustion Science*, **30**, 1-32, 2004.
16. Blomqvist, P., Rosell, L., and Simonson, M., "Emissions from Fires Part II: Simulated Room Fires", *Fire Technology*, **40**, 59-73, 2004.
17. Blomqvist, P., "Emissions from Fires - Consequences for Human Safety and the Environment", Doctoral thesis, Department of Fire Safety Engineering, Lund University, Lund, Sweden, 2005.
18. Lönnermark, A., and Blomqvist, P., "Emissions from an Automobile Fire", *Chemosphere*, **62**, 1043-1056, 2006.
19. SGI, "Utsläpp i samband med olyckor: Metodutveckling av provtagning vid räddningstjänst - Etapp 2", Räddningsverket.
20. Lönnermark, A., Stripple, H., and Blomqvist, P., "Modellering av emissioner från bränder", SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP Rapport 2006:53, Borås, 2006.
21. Blomqvist, P., Lönnermark, A., and Simonson, M., "Miljöbelastning vid bränder och andra olyckor - Utvärdering av provtagning och analyser", Räddningsverket, P21-452/04, Karlstad, Sweden, 2004.
22. SFS 2000:208, "Förordning om producentansvar för glödlampor och vissa belysningsarmaturer", 2000.
23. SFS 2005:209, "Förordning om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter", 2005.
24. SFS 2005:210, "Förordning om ändring i förordningen (2000:208) om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter", 2005.
25. RVF, "Bränder i avfall vid deponier och förbränningsanläggningar", Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF rapport 2003:11, Malmö, Sweden, 2003.
26. SFS 1994:1236, "Förordning om producentansvar för däck", 1994.
27. SFS 2001:512, "Förordning om deponering av avfall", 2001.
28. "Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste", In *Official Journal of the European Communities*, 1999.
29. Yamaguchi, E., "Emissions from Open Tire Fires", <http://www.p2pays.org/ref/11/10504/html/intro/openfire.htm>, 13 October 2000.
30. "Tyre fires - a pile of pollution", *Fire Prevention*, **241**, July/August, 22-26, 1991.
31. Åhnberg, P., Personlig kommunikation, 2004.
32. Reisman, J. I., "Air Emissions from Scrap Tire Combustion", United States Environmental Protection Agency, EPA-600/R-97-115, 1997.
33. "Tire Fires", U.S. Environmental Protection Agency, <http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/muncpl/tires/fires.htm>, 2 December 2003.
34. Steer, P. J., Tashiro, C. H. M., McIlveen, W. D., and Clement, R. E., "PCDD and PCDF in Air, Soil, Vegetation and Oily Runoff from a Tire Fire", *Water, Air and Soil Pollution*, **82**, 659-674, 1995.

35. Lemieux, P. M., and DeMarini, D., "Mutagenicity of Emissions from the Simulated Open Burning of Scrap Rubber Tires", U.S. Environmental Protection Agency, Control Technology Center, office of Research and Development, EPA-600/R-92-127, 1992.
36. Lemieux, P. M., and Ryan, J. V., "Characterization of Air Pollutants Emitted from a Simulated Scrap Tire Fire", *Journal of the Air & Waste Management Association*, **43**, 1106-1115, 1993.
37. Büthe, N., "Combustion effluents of rubber",
<http://www.buethe.onlinehome.de/research.htm>.
38. Lönnermark, A., and Blomqvist, P., "Emissions from Fires in Electrical and Electronics Waste", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2005:42, Borås, Sweden, 2005.
39. Lönnermark, A., and Blomqvist, P., "Emissions from Tyre Fires", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2005:43, Borås, Sweden, 2005.
40. Karlsson, B., and Quintier, J. G., *Enclosure Fire Dynamics*, CRC Press, 2000.
41. Heskestad, G., "Fire Plumes, Flame Height, and Air Entrainment". In *The SFPE Handbook of Fire Protection Engineering* (P. J. DiNenno, Ed.), National Fire Protection Association, 2-1 -- 2-17, Quincy, Massachusetts, USA, 2002.
42. McCaffrey, B. J., "Purely Buoyant Diffusion Flames: Some Experimental Results", National Bureau of Standards, NBSIR 79-1910, Washington, D.C., USA, 1979.
43. McGrattan, K., and Forney, G., "Fire Dynamics Simulator (Version 4), User's Guide", National Institute of Standards and Technology, NIST Special Publication 1019, Gaithersburg, Maryland, USA, 2004.
44. Lång, J.-O., Personlig kommunikation, Sveriges geologiska undersökningar (SGU), Göteborg, 2005.
45. Lönnermark, A., "Analyses of Fire Debris after Tyre Fires and Fires in Electrical and Electronics Waste", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2005:44, Borås, Sweden, 2005.
46. Nyberg, L., Personlig kommunikation, El-Kretsen i Sverige AB, 2004.
47. WHO, "Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI)", WHO, Geneva, Switzerland, 1998.
48. SNV, "Metodik för inventering av Förorenade områden", Naturvårdsverket, 4918, 1999.
49. Wang, K. S., Chiang, K. Y., Lin, S. M., Tsai, C. C., and Sun, C. J., "Effects of chlorides on emissions of hydrogen chloride formation in waste incineration", *Chemosphere*, **38**, 1571-1582, 1999.
50. Berry, R. M., Luthe, C. E., and Voss, R. H., "Ubiquitous Nature of Dioxins: A Comparison of the Dioxins Content of Common Everyday Materials with That of Pulps and Papers", *Environmental Science & Technology*, **27**, 1164-1168, 1993.
51. Andersson, P., Blomqvist, P., Rosell, L., Simonson, M., and Stripple, H., "The Environmental Effects of Furniture", Interflam 2004, 1467-1478, Edinburgh, Scotland, 5-7 July, 2004.
52. Andersson, P., Simonson, M., Rosell, L., Blomqvist, P., and Stripple, H., "Fire-LCA Model: Furniture Study", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP REPORT 2003:22, Borås, Sweden, 2003.

53. Bhargava, A., Dlugogorski, B. Z., and Kennedy, E. M., "Emission of polyaromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans from fires of wood chips", *Fire Safety Journal*, **37**, 659-672, 2002.
54. Evans, D., Mulholland, G., Baum, H., Walton, W., and McGrattan, K., "In situ burning of oil spills", *Journal of Research of the National Institute of Standards and Technology*, **106**, 231-278, 2001.
55. Evans, D. D., Walton, W. D., Notarianni, K. A., Baum, H. R., and Koseki, H., "Large Fires: Burning of Oil Spills", Proceedings of 12th Joint Panel Meeting of the UJNR Panel on Fire Research and Safety, 27 Oct. - 2 Nov., 1992.
56. Evans, D. D., "Large Fire Experiments for Fire Model Evaluations", Proceedings of the 7th International Fire Science and Engineering Conference (Interflam '96), 329-334, Cambridge, England, 26-28 March, 1996.
57. Walton, W. D., and Jason, N. H., Eds., "Proceedings of the In Situ Burning of Oil Spills Workshop," NIST, New Orleans, Louisiana, USA, 2-4 November, 1998.
58. Trentmann, J., Andrae, M. O., Graf, H.-F., Hobbs, P. V., and Ottmar, R. D., "Simulation of a biomass-burning plume: Comparison of model results with observations", *Journal of Geophysical Research*, **107**, D2, 5-1 -- 5-15, 2002.
59. Haeger-Eugensson, M., Tang, L., Chen, D., Axelsson, J., Lönnemark, A., and Stripple, H., "Spridning till luft från bränder", IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport B-1702, Göteborg, 2006.
60. Johansson, B., and Chen, D., "The influence of wind and topography on precipitation distribution. A case study in Sweden", *Int. J. Climatology*, **23**, 1523-1535, 2003.
61. Hurley, P., "The air pollution model (TAPM) ver. 3. Part 1, Technical description", CSIRO, Australia, 2005.
62. Chen, D., Wang, T., Haeger-Eugensson, M., Ascherger, C., and Borne, K., "Application of TAPM in Swedish West Coast: validation during 1999-2000", IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport L02/51, Göteborg, 2002.
63. Walton, W. D., and McGrattan, K. B., "ALOFT-FT A Large Outdoor Fire Plume Trajectory Model - Flat Terrain Version 3.04", National Institute of Standards and Technology, NIST Special Publication 924, Gaithersburg, MD, USA, 1998.
64. McGrattan, K., Baum, H. R., Walton, W. D., and Trelles, J., "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, NISTIR 5958, Gaithersburg, MD, USA, 1997.
65. Turner, D. B., "A diffusion model for an urban area", *J. Appl. Meteor.*, **3**, 83-91, 1964.
66. AFS, "Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar", Arbetsmiljöverket, AFS 2005:17, ISBN 91-7930-458-3, ISSN 1650-3163, 2005.
67. Mackay, D., "Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach Second Edition", CRC, Boca Raton, FL, USA, 2001.

68. Mackay, D., Paterson, S., and Joy, M., "A Quantitative Water, Air, Sediment Interaction (QWASI) Fugacity Model for Describing the Fate of Chemicals in Rivers", *Chemosphere*, **12**, 1193-1208, 1983.
69. Ten Hulscher, T. E. M., van der Velde, L. E., and Bruggeman, W. A., "Temperature Dependence of Henry's Law Constants for Selected Chlorobenzenes, Polychlorinated Biphenyls and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons", *Environmental Toxicology and Chemistry*, **11**, 1595-1603, 1992.
70. Meylan, W., "EPI Suite™ v3.12", <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedi.htm>, 1999.
71. Shin, W. Y., and Ma, K. C., "Temperature Dependence of Physical-Chemical Properties of Selected Chemicals of Environmental Interest, Mononuclear and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons", *Journal of Physical Chemical Reference Data*, **29**, 41-130, 2000.
72. SRC, "SRC PhysProp Database", Syracuse Research Corporation, <http://www.syres.com/esc/physdemo.htm>, Syracuse, NY, USA, 2006.
73. Palm, A., Brorström-Lundén, E., and Breivik, K., "Transport and fate of polybrominated diphenyl ethers in the Baltic and Arctic regions", *TemaNord* 2004:554, 2004.
74. Tittlemier, S. A., Halldorson, T., Stern, G. A., and Tomy, G. T., "Vapor pressures, aqueous solubilities, and Henry's law constants of some brominated flame retardants", *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**, 9, 1804-1810, 2002.
75. Mackay, D., Di Guardo, A., Paterson, S., and Cowan, C. E., "Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model", *Environmental Toxicology and Chemistry*, **15**, 1627-1637, 1996.
76. SNV, "Beräkningsmodell för riktvärden för mark. REMISSVERSION 2005-07-04", Naturvårdsverket, Stockholm, 2005.
77. Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J. P., Jarvis, N., and Norrström, A.-C., "Metallers mobilitet i mark", Naturvårdsverket, Rapport 5536, Stockholm, 2006.
78. SNV, "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Grundvatten", Naturvårdsverket, Rapport 4915, Stockholm, 1999.
79. Schroeder, P. R., Dozier, T. S., Zappi, P. A., McEnroe, B. M., Sjostrom, J. W., and Peyton, R. L., "The Hydrological Evaluation of Landfill Performance (HELP) model: Engineering Documentation for Version 3", U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA/600/R-94/168b, September 1994, Washington, DC, 1994.
80. SNV, "Bedömning av föroreningsnivå - sammanställning av Naturvårdsverket, 1996, Naturvårdsverket, 1998, Naturvårdsverket, 1999", Naturvårdsverket, www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/foromr, 2006-09-22, Stockholm, 2002.
81. Rosén, B., Andersson-Sköld, Y., and Starzec, P., "Emissioner från bränder - Spridning till mark och vatten", Statens geotekniska institut, SGI Varia nr 568, Linköping, 2006.

82. "Redovisning av nyckeltal samt verksamhetsberättelse för kalkningsverksamheten inom Västra Götalands län 2003", Redovisning 2004-08-27, 2004.
83. Bengtsson, M.-L., "Hydrogeologisk sårbarhetsklassificering som verktyg i kommunal planering", Geologiska Institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, 1996.
84. Appelo, C. A. J., and Postma, D., *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, Balkema/Rotterdam/Brookfield, 1993.
85. Sällfors, G., and Öberg Högsta, A.-L., "Determination of hydraulic conductivity of sandbentonite mixtures for engineering purposes", *Geotechnical and Geological Engineering*, **20**, 1, 65-80, 2002.
86. Domenico, P. A., "An Analytical Model for Multidimensional Transport of a Decaying Contaminant Species", *Journal of Hydrology*, **91**, 49-58, 1987.
87. Grip, H., and Rodhe, A., *Vattnets väg från regn till bäck*, Uppsala, 1985.
88. SNV, "Vägledning för riskbedömning av förorenade områden. REMISSVERSION 2005-07-04", Naturvårdsverket, Stockholm, 2005.
89. "Storskalig utomhuslagring av gamla bildäck", In *Aktuellt/SRV*, 1996.

B1 Parametervärden använda i fugacitetsmodellen

Tabell B1.1. Miljöparametrar som använts i fugacitetsmodellen som beskrivs i kapitel 6.

Parameter	Symbol	Värde	Referens
Segment 1			
Area	Ai	28 km ² Segment 1,2,3: 4,7,16 km ²	Ansatta värden för modellregionen
Procentuell vattenyta	Wi	1.3 %	Ansatta värden för modellregionen
Ombländningshöjd i luft (Mixing height)	MH	0.225 km	Från TAPM
Vattendjup	WDi	0.2 m	Ansatta värden för modellregionen
Markdjup	SDi	5 cm	Rekommenderat värde (Mackay, 2001)
Sedimentdjup	DDi	1 cm	Rekommenderat värde (Mackay, 2001)
Volymfraktion luftpartiklar	VFqa	5×10^{-12} - 2.5×10^{-11}	Från TAPM
Volymfraktion partiklar i vatten	VFqw	5×10^{-6}	Mackay (2001)
Volymfraktion luft i mark	VFa	0.2	Mackay (2001)
Volymfraktion vatten i mark	VFw	0.3	Mackay (2001)
Volymfraktion fasta partiklar i mark	VFq	0.5	Mackay (2001)
Volymfraktion vatten i sediment	VFw	0.9	Based on Palm (2001)
Volymfraktion fasta partiklar i sediment	VFq	0.1	Based on Palm (2001)
Luftdensitet	ρ_A	1.18 kg/m ³	
Vattendensitet	ρ_W	1000 kg/m ³	
Densitet aerosol	ρ_Q	1700 kg/m ³	Diamond et al. (2000)
Densitet akvatiska partiklar	ρ_P	1500 kg/m ³	Mackay (2001)
Densitet fasta partiklar i mark	ρ_S	1500 kg/m ³	Mackay (2001)
Densitet fasta partiklar i sediment	ρ_D	1500 kg/m ³	Mackay (2001)
Fraktion organiskt kol i partiklar i vatten	X _{OC,P}	0.12	Broman et al. (1994)
Fraktion organiskt kol i fasta partiklar i mark	X _{OC,S}	0.068	Linde et al. (2001)
Fraktion organiskt kol i fasta partiklar i sediment	X _{OC,D}	0.046	Östlund et al. (1998)
Luft-vatten MTC på luftsidan	k _{AW}	m/h	Beräknat enligt Schwarzenbach et al. (1993)
Luft-vatten MTC på vattensidan	k _{WW}	m/h	Beräknat enligt Schwarzenbach et al. (1993)
Diffusion till stratosfären	U _{ST}	0.01 m/h	Mackay & Paterson (1991)
Regnhastighet	U _R	0.002 m/h	Från TAPM
"Ursköljningskvot"	Q	200,000	Mackay (2001)
Torrdepositionshastighet	U _P	50 m/h	Beräknat från TAPM
Luft-mark MTC på luftsidan	k _{SA}	3.75 m/h	McLachlan et al.,(2002)
Diffusionsväg i mark	Y _S	2.5 cm	Mackay & Paterson (1991)
Molekylär diffusivitet i luft	B _{MA}	0.04 m ² /h	Mackay & Paterson (1991)

Molekylär diffusivitet i vatten	B_{MW}	$4 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{h}$	Mackay & Paterson (1991)
Avrinningshastighet från mark	UWW	varierar (m/h)	Beräknat från släckvattenflöde per timme och totala ytarean
Avrinningshastighet av partiklar från mark	USW	varierar (m/h)	Beräknat från andel partiklar i mark, släckvattenflöde per timme och totala ytarean
Vatten-sediment MTC på vattensidan	K_{xw}	0.01 m/h	Mackay & Paterson (1991)
Diffusionsväg i sediment	Y_D	0.5 cm	Mackay & Paterson (1991)
Sedimentationshastighet	U_{DX}	$1.7 \times 10^{-6} \text{ m/h}$	Beräknat från Broman et al. (1994)
Resuspensionshastighet	U_{RX}	$1.0 \times 10^{-7} \text{ m/h}$	$U_{DX} - U_{BX}$
"Sedimentlagringshastighet" – "burial rate"	U_{BX}	$1.6 \times 10^{-6} \text{ m/h}$	Beräknat från Östlund et al. (1998)
Läckagehastighet från mark till grundvatten	U_L	0.2 m/year	Keml (2000)

Tabell B1.2. Z-värden för olika matriser som använts i fugacitetsmodellen.

Matris	Z-värde	Kommentar	Referens
Luft gasfas	$Z_A = 1/RT_A$	$R=8.314$, T_A = systemets luft temperatur	Mackay (2001)
Luft, partiklar	$Z_{AP} = 0.00123 \times K_{oa} \times 0.4 \times Z_A \times 1000$	K_{oa} =oktanol-luft fördelningskoefficient, 0.4= innehållet av organiskt kol i aerosol, 1000 = densitet av aerosol partiklar (kg/m^3)	McKone et al. (2003)
Luft, total	$Z_{BA} = VF_A \times Z_A + Z_{AP} \times VF_{AP}$	Volymfraktion gas eller luftpartiklar i totalluft ("bulk")	Mackay (2001)
Vatten, löst fas	$Z_W = 1/H$	H = Henry's Lags konstant	Mackay (2001)
Vatten, partiklar	$Z_{WP} = Z_W \times \rho_P \times K_{OC} \times x_{OC,P}$	ρ_P = densitet av akvatiska partiklar, K_{OC} = organiskt kol-vatten fördelningskoefficient $x_{OC,P}$ = massfraktion organiskt kol i akvatiska partiklar	Mackay (2001)
Vatten, totalt	$Z_{BW} = VF_W Z_W + (Z_{WP} \times VF_{WP})$	VF = Volymfraktion löst vatten eller akvatiska partiklar i bulk vatten	Mackay (2001)
Mark, fast material	$Z_S = Z_W \times \rho_S \times K_{OC} \times x_{OC,S}$	ρ_S = densitet av fasta markpartiklar, K_{OC} = organiskt kol-vatten fördelningskoefficient $x_{OC,S}$ = massfraktion organiskt kol i fasta partiklar i mark	Mackay (2001)
Mark, porluft	Z_A (se ovan)		Mackay (2001)
Mark, porvatten	Z_W (se ovan)		Mackay (2001)
Mark, totalt	$Z_{BS} = (VF_A \times Z_A) + (VF_W \times Z_W) + (VF_S \times Z_S)$	VF = Volymfraktion av luft, vatten eller fasta partiklar i mark	Mackay (2001)
Sediment, fast material	$Z_D = Z_W \times \rho_D \times K_{OC} \times x_{OC,D}$	ρ_D = densitet av fast material i sediment, K_{OC} = organiskt kol-vatten fördelningskoefficient $x_{OC,P}$ = massfraktion organiskt kol i fasta partiklar i sediment	Mackay (2001)
Sediment, porvatten	Z_W (se ovan)		Mackay (2001)
Sediment totalt	$Z_{BD} = (VF_W \times Z_W) + (VF_D \times Z_D)$	VF = Volymfraktion av vatten eller fasta partiklar i sediment	Mackay (2001)

Tabell B1.3. D-värden för ingående transportprocesser i fugacitetsmodellen.

Matris	Process	Process D	Total D
Luft-vatten	Diffusion	$D_{VW} = 1/(1/k_{AW}A_{AW}Z_A + 1/k_{WW}A_{AW}Z_W)$	
	Löst i regn	$D_{RW} = A_{AW}U_RZ_W$	
	Våtdeposition av partiklar	$D_{QW} = A_{AW}U_RQV_QZ_Q$	$D_{12} = D_{VW} + D_{RW} + D_{QW} + D_{DW}$
	Torrdeposition av partiklar	$D_{DW} = A_{AW}U_PV_QZ_Q$	$D_{21} = D_{VW}$
Luft – mark	Diffusion	$D_{VS} = 1/(1/k_{SA}A_{AS}Z_A + Y_S/(A_{AS}(B_{AE}Z_A + B_{WE}Z_W)))$	
	Löst i regn	$D_{RS} = A_{AS}U_RZ_W$	
	Våtdeposition av partiklar	$D_{QS} = A_{AS}U_RQV_QZ_Q$	$D_{13} = D_{VS} + D_{RS} + D_{QS} + D_{DS}$
	Torrdeposition av partiklar	$D_{DS} = A_{AS}U_PV_QZ_Q$	$D_{31} = D_{VS}$
Mark - vatten	Avrinning av fast material	$D_{SW} = A_{AS}U_{SW}Z_S$	$D_{32} = D_{SW} + D_{WW}$
	Vatten avrinning	$D_{WW} = A_{AS}U_{WW}Z_W$	$D_{23} = 0$
Sediment-vatten	Diffusion	$D_{TX} = 1/(1/k_{XW}A_{WD}Z_W + Y_D/A_{WD}B_{WX}Z_W)$	
	Sedimentation	$D_{DX} = A_{WD}U_{DX}Z_P$	$D_{24} = D_{TX} + D_{DX}$
	Resuspension	$D_{RX} = A_{WD}U_{RX}Z_X$	$D_{42} = D_{TX} + D_{RX}$
Reaktion		$D_{Ri} = k_{Ri}V_iZ_i$	
Advektion		$D_{Ai} = G_iZ_i$	
Transport till stratosfär		$D_{ST} = U_{ST} (A_{AW} + A_{AS})Z_A$	
Sedimentlagring		$D_{BX} = U_{BX}A_{WD}Z_X$	
Läckage från mark till grundvatten		$D_{LS} = U_{LS}A_{AS}Z_W$	
Totala D-värden för reaktion och uttransport			
	Reaktion i och transport ut ur luft	DT1	$=D_{12}+D_{31}+D_{R1}+D_{A1}+D_{ST}$
	Reaktion i och transport ut ur vatten	DT2	$=D_{21}+D_{24}+D_{R2}+D_{A2}$
	Reaktion i och transport ut ur mark	DT3	$=D_{31}+D_{32}+D_{R3}+D_{LS}$
	Reaktion i och transport ut ur sediment	DT4	$=D_{42}+D_{R4}+D_{BX}$

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

Beställningsnummer P20-470/07. Fax 054-13 56 05
ISBN 978-91-7253-323-3