

# Miljö- och hälsopåverkan från räddningstjänstens brandövningar



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

2004 Räddningsverket, Karlstad  
Avdelningen för olycksförebyggande verksamhet  
ISBN 91-7253-243-2

Beställningsnummer P21-450/04  
2004 års utgåva

# Miljö- och hälsopåverkan från räddningstjänstens brandövningar

Kerstin Eriksson

Emma Rengbo

Avdelningen för ergonomi och  
aerosolteknologi

Lunds tekniska högskola  
Lunds universitet

Räddningsverkets kontaktperson:  
Cecilia Alfredsson, 054-13 50 82  
Claes-Håkan Carlsson, 054-13 50 48



# Förord

Detta examensarbete utgör den avslutande delen på civilingenjörsutbildningen i Riskhantering vid Lunds tekniska högskola (LTH). Innan studierna på Riskhanteringsprogrammet påbörjades läste författarna civilingenjörsutbildningen i Ekosystemteknik vid LTH. Omfattningen av examensarbetet motsvarar 20+20 högskolepoäng. Examensarbetet påbörjades den 1 september 2003 och har genomförts på uppdrag av Räddningsverket. Arbetet är utfört på avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi (EAT) på institutionen för designvetenskaper vid LTH.

För att möjliggöra genomförandet av examensarbetet har samarbete skett med Malmö Brandkår och Räddningsverkets skola i Revinge. Vi skulle vilja tacka alla som hjälpt och stöttat oss under arbetets gång. Vi vill även rikta ett särskilt stort tack till följande personer:

**Anders Gudmundsson**, handledare från LTH på avdelningen för EAT, som hela tiden hjälpt och stöttat oss och kommit med förslag på lösningar av problem i de olika momenten i arbetet.

**Claes-Håkan Carlsson** och **Cecilia Alfredsson**, uppdragsgivare och externa handledare från Räddningsverket, som har hjälpt till med informationsmaterial och genomförandet av den omfattande enkätundersökningen.

**Stefan Svensson**, forskningsingenjör på Räddningsverkets skola i Revinge, som har varit en viktig informationskälla och en stor hjälp vid genomförandet av mätningar och provtagningar på brandgas i container.

**Andreas Dahl** och **Aneta Wierzbicka**, avdelningen för EAT vid LTH, för all hjälp med provtagningarna i containern och tolkning av mätdata av partiklar.

**Sven-Ingvar Granemark**, institutionen för brandteknik vid LTH, för möjliggörandet av provtagningar och utlånande av mätutrustning.

**Berit Andersson** och **Daniel Gojkovic**, institutionen för brandteknik vid LTH, för hjälp med beräkningar och tips om lämplig litteratur inom brandområdet.

**Jan-Inge Lindh**, servicetekniker på Malmö Brandkårs övningsplats Barbara, för all information om räddningstjänsternas brandövningsverksamhet och för att vi har fått komma och titta på övningar.

**Susanna Gustafsson**, Miljöförvaltningen i Malmö, för simuleringar och beräkningar av luftföroreningars spridning i atmosfären.

Arbetet är översiktligt och förhoppningen är att rapporten ska ligga till grund för vidare undersökningar av miljöeffekter från olycksbränder. Arbetet ger en övergripande bild över räddningstjänsternas övningsverksamhet i Sverige och de miljö- och hälsoeffekter verksamheten bär med sig. Innehållet i arbetet ska inte tolkas som den absoluta sanningen

utan bör snarare utgöra en lägesrapport över hur det ser ut hos landets räddningstjänster i dag. Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.

Författarna önskar trevlig läsning!

# Innehållsförteckning

<b>Abstract</b> .....	<b>9</b>
<b>Sammanfattning</b> .....	<b>11</b>
<b>1. Inledning</b> .....	<b>13</b>
1.1 Bakgrund .....	13
1.2 Syfte .....	15
1.3 Metod .....	16
1.4 Målgrupp .....	17
1.5 Avgränsningar .....	18
1.6 Disposition .....	18
<b>2 Miljökvalitetsmål och sektorsansvar</b> .....	<b>21</b>
2.1 De nationella miljökvalitetsmålen.....	21
2.2 Det särskilda sektorsansvaret .....	26
<b>3 Riskhanteringsprocessen</b> .....	<b>29</b>
3.1 Risk och riskkälla .....	29
3.2 Riskhantering .....	30
3.3 Riskhantering av miljö och hälsa .....	33
<b>4 Brandteori</b> .....	<b>41</b>
4.1 Brandförloppet .....	41
4.2 Rökutveckling .....	44
4.3 Brandplymen .....	45
4.4 Brandgaslager.....	46
4.5 Förbränning.....	47
<b>5 Tidigare studier av utsläpp från olycksbränder</b> .....	<b>51</b>
5.1 STEP .....	51
5.2 TOXFIRE .....	51
5.3 Studier i Sverige .....	53
<b>6 Upptagsvägar av luftföroreningar och partiklar</b> .....	<b>55</b>
6.1 Lungorna .....	55
6.2 Deposition av partiklar i andningsvägarna.....	56
6.3 Deposition av gaser och ångor i andningsvägarna.....	57

6.4	Upptag i kroppen.....	59
<b>7</b>	<b>Miljö- och hälsoeffekter av genererade brandprodukter.....</b>	<b>63</b>
7.1	Koldioxid (CO <sub>2</sub> ).....	63
7.2	Kolmonoxid (CO).....	66
7.3	Kväveoxider (NO <sub>x</sub> ).....	67
7.4	Vätecyanid (HCN).....	71
7.5	Svaveldioxid (SO <sub>2</sub> ).....	71
7.6	Oförbrända kolväten (VOC, PAH och Partiklar).....	73
7.7	Isocyanater.....	80
7.8	Tungmetaller.....	81
7.9	Dioxiner.....	82
<b>8</b>	<b>Spridning av föroreningar i atmosfären.....</b>	<b>85</b>
8.1	Allmänt om luftföroreningar.....	85
8.2	Atmosfärens uppbyggnad.....	85
8.3	Utsläpp och spridning i atmosfären.....	86
8.4	Spridningsmodeller.....	90
<b>9</b>	<b>Enkätundersökning av brandövningsverksamheten.....</b>	<b>91</b>
9.1	Genomförande av undersökningen.....	91
9.2	Besvarade enkäter.....	92
9.3	Allmänt om räddningstjänsten.....	92
9.4	Räddningstjänstens brandövningar.....	93
9.5	Bränsleförbrukning i samband med brandövningar.....	97
9.6	Tillståndsplikt och lagar.....	103
9.7	Utsläpp till mark och luft.....	104
9.8	Räddningstjänstens miljöarbete.....	105
9.9	Spontana kommentarer från räddningstjänsten.....	106
9.10	Osäkerheter.....	106
9.11	Val av undersökningsmetod.....	108
<b>10</b>	<b>Uppskattning av totala utsläppsmängder.....</b>	<b>109</b>
10.1	Utbytesdata.....	109
10.2	Resultat av utbytesberäkningar.....	110
<b>11</b>	<b>Provtagningar av produkter i brandgas.....</b>	<b>115</b>
11.1	Försöksuppställning.....	115



---

11.2	Mätningar .....	116
11.3	Beskrivning av brandförsöken .....	120
11.4	Beräkningar .....	125
11.5	Resultat av provtagningar .....	129
11.6	Slutsatser av provtagning .....	133
11.7	Felkällor för bestämning av utbytesdata .....	134
<b>12</b>	<b>Riskvärdering .....</b>	<b>137</b>
12.1	Egenskaper hos olika bränslen .....	137
12.2	Negativa effekter på miljö och hälsa .....	139
12.3	Miljömålen och ekologisk hållbar utveckling .....	149
12.4	Räddningstjänstens miljöarbete .....	149
12.5	Osäkerhetsanalys .....	151
<b>13</b>	<b>Riskreduktion .....</b>	<b>153</b>
13.1	Föreslagna operativa åtgärder .....	153
13.2	Föreslagna åtgärder på ledningsnivå från Räddningsverket .....	154
<b>14</b>	<b>Slutsatser av studien .....</b>	<b>155</b>
<b>15</b>	<b>Framtida studier .....</b>	<b>157</b>
15.1	Förslag på vidare studier .....	158
	<b>Referenser .....</b>	<b>161</b>
	<b>Appendix A: Ordlista .....</b>	<b>167</b>
	<b>Appendix B: Utbytesdata för utsläppsberäkningar .....</b>	<b>175</b>
	<b>Appendix C: Formler för beräkningar .....</b>	<b>181</b>
	<b>Appendix D: Diagram av beräkningar från provtagningarna .....</b>	<b>185</b>



# Abstract

The Swedish Rescue Services Agency (SRSA) has, by a resolution from the Swedish Parliament, been administered an area of responsibility for the sector “Prevention of accidents” (“*Skydd mot olyckor*”). The area of responsibility means, among other things, that the SRSA should quantify the emissions from accidental fires and estimate the total effect on the environment from the emissions of fires. Fires are complex phenomena and it is difficult to estimate the emissions from accidental fires with yield data from small-scale fire tests. With the expression “accidental fires” intends fires in different objects e.g. buildings and cars. In accidental fires there are different types of material burning and the oxygen supply is often limited. A first step is to estimate the emissions from accidental fires and their effects on the environment emissions from fire fighting exercises are estimated.

The main purpose with this project was to quantify the emissions to the atmosphere from fire fighting exercises and to perform an overall risk assessment of annual emissions from the Swedish Rescue Services’ fire fighting exercises with regards to effects on the environment and health. Fire fighting exercises are performed under more controlled situations than accidental fires and it is known what kind of fuels that are burning. An estimation of emissions from fire fighting exercises therefore gives better estimations on the amounts of emissions to the atmosphere than from accidental fires.

A questionnaire was sent out to different rescue services in Sweden and 65 out of 110 rescue services answered. This means that 29 percent of Sweden’s 219 rescue services have answered the questionnaire. The main purpose with the survey was to estimate the total fuel consumption from performed fire fighting exercises and, with the basis of the fuel consumption, estimate the total amounts of the compound emissions to the atmosphere, which are generated from fire combustion. The emissions from the SRSA’s schools where also estimated. In connection with the questionnaire the performance of fire fighting exercises also where studied, as well as their willingness and ability to minimize effects on the surroundings during exercises. About 60 percent of the rescue service, which had answered the questionnaire said that they had taken actions to decrease the effects on the environment from fire fighting exercises.

To estimate yield data for fuels used in fire fighting exercises, measurements on the gas generated in fires where made for a commonly performed fire fighting exercise, namely when a fire is set up in a container. From the measurements, yield data was calculated for some compounds generated in the combustion process of different fuels. The calculations of the yield data verified that the use of existing yields in the literature is possible for the estimation of emissions from performed fire fighting exercises.

The results of the estimated emission amounts of from fire fighting exercises proved that the emissions of different combustion compounds to

the atmosphere where generally negligible compared to emissions from other sources such as traffic and energy production. The only exceptions were the emissions of particles and PAH. The emissions of particles from accidental fires and fire exercises were found to be almost 7 percent of the total emission of particles. In spite of the small emission amounts from different fire exercises, it is important to minimize the effects on the surrounding. The fire fighting exercises are expected to have local effects and further investigations are recommended. Conclusions of the study and suggestions to decrease the effects on the surroundings have been made. Suggestions of certain importance are:

- The emissions of isocyanates produced when fire fighting exercises are performed with fuels containing isocyanates such as particleboards, are believed to cause adverse health effects. Less hazardous tretex boards could replace particles boards.
- The questionnaire showed that some rescue services might perform more fire fighting exercises than other rescue services. Rescue services would also like to have routines describing how to perform fire fighting exercises with regards to appropriate fuels and the practicing frequencies. These kinds of routines might decrease adverse effects on environment and health and also inhibit fire fighting exercises when there is no needed.

The method used in the measurement of the gases generated in the set up fire exercises gave measurements that are possible to use for approximate estimations of yield data. The method might be able to be used to estimate yield data in accidental fires.

# Sammanfattning

Räddningsverket har genom ett riksdagsbeslut tilldelats ett särskilt miljöansvar inom sektorn Skydd mot olyckor. Sektorsansvaret innebär bl.a. att verket ska redovisa sektorns totala miljöpåverkan och på vilket sätt sektorn påverkar utvecklingen mot en ekologiskt hållbar utveckling. Bränder är ett komplext fenomen. Det är svårt att med hjälp av utbytesdata från småskaliga brandförsök genomförda under kontrollerade former uppskatta utsläppen från olycksbränder. Med olycksbränder avses bränder i olika objekt, t.ex. byggnader, bilar och avfallsupplag. Vid olycksbränder är det en blandning av material som brinner och ofta är syretillgången begränsad. Ett första steg mot att uppskatta olycksbränders påverkan på miljön är att istället börja med att titta på de brandövningar som räddningstjänsten årligen genomför och bedöma övningarnas effekter på omgivningen.

Det huvudsakliga syftet med detta examensarbete har därför varit att dels kvantifiera de utsläpp som sker till atmosfären i samband med räddningstjänstens brandövningar, dels göra en riskbedömning med utgångspunkt från olika miljö- och hälsoaspekter av utsläppen i samband med brandövningar. Övningsbränder sker under mer kontrollerade former än olycksbränder och det är känt vilka material som brinner. En uppskattning av utsläpp från brandövningar ger därför säkrare värden på utsläppsmängder.

En enkätundersökning har genomförts där 65 av 110 tillfrågade räddningstjänster svarat. Denna svarsfrekvens motsvarar 29 procent av landets 219 räddningstjänster. Det huvudsakliga syftet med undersökningen har varit att kartlägga den totala bränsleanvändningen vid brandövningar för att sedan uppskatta det totala utsläppet till atmosfären av föroreningar som bildas vid förbränning vid brandövningar. Även Räddningsverkets skolors utsläpp i samband med brandövningsverksamhet uppskattades. I samband med enkätundersökningen kartlades brandövningsverksamheten i landet och i vilken grad räddningstjänsterna idag aktivt arbetar med att minska påverkan på omgivningen vid genomförandet av brandövningar. Cirka 60 procent av räddningstjänsterna som besvarat enkäten angav att de infört åtgärder för att minska övningsverksamhetens miljöpåverkan.

För att bestämma utbytesdata för sex vanliga bränslen gjordes provtagningar på brandgas vid en vanlig brandövning, brand i container. Genom mätningarna beräknades utbytesdata för några olika föroreningar för respektive bränsle. Utbytesberäkningarna verifierade att de utbytesdata som finns i litteraturen går att använda för att uppskatta utsläpp vid övningsbränder.

Resultatet av de beräknade utsläppen från räddningstjänsternas övningsverksamhet visade att utsläppen av olika föroreningar till atmosfären oftast var försumbara jämfört med utsläpp från andra källor som t.ex. biltrafik och energiproduktion. Dock var utsläppen av partiklar och PAH betydande. Vid en jämförelse uppgick utsläppet av partiklar från

olycksbränder och övningsbränder tillsammans till nästan 7 procent av de totala emissionerna av partiklar till atmosfären. Trots de ofta försumbara emissionerna är det ändå viktigt att räddningstjänsten strävar efter en så liten påverkan på omgivningen som möjligt. Övningsverksamheten förmodas kunna ge effekter på lokal nivå i närheten av övningsplatsen och vidare undersökningar av effekter på omgivningen bör göras. Förslag på åtgärder för att minska påverkan på omgivningen, både lokalt och i större perspektiv, har tagits fram.

Några viktiga slutsatser av studien är:

- Utsläppen av isocyanater i samband med brandövningar där spånskivor eller annat isocyanatinnehållande material används är betydande och förmodas medföra negativa hälsoeffekter på den personal som arbetar på övningsplatserna. Exempelvis bör spånskivor bytas ut mot mindre hälsofarliga tretexskivor.
- Enkätundersökningen visar att en del räddningstjänster övar mer än andra i förhållande till storleken på räddningstjänsten och kommunen. Räddningstjänster efterfrågar övningsrutiner för brandövningar från Räddningsverket. Gemensamma övningsrutiner skulle kunna minska negativa miljö- och hälsoeffekter från brandövningar, samtidigt som onödigt övande skulle kunna undvikas.
- Den metod som användes för genomförandet av provtagningar av brandgas har visat sig ge mätdata som kunnat användas för att uppskatta rimliga värden på utbytesdata. Metoden skulle eventuellt också kunna användas för att ta fram utbytesdata från större bränder som sker i samband med olyckor.

Nyckelord: Nationella miljö kvalitetsmål, sektorsansvar, brandövningar, utsläpp, miljöeffekter, hälsoeffekter, luftföroreningar, toxiska föroreningar.

# 1. Inledning

I Sverige inträffar årligen omkring 30 000 bränder i samband med olyckor. År 2002 var siffran något lägre med totalt 26 971 olycksbränder (Räddningstjänst i siffror 2002). Enligt en undersökning som gjordes år 1995 av Statens Provnings- och Forskningsinstitut (SP), där uppskattningar av utsläpp från olycksbränder för år 1990 användes, stod bränder i samband med olyckor för ett utsläpp av 20 kiloton koldioxid. Detta utgör mindre än 0,1 procent av det totala utsläppet av koldioxid till atmosfären i Sverige. För att jämföra med andra källor kan nämnas att vägtrafiken under samma period bidrog med hela 28 procent av det totala koldioxidutsläppet. Även när det gäller utsläpp av andra gaser såsom kolmonoxid, svaveldioxid och kväveoxider står bränder endast för en liten del av det totala utsläppet. När det istället handlar om utsläpp av *sot* och *partiklar*, står bränder för en betydande del av utsläppet till atmosfären. Partikelutsläppet från bränder i hus, industribyggnader, avfallsupplag och bilar uppskattas till cirka 1 kiloton årligen. Denna siffra kan jämföras med totalutsläppet av partiklar som uppgår till drygt 14 kiloton per år. Bränder bidrar alltså med nästan 10 procent av totalutsläppet av partiklar och stoft till atmosfären (Persson, B., et al, 1995).

Lokalt kan utsläpp i samband med bränder bli väldigt stora. En brand med fri tillgång på syre kan släppa ut 20 till 400 gånger mer sot och partiklar än vad som är tillåtet för motsvarande stationära förbränningsanläggning. Normalt sker förbränning i samband med olycksbränder inte under optimala förhållanden. Detta innebär att det verkliga utsläppet sannolikt är större än vad som kan förväntas vid god förbränning under kontrollerande former (Persson, B., et al, 1995).

Utöver de bränder som inträffar i samband med olyckor utför räddningstjänsten varje år omfattande brandövningar. Utsläppsmängderna från dessa övningar är hittills dåligt kartlagda och det finns idag ett behov av vidare utredning av denna verksamhet. Detta särskilt sedan regeringen tagit beslut om att Sverige idag ska arbeta mot en *Ekologiskt hållbar utveckling*.

## 1.1 Bakgrund

Tidigare har Räddningsverket gjort mindre undersökningar av räddningstjänstens miljöarbete i den operativa verksamheten (Storhammar, P., 1998). Detta har främst varit kvalitativa undersökningar som behandlat olika miljörelaterade problem och alternativa metoder och lösningar till dessa. Detta arbete har utförts inom ramen för Räddningsverkets projekt ”Den gröna räddningstjänsten” där samarbete skett med ett tiotal räddningstjänster. Inga närmare studier har dock gjorts över hur stor påverkan övningsverksamheten har på den yttre miljön och på människors hälsa, eller hur stora utsläpp som sker från räddningstjänstens övningsverksamhet.

Räddningstjänstens övningsverksamhet är hittills dåligt kartlagd och det saknas idag centralt sammanställda uppgifter. Det är okänt i vilken

utsträckning brandövningar genomförs och vilka typer och mängder av bränslen som används vid övningarna. Det finns inga gemensamma rutiner för hur en övning ska genomföras. Detta innebär att de olika räddningstjänsternas övningsförfarande skiljer sig åt, både beträffande övningens uppställning och typen och mängden bränsle som används vid varje övningstillfälle.

Regeringen har genom ett beslut från år 1998 tilldelat Räddningsverket ett särskilt sektorsansvar för att arbeta mot en Ekologiskt hållbar utveckling inom sektorn *Skydd mot olyckor*. Räddningsverket har enligt detta beslut till uppgift att redovisa sektorns huvudsakliga miljöpåverkan i förhållande till de uppsatta *Nationella miljö kvalitetsmålen*. Verket ska också undersöka vilka av de nationella miljö kvalitetsmålen sektorn främst påverkar och vidta åtgärder för att minimera belastningen på de uppsatta miljömålen. Eftersom hälsa ofta går hand i hand med miljö tas även denna aspekt upp i arbetet.

Räddningsverket initierade år 2000 en studie där det huvudsakliga syftet är att utreda hur stora utsläpp som sker vid olycksbränder (SRV, 2003). Det finns också en målsättning från Räddningsverkets sida att ta reda på hur dessa utsläpp påverkar miljön. Undersökningen görs mot bakgrund av regeringens beslut om det särskilda sektorsansvaret för en ekologiskt hållbar utveckling. I Räddningsverkets studie har provtagningar gjorts vid ett flertal större olycksbränder i Sverige. Detta har skett genom att personal från miljökontoren i vissa utvalda kommuner tillkallats till platsen där branden ägt rum. På plats har prover tagits på innehållet av släckvatten, rök, sot, jord och grundvatten vid och omkring olycksplatsen. Projektets huvudsakliga syfte är att få bättre kunskaper om vilka ämnen som bildas och sprids i samband med brandolyckor. Med sådana kunskaper skulle det vara möjligt att bedöma riskerna med utsläppen vid bränder i samband med olyckor ur såväl ett miljömässigt som ur ett hälsomässigt perspektiv.

Det har dock visat sig att resultaten från provtagningar i samband med olycksbränder är mycket osäkra. Detta beror framförallt på att prover har tagits under olika brandförhållanden och vid olika tidpunkter i brandförloppet. Resultaten är därför ofta inte jämförbara med varandra. Dessutom har det ofta varit okänt exakt vad som brunnit och i vilka mängder. Den totala mängden rök som genereras vid en brand är svår att uppskatta och därför säger de uppmätta koncentrationerna av föroreningarna ganska lite om de totala utsläppen till atmosfären. Utsläppen till mark och vatten är lättare att komma åt, eftersom utsläppsvolymen av förorenat släckvatten till största delen utgörs av det vatten som används för att bekämpa branden. Mot bakgrund till dessa fakta behövs det därför bättre och säkrare underlag för att kunna göra en rimlig bedömning av de miljö- och hälsorisker som följer av de utsläpp som orsakas av bränder, speciellt med avseende på utsläppen till atmosfären.

Ett alternativt sätt att komma åt att kunna uppskatta det totala utsläppet från olycksbränder till luft är att titta på de brandövningar som räddningstjänsten regelbundet genomför. Det har tidigare genomförts undersökningar av vilka föroreningar som bildas i samband med bränder. Dessa studier tillsammans med nya mätningar på brandrök i samband med brandövningar skulle kunna



göra det möjligt att få fram information om vilka koncentrationer föroreningarna släpps ut i atmosfären vid räddningstjänstens brandövningar. Det skulle sedan vara möjligt att, genom att bränslemängden är känd vid en övning, kvantifiera de totala utsläppen till luften som följer av övningsverksamheten. Det slutliga målet för Räddningsverket är att kunna använda resultaten från genomförda undersökningar i detta arbete på verkliga bränder i samband med olyckor för att uppskatta totalutsläppen av olika föroreningar till atmosfären under ett normalår i Sverige.

Examensarbetet är utfört på uppdrag av Räddningsverket i samarbete med Malmö Brandkår och Räddningsverkets skola i Revinge. Examensarbetet har utförts på avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi, institutionen för designvetenskaper vid Lunds tekniska högskola och har handletts av universitetslektor Anders Gudmundsson. Externa handledare har varit Claes-Håkan Carlsson och Cecilia Alfredsson på Räddningsverket i Karlstad.

## 1.2 Syfte

Det huvudsakliga syftet med detta examensarbete är att göra en övergripande riskbedömning ur ett miljö- och hälsoperspektiv över de utsläpp som räddningstjänstens brandövningsverksamhet genererar satt i relation till de uppsatta nationella miljö kvalitetsmålen. Dessutom syftar arbetet till att ge förslag på riskreducerande åtgärder med avseende på miljö och hälsa.

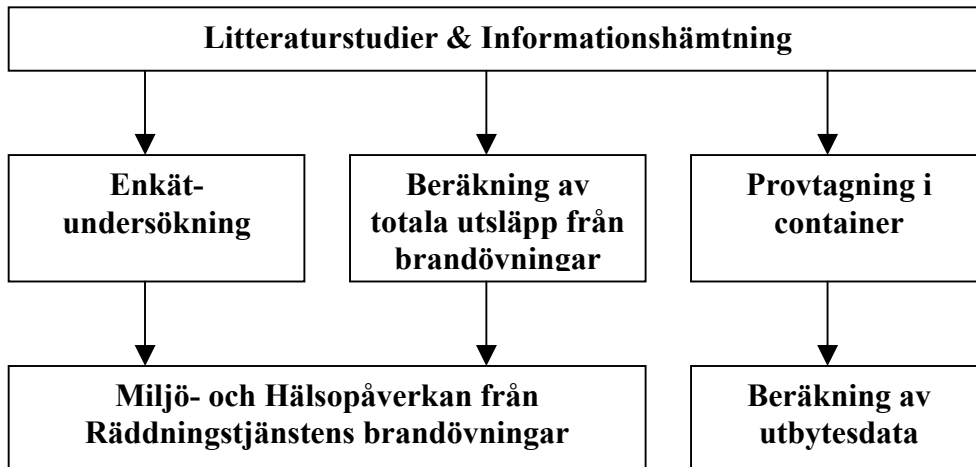
Delmål med arbetet är att:

- Göra en sammanställning över räddningstjänstens brandövningsverksamhet i Sverige med avseende på de brandövningar som genomförs och vilka bränslen som används.
- Kartlägga bränsleanvändningen i samband med brandövningar hos landets räddningstjänster.
- Kvantifiera utsläpp till atmosfären från räddningstjänstens brandövningar i Sverige.
- Undersöka om räddningstjänsten idag bedriver ett aktivt miljöarbete för att minska utsläpp i samband med brandövningar.

Målet med arbetet är att rapporten ska ligga till grund för framtida undersökningar av utsläpp och miljöeffekter från olycksbränder. Räddningsverket har för avsikt att utreda de negativa effekter som orsakas på omgivningen från olycksbränder, för att så småningom kunna redovisa den totala miljöpåverkan som sektorn Skydd mot olyckor ger upphov till. Ett första steg i detta långsiktiga arbete är att börja med att titta på räddningstjänsternas brandövningsverksamhet.

## 1.3 Metod

I figur 1.1 redovisas de metoder och arbetsgång som följts i examensarbetet. I boxarna i figuren anges de huvudsakliga momenten som utförts under arbetets gång.



**Figur 1.1** Flödesschema över arbetsgången för genomfört examensarbete.

En stor del av examensarbetet har utgjorts av litteraturstudier och informationsinhämtning inom områdena brand och förbränning. I samband med litteraturstudierna har också *utbytesdata* för några olika bränslen tagits fram. Kvantifieringen av förbränningsprodukterna har framförallt gjorts genom beräkningar där befintlig utbytesdata från litteraturen använts. Olika miljö- och hälsoaspekter för produkter som genereras i samband med bränder har undersökts.

Med utgångspunkt från övningsverksamheten på Malmö Brandkårs övningsplats Barbara sammanställdes en enkät som skickades till räddningstjänster runt om i landet. Det huvudsakliga syftet med enkäten var att få fram uppgifter om bränsleförbrukningen vid räddningstjänstens brandövningar. Dessutom undersöktes räddningstjänsternas nuvarande miljöarbete.

I Sverige finns idag 219 räddningstjänster eller räddningstjänstförbund (Carlsson, C.-H., 2004). Ett slumpmässigt urval av dessa, omkring hälften, fick besvara enkäten. En sammanställning över de vanligaste brandövningarna som räddningstjänsten genomför i den dagliga verksamheten har därefter gjorts.

Med hjälp av insamlad information från enkätundersökningen har det totala utsläppet av några vanliga förbränningsprodukter till atmosfären kvantifierats. Valet av undersökta förbränningsprodukter har baserats på de uppgifter som framkommit under litteraturstudierna. Kriterier som styr urvalet av föroreningar har baserats på faktorer som t.ex. vilka bränslen som används vid brandövningar och vilka produkter som bildas vid förbränning av de aktuella bränslena. Även de genererade föroreningarnas toxicitet och

miljöpåverkan har beaktats i bedömningen likaså vilka av föroreningarna som förmodas påverka de uppsatta miljökvalitetsmålen.

Enkätundersökningen har också gett en fingervisning om huruvida det finns ett intresse för att aktivt bedriva ett miljöarbete inom räddningstjänsten, framförallt vad gäller minimering av utsläppen till mark och vatten från genomförandet av räddningstjänstens brandövningar. Enkätundersökningen har också visat hur dokumentationen av uppgifter om brandövningar och förbrukade produkter fungerar.

Provtagningar har gjorts på brandrök där några vanligt förekommande bränslen som används av räddningstjänsten undersöktes. En övergripande utvärdering med avseende på bränslenas lämplighet både ur miljö- och hälsoaspekt har sedan gjorts. Provtagningarna har genomförts i samarbete med Räddningsverkets skola i Revinge, Malmö Brandkår, avdelningen för Brandteknik samt institutionen för ergonomi och aerosolteknologi vid Lunds tekniska högskola.

Med hjälp av resultaten från genomförda provtagningar av brandrök i container gjordes en jämförelse mellan uppmätt utbytesdata och tidigare experimentellt framtagna utbytesdata från litteraturen för de bränslen som undersöktes. Jämförelsen gjordes främst för att bedöma rimligheten i att använda utsläppsdata från litteraturen som var framtagna från småskaliga brandförsök i konkalorimeter för att kvantifiera utsläpp från bränder i större skala. Dessutom uppskattades osäkerheter i samband med att approximera utbytesdata från småskaliga brandförsök till att gälla för bränder i större skala som t.ex. brandövningar.

Med utgångspunkt från resultaten av beräknade utsläpp gjordes en övergripande riskvärdering med avseende på miljö och hälsa. Det har även getts förslag på riskreducerande åtgärder för att minska påverkan på miljö och hälsa från räddningstjänstens och Räddningsverkets skolors brandövningar.

## 1.4 Målgrupp

Uppdragsgivare till examensarbetet är Räddningsverket och de utgör därför en viktig målgrupp för arbetet. Dock vänder sig arbetet till en bredare publik och innehållet ska även kunna tillgodogöras av andra intressenter, såsom civilingenjörsstuderande med ett intresse för riskhantering inom områdena hälsa och miljö och även personal inom räddningstjänsten. Eftersom arbetet i många avseenden behandlar gränsöverskridande ämnesområden, ges en god översikt av de ingående områdena branddynamik och olika föroreningars effekter på miljö och hälsa. Detta innebär att en del avsnitt kan kännas överflödiga, men detta är ett medvetet val från författarnas sida.

### 1.4.1 Räddningsverket

Räddningsverket är en statlig myndighet som verkar för ett säkrare samhälle. Verket har till uppgift att sprida kunskap till allmänheten, yrkeskårer, organisationer och företag om föreskrifter, ge råd och stöd för att minska antalet olyckor och deras effekter. Det sker också ett

internationellt samarbete inom räddningstjänstområdet med en hög beredskap för humanitära insatser vid katastrofer i andra länder. Inom verket arbetar det idag omkring 780 människor och verksamheten finns i Karlstad. Utbildningsverksamheten är förlagd på Räddningsverkets fyra skolor i Revinge, Skövde, Rosersberg och i Sandö (SRV, 2004).

Räddningsverkets verksamhet bygger i hög grad på samverkan med andra myndigheter, kommuner och frivilligorganisationer. Räddningsverket är certifierat enligt ISO 14001 och miljö är ett prioriterat område.

## 1.5 Avgränsningar

En första avgränsning i arbetet är att det framförallt är utsläpp till luft från räddningstjänstens brandövningar som beaktats. Det saknas idag uppgifter om vilka mängder av olika föroreningar som släpps ut i atmosfären i samband med brandövningar.

När det brinner bildas en mängd mer eller mindre toxiska föroreningar som avges till omgivningen. Det skulle vara omöjligt att analysera och kvantifiera alla föroreningar med negativ miljö- och hälsopåverkan. Ett urval av utsläppsprodukter har gjorts baserat på vilka bränslen som används i samband med brandövningarna, de bildade föroreningarnas toxiska egenskaper och även vilka miljö kvalitetsmål det är som ska uppnås.

I Sverige genomförs årligen många olika typer av brandövningar. I samband med provtagningar på brandrök har endast en brandövning studerats, nämligen brand i container. Vid räddningstjänstens brandövningar är det idag vanligt att de sker eldning i container i olika konfigurationer. Brand i container är därför representativ för större delen av brandövningsverksamheten i Sverige.

## 1.6 Disposition

För att underlätta för läsaren ges här en disposition som beskriver hur arbetet är uppbyggt. I kapitel 2 till kapitel 8 presenteras bakomliggande teori som är väsentligt för att förstå resonemang och sammanhang i senare delen av arbetet. I kapitlen ges en objektiv beskrivning, utan egna inlägg. Eftersom målgruppen för arbetet är stor, kan en del kapitel verka överflödiga. Det är då möjligt för läsaren att hoppa över just de kapitel där han eller hon känner att området redan behärskas. Arbetet är dessutom en förstudie som ska ligga till grund för vidare undersökningar inom området. Tanken med de omfattande teorikapitlen är att de ska ge en god förståelse för hur olika faktorer samverkar och påverkar varandra. Den samlade informationen utgör därför en bra plattform för framtida studier.

I kapitel 9 och 10 presenteras resultaten från genomförd enkätundersökning och uppskattning av totala utsläppsmängder räddningstjänstens och Räddningsverkets skolors brandövningar av några olika föroreningar till atmosfären. I kapitel 11 redovisas genomförandet och resultaten från utförda provtagningar på brandgas i en container.

I kapitel 12 görs en riskvärdering över miljö- och hälsokonsekvenser från räddningstjänstens och Räddningsverkets skolors brandövningsverksamhet. Kapitlet kan ses som en diskussion framförallt över resultaten som erhållits ur de tidigare kapitlena 9, 10 och även 11. Riskvärderingen görs med utgångspunkt från de resultat och diskussioner som tidigare förts under respektive kapitel. Med utgångspunkt från riskvärderingen ges i kapitel 13 förslag på riskreducerande åtgärder för att minska påverkan på miljö och hälsa från brandövningar.

I kapitel 14 sammanfattas slutsatserna av studien och i kapitel 15 ges förslag på framtida studier.

I Appendix A finns en ordlista där en förklaring av alla kursiva ord som förekommer i arbetet återfinns.



## 2 Miljökvalitetsmål och sektorsansvar

*Som utgångspunkt för bedömningen av vilka förbränningsprodukter som har en betydande miljöpåverkan och därför kan vara intressanta att studera ur miljösynpunkt har bl.a. de nationella miljömålen använts. De förbränningsprodukter som här avses är sådana produkter som genereras vid räddningstjänstens brandövningar och släpps ut till atmosfären. I detta kapitel ges en överblick över de miljökvalitetsmål som bedöms beröras av utsläpp i samband bränder.*

Både internationellt och nationellt har intresset för miljön och en hållbar utveckling kommit allt mer i fokus. Genom en ekologiskt hållbar utveckling vill man reducera miljöpåverkan till nivåer som är långsiktigt hållbara. I Sverige är det övergripande målet att vi till nästa generation ska överlämna ett samhälle där de viktigaste miljöproblemen är lösta. Detta ska göras bl.a. genom att uppnå de av riksdagen uppsatta nationella miljökvalitetsmålen. Ansvaret för att uppnå målen är uppdelat i olika sektorer i ett försök att integrera miljötankandet i olika offentliga verksamheter. Räddningsverket har tilldelats ansvaret för sektorn Skydd mot olyckor (Naturvårdsverket, 2003).

### 2.1 De nationella miljökvalitetsmålen

Riksdagen tog den 1 april 1999 ett beslut om 15 nationella miljökvalitetsmål som bör uppnås inom en generation (Naturvårdsverket, 2003):

1. Frisk luft
2. Grundvatten av god kvalitet
3. Levande sjöar och vattendrag
4. Myllrande våtmarker
5. Hav i balans samt levande kust och skärgård
6. Ingen övergödning
7. Bara naturlig försurning
8. Levande skogar
9. Ett rikt odlingslandskap
10. Storslagen fjällmiljö
11. God bebyggd miljö
12. Giftfri miljö
13. Säker strålmiljö
14. Skyddande ozonskikt
15. Begränsad klimatpåverkan

Varje miljömål är i sin tur uppbyggt av flera mindre delmål. Målen är till för att en ekologisk hållbarhet ska kunna uppnås på lång sikt. Bakom de uppsatta miljömålen ligger också många internationella överenskommelser, eftersom många luftföroreningar verkar gränsöverskridande (Alfredsson, C., et al, 2001).

De miljömål som främst påverkas av bränder är Frisk luft, Grundvatten av god kvalitet, Levande sjöar och vattendrag, Myllrande våtmarker samt Giftfri miljö. Andra miljömål som påverkas vid händelsen av en brand, om än i mindre grad, är Bara naturlig försurning, Ingen övergödning, Begränsad klimatpåverkan och God bebyggd miljö (Björklund, C., et al, 2001). De miljömål som kommer att behandlas i följande avsnitt är de mål som främst bedöms påverkas av utsläpp från bränder till atmosfären.

### 2.1.1 Frisk luft

*”Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation”* (Naturvårdsverket, 2003).

En stor del av de föroreningar som finns i de rökgaser som bildas vid bränder påverkar luftkvaliteten negativt. Miljömålet Frisk luft är kanske därför det miljömål som allra mest påverkas av bränders utsläpp till atmosfären. De föroreningar i brandröken som har störst effekt på luftkvaliteten är kväveoxider, svaveldioxid, flyktiga kolväten (VOC), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och partiklar (Björklund, C., et al, 2001).

**Riksdagen har inom miljömålet för Frisk luft satt upp fyra delmål (Naturvårdsverket, 2003):**

1. *Årsmedelvärdet* för svaveldioxid ska vara maximalt 5 µg/m<sup>3</sup>. Delmålet ska vara uppnått i samtliga kommuner senast år 2005.
2. *Årsmedelvärdet* för kvävedioxid ska ligga på 20 µg/m<sup>3</sup> med ett maximalt *timmedelvärde* på 100 µg/m<sup>3</sup>. Delmålet ska i huvudsak vara uppnått år 2010.
3. Halten marknära ozon får inte överskrida 120 µg/m<sup>3</sup> som 8 timmars medelvärde år 2010.
4. Utsläppen av flyktiga organiska ämnen (VOC, exklusive metan) i Sverige ska år 2010 ha minskat till 241 000 ton.

#### 2.1.1.1 Miljökvalitetsnormer

Den 19 juni år 2001 antogs den nuvarande gällande förordningen (SFS 2001:527) om miljökvalitetsnormer för utomhusluft. Till grund för miljökvalitetsnormerna (MKN) ligger det s.k. ramdirektivet för utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten (96/62/EG) som EU införde år 1996. Redan år 1998 införde Sverige krav på gränsvärden genom antagandet av miljökvalitetsnormer för utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna anger högsta tillåtna koncentration av ett flertal olika föroreningar i utomhusluft. De är angivna över medelvärdetiderna timme, dygn eller år. I tabell 2.1 nedan anges högsta tillåtna halter i utomhusluft för några vanliga ämnen som genereras i samband med förbränning.



Förorening	Skyddsvärde		Halt som ej bör överskridas under medelvärdestiderna			Gäller fr.o.m.
	Skydd mot hälsa (H)	Skydd mot vegetation (M)	1 timme	1 dygn	1 år	
Bensen	Hälsa	-	-	-	5 µg/m <sup>3</sup>	1 jan 2010
Kolmonoxid	Hälsa	-	-	10 mg/m <sup>3</sup>	-	
PM <sub>10</sub>	Hälsa	-	-	50 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	1 jan 2005
Svaveldioxid	Hälsa	-	200 µg/m <sup>3</sup>	100 µg/m <sup>3</sup>	-	
Svaveldioxid	-	Miljö	-	-	20 µg/m <sup>3</sup>	
Kvävedioxid	Hälsa	-	90 µg/m <sup>3</sup>	60 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	1 jan 2006
Kvävedioxid	-	Miljö	-	-	30 µg/m <sup>3</sup>	1 jan 2006

**Tabell 2.1** I tabellen anges nuvarande miljökvalitetsnormer för utomhusluft. För några föroreningar har de angivna halterna ännu ej trätt i kraft (SFS 2001:527)

Regeringen har också tagit beslut om miljökvalitetsnormer som anknyter till de uppsatta nationella miljökvalitetsmålen, d.v.s. de miljökvalitetsnormer som bör uppnås för att en ekologisk hållbar utveckling ska vara möjlig. I tabell 2.2 anges de miljökvalitetsnormer som bör uppnås inom en generation.

Förorening	Skyddsvärde		Halt som ej bör överskridas under medelvärdestiderna		
	Skydd mot hälsa (H)	Skydd mot vegetation (M)	1 timme	1 dygn	1 år
Bensen	Hälsa	-	-	-	1 µg/m <sup>3</sup>
Bens(a)pyren	Hälsa	-	-	-	0,0001 µg/m <sup>3</sup>
PM <sub>10</sub>	Hälsa	-	-	30 µg/m <sup>3</sup>	15 µg/m <sup>3</sup>
Svaveldioxid	Hälsa	-	-	-	5 µg/m <sup>3</sup>
Kvävedioxid	Hälsa	-	100 µg/m <sup>3</sup>	-	20 µg/m <sup>3</sup>

**Tabell 2.2** Miljökvalitetsnormer som ska uppnås inom en generation enligt regeringsproposition 2000/01:130. Angivna halter är ännu ej gällande, utan endast på förslag (Persson, K., et al, 2003).

### 2.1.2 Giffri miljö

”Miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation” (Naturvårdsverket, 2003).

I dag används stora mängder kemikalier vid tillverkning av t.ex. kläder och byggmaterial. Samtidigt är kunskapsbristerna om olika ämnens miljö- och hälsoeffekter stora och det blir därför svårt att göra någon bedömning av eventuella negativa effekter. Vid bränder i olika material innehållande kemikalier som t.ex. flamskyddsmedel kommer det att släppas ut en mängd farliga föreningar. Toxiska ämnen som släpps ut i samband med bränder är t.ex. tungmetaller, flyktiga kolväten (VOC), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och dioxiner. Inte minst bränder i kemikalielager utgör potentiella utsläppskällor för många toxiska föroreningar (Björklund, C., et al, 2001).

### 2.1.3 Begränsad klimatpåverkan

*”Halten av växthusgaser i atmosfären ska i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. Målet ska uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras. Sverige har tillsammans med andra länder ett ansvar för att det globala målet kan uppnås”* (Naturvårdsverket, 2003).

I dag sker en ökning av jordens medeltemperatur till följd av den ökande växthuseffekten. För att kunna begränsa den antropogena påverkan av klimatet måste utsläppen av växthusgaser minska. Från bränder sker idag utsläpp av växthusgaser som t.ex. koldioxid, dikväveoxid och ozon (Alfredsson, C., et al, 2001).

#### **Riksdagen har inom miljömålet för Begränsad klimatpåverkan satt upp ett delmål (Naturvårdsverket, 2003):**

1. De svenska utsläppen av växthusgaser ska som ett medelvärde för perioden 2008-2012 vara minst 4 procent lägre än utsläppen år 1990. Utsläppen ska räknas som koldioxidekvivalenter och omfattas av de sex växthusgaserna koldioxid, metan, kvävedioxid, väteflorkarboner, perflorkarboner och hexasvavelflorid enligt *Kyotoprotokollet* och *IPCC:s* definitioner. Delmålet ska uppnås utan kompensation för upptag i kolsänkor som skog och hav eller med *flexibla mekanismer* som t.ex. handel med utsläppsrättigheter.

Det är idag främst de tre växthusgaserna koldioxid, metan och dikväveoxid som står för tillskottet av växthusgaser i atmosfären. Övriga gaser har tillförts under tidigare år, men eftersom de är ganska långlivade med livslängder på ibland flera tusen år räknas de med i dessa sammanhang. Dessutom är många av gaserna också betydligt potentare växthusgaser än koldioxid, varför även små mängder ger stor effekt (Naturvårdsverket, 2003).

### 2.1.4 Skyddande ozonskikt

*”Ozonskiktet ska utvecklas så att det långsiktigt ger skydd mot skadlig UV-strålning”* (Naturvårdsverket, 2003).

Utsläpp av ozonnedbrytande ämnen som *freoner* (CFC) och klorerade lösningsmedel bidrar till en uttunning av ozonskiktet. Från bränder släpps det också ut en del kväveoxider som efter kemisk omvandling har en negativ effekt på ozonskiktet.

**Riksdagen har inom miljömålet för Skyddande ozonskikt satt upp ett delmål (Naturvårdsverket, 2003):**

1. År 2010 ska utsläppen av ozonnedbrytande ämnen till atmosfären till största delen ha upphört.

### 2.1.5 Ingen övergödning

*”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation”* (Naturvårdsverket, 2003).

Sverige har idag problem med övergödning i mark och vatten, främst i södra delen av landet (Naturvårdsverket, 2003). Miljömålet Ingen övergödning påverkas av de kväveföreningar som släpps ut i samband med bränder. Större delen av nedfallet av kväveföreningar i Sverige härstammar dock från utländska källor.

**Riksdagen har inom miljömålet för Ingen övergödning satt upp ett antal delmål. Nedan följer de delmål som påverkas av utsläpp från bränder (Naturvårdsverket, 2003):**

1. Senast år 2009 ska det finnas åtgärdsprogram enligt EG:s ramdirektiv för vatten som anger hur god ekologisk status ska nås för sjöar och vattendrag samt för kustvatten.
2. Senast år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av kväve från mänsklig verksamhet till haven söder om Ålands hav ha minskat med minst 30 procent från 1995 års nivå till 38 500 ton.
3. Senast år 2010 ska utsläppen i Sverige av kväveoxider till luft ha minskat till 148 000 ton.

### 2.1.6 God bebyggd miljö

*”Städer, tätorter och annan bebyggd miljö ska utgöra en god och hälsosam livsmiljö samt medverka till en lokalt och globalt god miljö. Natur- och kulturvärden ska tas tillvara och utvecklas. Byggnader och anläggningar ska lokaliseras och utformas på ett miljöanpassat sätt och så att en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser främjas. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation”* (Naturvårdsverket, 2003).

Brandövningsplatser finns i dag på många olika ställen runt om i landet. Dessa kan i vissa fall utgöra miljöstörande verksamhet, i synnerhet då övningsplatserna är belägna nära tätbebyggda områden. Utsläppen från bränder påverkar människors livsmiljö och hälsa negativt. Även

kulturhistoriska byggnader och andra historiska arv tar skada av bränder genom att värdefulla objekt brinner upp (Alfredsson, C., et al, 2001).

### 2.1.7 Bara naturlig försurning

*”De försurande effekterna av nedfall och markanvändning ska underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen ska heller inte öka korrosionshastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation”* (Naturvårdsverket, 2003).

Utsläpp från bränder av svaveldioxid och kväveoxider bidrar till försurning av mark och vatten (Björklund, C., et al, 2001). Försurande ämnen påverkar även byggnader och tekniska material genom bl.a. erosion av byggmaterial.

#### **Riksdagen har inom miljömålet för Bara naturlig försurning satt upp fyra delmål (Naturvårdsverket, 2003):**

1. År 2010 ska högst 5 procent av antalet sjöar och högst 15 procent av sträckan rinnande vatten i landet vara drabbade av försurning som orsakats av människan.
2. Före år 2010 ska trenden mot ökad försurning av skogsmarken vara bruten i områden som försurats av människan, och en återhämtning ska ha påbörjats.
3. År 2010 ska utsläppen i Sverige av svaveldioxid till luft ha minskat till 60 000 ton.
4. År 2010 ska utsläppen i Sverige av kväveoxider till luft ha minskat till 148 000 ton.

## 2.2 Det särskilda sektorsansvaret

Redan år 1988 tog riksdagen ett miljöpolitiskt beslut som lyfte fram samhällssektorernas ansvar för att i framtiden undvika nya miljöproblem och att befintliga problem togs omhand på bästa sätt. Tio år senare, år 1998, tilldelades 24 olika myndigheter ett särskilt sektorsansvar för en ekologiskt hållbar utveckling genom ett beslut av regeringen. Uppdelningen av ansvaret för miljön i olika sektorer kan ses som ett arbetssätt att nå de uppsatta miljömålen genom ett försök att integrera miljötänkandet i olika verksamheter. De myndigheter som berörs av detta beslut är, förutom Räddningsverket, följande:

Arbetsmiljöverket, Arbetsmarknadsstyrelsen, Banverket, Boverket, Fiskeriverket, Försvarsmakten, Jordbruksverket, Kemikalieinspektionen, Kommerskollegium, Konsumentverket, Luftfartsverket, Naturvårdsverket, NUTEK, Riksantikvarieämbetet, Riksförsäkringsverket, Sveriges geologiska undersökning (SGU), SIDA, Sjöfartsverket, Skogsstyrelsen, Myndigheten för skolutveckling, Statens energimyndighet, Socialstyrelsen och Vägverket (Naturvårdsverket, 2003).

Det särskilda sektorsansvaret innebär att varje sektorsmyndighet ska identifiera och kvantifiera i vilken grad och på vilket sätt sektorns

verksamhet påverkar utvecklingen mot en ekologiskt hållbar utveckling. Det ska även utarbetas sektorsmål inom varje sektor och ett aktivt arbete ska bedrivas för att nå de uppsatta målen inom sektorn (Naturvårdsverket, 2003).

### 2.2.1 Skydd mot olyckor

Som tidigare nämnts har Räddningsverket tilldelats ansvaret för sektorn Skydd mot olyckor (Naturvårdsverket, 2003). Detta innebär i praktiken att Räddningsverket är ansvarigt för konsekvenserna av alla olyckshändelser i Sverige, oberoende vilken typ av olycka det rör sig om. Olyckorna kan alltså variera allt från att vara bränder till större nationella naturkatastrofer (Carlsson, C.-H., 2004).

Med utgångspunkt från de nationella miljömålen tog Räddningsverket år 1999 beslut om fem övergripande sektorsmål inom sektorn skydd mot olyckor (Räddningsverket, 2003):

1. Minska antalet bränder och konsekvenser av de bränder som inträffar.
2. Minska antalet olyckor med farliga ämnen och konsekvenserna av de olyckor som inträffar.
3. Minska antalet olje- och kemikalieutsläpp till havs och minska konsekvensen av utsläpp.
4. Minska antalet ras, skred, översvämningar och dammbrott och konsekvenserna av dessa.
5. Minska risken för och konsekvenserna av kärnteknisk olycka.



## 3 Riskhanteringsprocessen

*Tillvägagångssätten för att göra en riskanalys kan skilja sig åt beroende på vad som ska åstadkommas och vilka av de tre områdena miljö, hälsa eller säkerhet som ska behandlas i analysen. I följande avsnitt kommer olika begrepp som används i riskhanteringssammanhang att definieras och en förklaring över vad de olika uttrycken innebär i just detta fall kommer också att ges. Slutligen ges också exempel på hur en riskbedömning inom områdena miljö och hälsa kan genomföras och hur de identifierade riskerna sedan ska hanteras.*

Idag ökar riskmedvetenheten hos både verksamhetsutövare och allmänheten och kraven på att systematiskt och kontinuerligt arbeta med att förebygga och undvika risker inom olika verksamheter har därför blivit större. Vad som upplevs vara en risk styrs till stor del av individens och samhällets värderingar och tidigare erfarenheter. Den ökade kunskapen om hur människan och hennes omgivning påverkas av olika aktiviteter har också stor betydelse för vad som av den enskilda individen upplevs vara en risk.

### 3.1 Risk och riskkälla

De två begreppen risk och riskkälla blandas ofta ihop. En riskkälla definieras vanligen som något som har potential att orsaka skada, medan risk istället är en funktion som grundas på riskkällans egenskaper, vilka exponeringsmöjligheter det finns och vilka egenskaper som karaktäriserar den exponerade gruppen. Dessutom ingår det i riskbegreppet ofta en sannolikhet för att skada ska inträffa och en uppskattning av storleken på skadan och vilka konsekvenserna blir.

Risk kan definieras som en funktion baserad på sannolikhet och konsekvens. Enligt Kaplan (Kaplan, S., 1997) definieras teknisk risk genom att svara på de tre frågorna:

- Vad kan hända?
- Hur troligt är det att det händer?
- Vilka är konsekvenserna av händelsen?

Den tekniska definitionen av risk ger ett objektiva synsätt på riskbegreppet. Tanken är att bedömningen av risken inte ska påverkas av individens egna värderingar. Enligt den tekniska definitionen blir riskbilden mindre komplicerad. En svaghet med definitionen är att den inte ger svar på frågan varför olika individers riskuppfattning skiljer sig åt och vilken betydelse risken har för individen. En annan nackdel är att samverkan mellan mänskliga aktiviteter och dess konsekvenser ofta är betydligt mer komplexa än vad som ryms i sannolikhetsbegreppet. För att kunna kombinera sannolikhet och konsekvens på ett objektiva sätt, måste de båda ingående komponenterna värderas korrekt med avseende på storleken. I praktiken är det sällan så, då det har visat sig att människor oftare undviker risker med låg sannolikhet men med stora konsekvenser, än risker med högre

sannolikhet men med måttligare och mer hanterbara konsekvenser. Genom att medvetet undvika en situation är det möjligt att påverka (minska) sannolikheten för en viss händelse. Ett exempel på detta är många människors flygrädsla gentemot orådslan att åka bil. Statistiskt sätt är det betydligt farligare att åka bil än att flyga, men konsekvenserna av en flygplanskrasch är betydligt allvarigare än om bilen krockar (Nilsson, J., 2002).

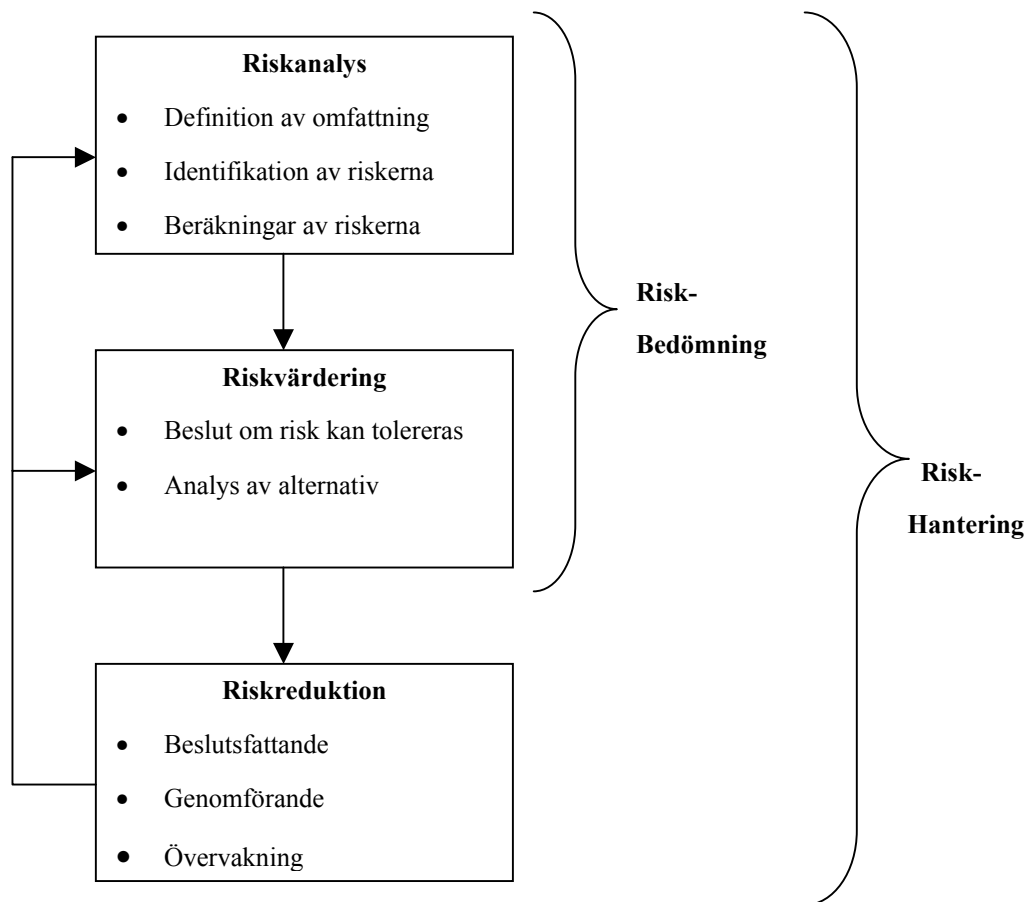
## 3.2 Riskhantering

Att arbeta med riskhantering innebär att på ett kontinuerligt och systematiskt sätt arbeta med att minska och, om möjligt, eliminera risker. Arbetet är en återkopplande process, där uppföljning och utvärdering spelar en central roll. I processen identifieras och analyseras risker för ett väldefinierat område. Genom att uppskatta riskerna kan dessa utvärderas och beroende på resultatet tas sedan beslut om hur riskerna ska behandlas.

Tillvägagångssättet för att analysera risker varierar beroende på vilken typ av risk som avses. Det är viktigt att genom hela riskhanteringsprocessen tydligt redogöra för de osäkerheter som finns i de olika stegen för genomförda analyser och bedömningar, samt de osäkerheter som kan påverka slutresultatet. En riskanalys baseras ofta på uppgifter, indata, vilka vanligen behandlas med en modell eller används för en uppskattning för att få ett resultat, utdata. Denna transformation innefattar olika omvandlingssteg vilka alla bidrar till att öka osäkerheten i slutresultatet. I huvudsak talas det om tre typer av osäkerheter. Dessa är osäkerheter i indata och information, s.k. naturliga variationer, modellosäkerhet och osäkerheter som grundar sig på brist på kunskap. De två första osäkerheterna är möjliga att påverka genom att skaffa mer och bättre kunskap. Den sista osäkerheten är däremot svår att påverka, men genom att ta reda på osäkerheten kan den uppskattas och osäkerhetens inverkan på slutresultatet på riskanalysen kan då bestämmas (Davidsson, G., et al, 2003).

Den generella bilden av riskhanteringsprocessen enligt International Electrotechnical Commission (IEC, 1995) består av de tre stegen riskanalys, riskvärdering och riskreduktion. I figur 3.1 ges en bild över arbetsgången för riskbedömning och riskhantering. De två första boxarna, riskanalys och riskvärdering, ligger till grund för riskbedömningen. Med utgångspunkt från riskbedömningen tas sedan beslut om hur eventuella risker ska behandlas, samtidigt som uppföljning och övervakning sker. Detta utgör själva riskhanteringsprocessen.





**Figur 3.1** Riskhanteringsprocessen enligt IEC:s definition uppdelad i de tre stegen riskanalys, riskvärdering och riskreduktion. I riskanalysen definieras området som ska tas med i analysen samtidigt som risker identifieras och kvantifieras. I riskvärderingen avgörs om riskerna är acceptabla och tar fram alternativ för att minska riskerna. I riskreduktionen beslutas om vilka åtgärder som ska vidtas. Åtgärderna implementeras och utvärderas för att se om önskat resultat uppnåtts (IEC, 1995).

### 3.2.1 Riskanalys

Riskanalysen är ett systematiskt verktyg som kan användas för att uppskatta sannolikheter och omfattningen av konsekvenserna från en oönskad händelse. Potentiella riskkällor identifieras och risker för individer, samhälle, egendom och miljö kan beräknas (IEC, 1995). I det inledande skedet av en riskanalys är det viktigt att tydligt definiera vilket område som ska behandlas i analysen. Det ska framgå ett tydligt mål med analysen, detaljeringsnivå och vilka avgränsningar som gjorts. Avgränsningarna ska ta hänsyn till de uppsatta målen och vilka resurser som finns tillgängliga för riskanalysen (Grahn, L., et al, 2001).

#### 3.2.1.1 Kvantitativa eller kvalitativa metoder

Normalt genomförs en riskanalys kvantitativt eller kvalitativt, beroende på analysens syfte. Ska storleken på risken uppskattas med en siffra krävs kvantitativa metoder. Är det däremot bara intressant att bestämma

potentiella riskkällor är det tillräckligt med en kvalitativ analysmetod (Grahn, L., et al, 2001).

För de kvantitativa metoderna skiljer sig tillvägagångssättet för riskberäkningar beroende på vilken typ av risk det rör sig om. Gemensamt för metoderna är dock att beräkningarna i grunden baseras på osäkerheter i modellerna och i indata. Exempel på en vanlig kvantitativ metod som används för att beräkna *individrisk* och *samhällsrisk* är Quantitative Risk Analysis (QRA). Metoden används ofta för att beräkna riskerna för omgivningen kring t.ex. en processindustri (Nilsson, J., 2002).

Kvalitativa metoder används främst för att identifiera risker och är därför mest av intresse på ett tidigt stadium i riskanalysen. Metoderna ger en beskrivning av tänkbara scenarier som kan inträffa i olika situationer. Metoderna ger dock ingen information om hur troligt det är att en viss olycka kommer att inträffa (Nilsson, J., 2002).

Det finns också ett mellanting mellan kvalitativa och kvantitativa metoder, nämligen semikvantitativa. Dessa metoder är något mer detaljerade än de kvalitativa metoderna och anger till viss del storlekar på sannolikheter och konsekvenser för en oönskad händelse. Ofta utgörs måtten i en semikvantitativ riskanalys av en rankingsskala där olika alternativ inbördes kan jämföras med varandra för att se vilken händelse som är mest trolig. De verkliga måtten på sannolikheter och konsekvenser anges alltså inte i de semikvantitativa metoderna (Nilsson, J., 2002).

### 3.2.1.2 Deterministiska eller probabilistiska metoder

Riskanalyser kan också göras med utgångspunkt från tänkbara konsekvenser av en riskkälla och kallas då deterministiska metoder. De kan också vara mer riskbaserade där både sannolikheten för att en händelse ska inträffa och konsekvensen av händelsen beaktas vid uppskattningen av risken. Metoden för riskanalysen kallas då probabilistisk.

### 3.2.2 Riskvärdering

I samband riskvärderingen ska den uppskattade risken värderas med hänsyn till faktorer som t.ex. riskens storlek, nyttan med verksamheten som genererar risken och vilka miljö- och hälsomässiga aspekter som bör beaktas. Vid riskvärdering ska även hänsyn tas till de osäkerheter som förekommer i riskanalysen, samt om risken är acceptabel eller inte, och även motivera varför i så fall (IEC, 1995).

Risker kan värderas på många olika sätt. Några metoder kan vara att risknivån ska uppfylla de lagar och förordningar som styr verksamheten, inte överskrida olika gränsvärden eller uppfylla särskilda miljö- eller hälsomål. Vid värdering av risker finns det fyra allmänna principer att följa vid användningen av olika riskkriterier. Den första av dessa är **rimlighetsprincipen**. Denna princip innebär i praktiken att alla risker, oavsett risknivå, ska elimineras om det kan ske med rimliga medel. Den andra principen utgörs av **proportionalitetsprincipen**, d.v.s. riskerna med en verksamhet ska inte vara oproportionellt stora i förhållande till den nytta verksamheten genererar. **Fördelningsprincipen** säger att riskerna bör vara

fördelade på ett rättvist sätt, d.v.s. riskerna för enskilda individer eller grupper ska fördelas i förhållande till den nytta de har av verksamheten. Den sista principen, **principen om att undvika katastrofer**, säger att risker hellre ska inträffa i form av mindre olyckor som kan hanteras av samhället än som stora katastrofer med ödesdigra effekter. Detta innebär att riskreducerande metoder bör inrikta sig på att förhindra stora risker som kan resultera i katastrofer hellre än småskaliga olyckor (Haeffler, L., et al, 2000).

### 3.2.3 Riskreduktion

Riskreduktion är en beslutsprocess där det ska beslutas om hur den uppskattade risken bör hanteras och vilka åtgärder som ska vidtas för att eliminera eller minimera risken. Som utgångspunkt vid beslutsfattande under riskreduktionen används olika beslutskriterier. Några vanliga kriterier som ofta används vid beslutsprocessen är teknologibaserade, rättighetsbaserade eller nytto-baserade kriterier. I det första kriteriet, det teknologibaserade kriteriet, tas beslut med utgångspunkt från användandet av bästa möjliga teknik. I det andra kriteriet, som utgörs av det rättighetsbaserade kriteriet, är utgångspunkten för riskreduktionen ett uppsatt mått på en "acceptabel" risknivå. Den "acceptabla" risknivån kan sättas till att vara allt ifrån noll (nollrisk-ansats) till att maximalt uppgå till en viss nivå. I det sista kriteriet, det nytto-baserade kriteriet, värderas den förväntade nyttan av åtgärden/verksamheten gentemot den genererade risken som åtgärden/verksamheten för med sig. Med utgångspunkt från förhållandet mellan nyttan och risken med åtgärden/verksamheten tas sedan beslut om riksreducerande åtgärder (Mattsson, B., 2000).

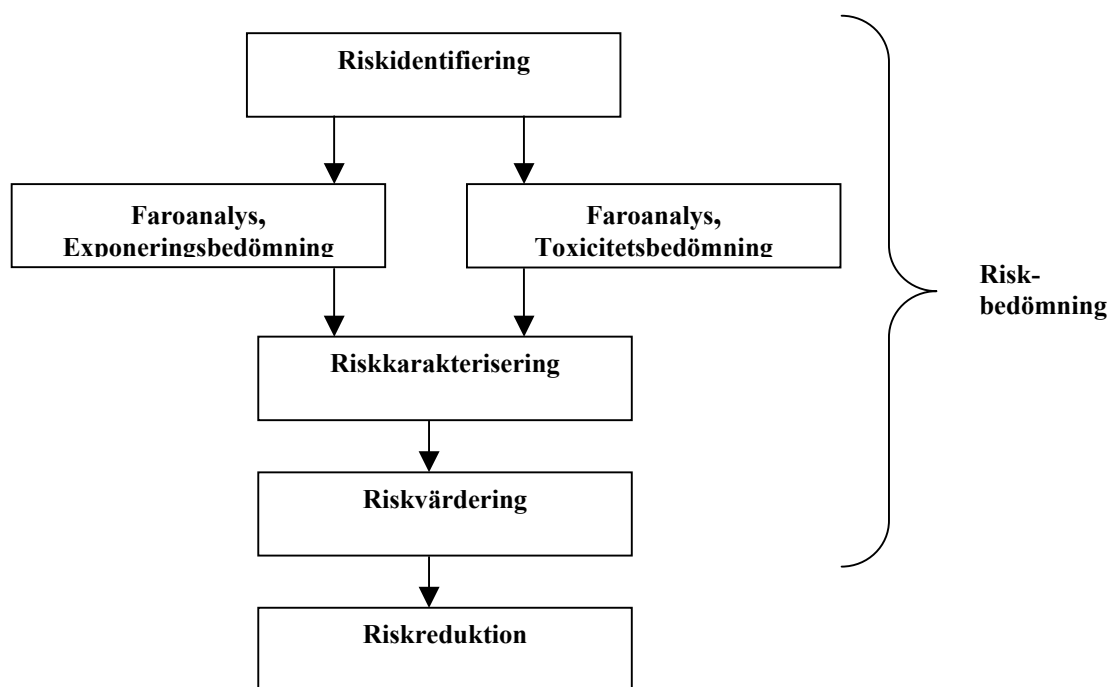
I begreppet riskreduktion ingår införandet och genomförandet av åtgärder. Efter implementering av åtgärder sker en uppföljning av resultatet. Det bör alltid ske en återkoppling till de tidigare stegen i riskhanteringsprocessen för att kunna följa upp arbetet och ständigt göra förbättringar i det förebyggande arbetet (IEC, 1995).

Under riskreduktionen spelar ofta såväl politiska som ekonomiska faktorer in. Det som slutligen är avgörande är om det är tekniskt möjligt att eliminera eller reducera risken. Kan utsläppen renas till en rimlig kostnad och hur stor är nyttan i förhållande till kostnaden för de reducerande åtgärderna? (Haeffler, L., et al, 2000)

## 3.3 Riskhantering av miljö och hälsa

För att bedöma miljö- och hälsorisker vid exponeringar kan en riskbedömning göras. I figur 3.1 utgörs riskbedömningen av de två första boxarna. Målet med en riskbedömning inom miljö och hälsa är att beskriva sannolika miljö- och hälsoeffekter av en viss exponering. Bedömningen kan vara kvalitativ, semikvantitativ eller kvantitativ beroende på vilken omfattning som krävs, men också beroende på vilket underlag som finns tillgängligt (Edling, C., et al, 2000). En riskbedömning av miljö och hälsa utgörs av riskidentifiering, faroanalys, riskkaraktärisering och riskvärdering. I riskvärderingen värderas riskerna efter rimlighet, proportion, fördelning

och konsekvens. Därefter följer riskreduktionen, som tillsammans med den tidigare riskbedömningen utgör själva riskhanteringen av aktuella miljö- och hälsorisker. Arbetsgången för bedömning och hantering av miljö- och hälsorisker illustreras i figur 3.2 (Flodström, S., et al, 1995; Kolluru, R., et al, 1996).



**Figur 3.2** I figuren visas ett tillvägagångssätt för hantering av miljö- och hälsorisker. Riskbedömningen innefattar riskidentifiering, faroanalys, riskkarakterisering och riskvärdering. Tillsammans med riskbedömningen utgör riskreduktionen själva riskhanteringen (Nilsson, J., 2002).

### 3.3.1 Riskidentifiering

Vid identifiering av miljö- och hälsorisker t.ex. i samband med förekomst av toxiska ämnen och föreningar, bör koncentrationer och hanterade mängder av kemiska, fysikaliska eller biologiska ämnen bestämmas. Beroende på vad som beaktas är riskkällans skadepotential olika stor, eftersom en del ämnen och föroreningar är mer giftiga än andra. Vid undersökning av en verksamhets negativa miljö- och hälsopåverkan bör i riskidentifieringen särskilt utsatta riskgrupper betraktas. Exempel på sådana grupper kan vara hotade eller känsliga arter, känsliga habitat eller svagare individer som t.ex. barn och äldre.

#### 3.3.1.1 Skyddsmål

För att lyckas med att bedöma miljö- och hälsorisker måste relevanta skyddsmål bestämmas. Skyddsmål är en formell beskrivning av de miljö- och hälsoaspekter som ska beaktas i riskbedömningen. Skyddsmål för hälsorisker är lättare att definiera än för miljörisker. För att analysen ska bli

så bra som möjligt är det särskilt viktigt att söka efter och utnyttja relevanta skyddsmål.

Skyddsmål kan definieras i två steg. I det första steget identifieras vilka skyddsvärden det finns för miljö respektive hälsa. I det andra steget ska skyddsmålen formuleras i operativa termer, d.v.s. om det är möjligt att mäta skyddsmålen för att kunna karakterisera miljöns eller populationens hälsa och kvantifiera negativa förändringar. Dessutom bör det vara möjligt att avgöra när en signifikant förändring skett och utvärdera osäkerheten i dessa data. Risk i miljö- och hälsosammanhang kan definieras som sannolikheten att en skadlig effekt ska uppträda i en population. Exempel på några vanliga toxicitetssamband visas i figur 3.3 i avsnitt 3.3.2.2.

### 3.3.2 Faroanalys

I samband med faroanalysen ska det undersökta ämnets påverkan på miljö och hälsa fastställas kvalitativt samtidigt som exponeringsgraden av ämnet uppskattas. Faroanalysen utgörs av en kvantitativ uppskattning där en utredning görs över hur stor risken är att en exponerad population drabbas av tidigare identifierade effekter vid en viss exponering. Som utgångspunkt för faroanalysen används faktorer som ämnets förekomst och spridningsmönster i naturen, upptagsvägar och effekter hos människor. Effekterna ställs i förhållande till graden av exponering av ämnet. Exponeringen beror i hög grad på i vilka mängder ämnet eller föroreningen släpps ut och var utsläppen sker i förhållande till var mottagarna är lokaliserade. Ämnets kemiska och fysikaliska egenskaper, vattenlöslighet och aggregationstillstånd spelar en viktig roll för dess toxicitet och hur exponeringen av människor, djur och natur ser ut. Ämnets nedbrytbarhet, bioackumuleringsförmåga och rörlighet i mark och vatten är avgörande för vilken effekt ämnet kommer att ha på omgivningen (Flodström, S., et al, 1995). I en miljö- och hälsoriskanalys är det av stor vikt att vid exponeringsbedömning av ett ämne identifiera alla potentiella receptorer. Detta är särskilt viktigt om det finns känsliga grupper som t.ex. barn och äldre eller speciellt känsliga arter och habitat som kan fungera som mottagare för föroreningen.

#### 3.3.2.1 Exponeringsbedömning

Exponeringsbedömning av ett ämne eller en förorening är den process där källtermer omvandlas till uppskattningar av exponering från omgivningen eller vilka doser som når receptorn. Modellerna som används vid exponeringsbedömningen behandlar transport, utspädning, omvandling och nedbrytning av det förorenande ämnet. Input i modellerna är vanligen utsläppshastighet från källan, karakterisering av det toxiska ämnets egenskaper samt receptorernas egenskaper. Med receptor avses den omgivning som kan komma i kontakt med det toxiska ämnet. Receptorer kan t.ex. utgöras av olika arter och organismer i naturen eller människor. I kapitel 6 behandlas mer ingående de faktorer och mekanismer som är avgörande för bl.a. exponeringsbedömning av toxiska substanser för människor.

Vid exponeringsbedömning kan det vara svårt att skilja mellan exponering från naturliga källor och exponering orsakad av antropogena aktiviteter (Suter, G., et al, 1993).

Tillvägagångssättet för exponeringsbedömning av miljö- och hälsorisker kan ske genom att de habitat och populationer som kan komma att exponeras för ämnet och påverkas negativt identifieras. Utsläpp till miljön sker ofta i form av punktutsläpp. Detta ger normalt en ganska stor lokal exponering. I riskbedömningen är det viktigt att ta hänsyn till om det lever någon specifik eller särskilt känslig art nära källan och vilka möjligheter det finns för ämnets fortsatta spridning i naturen, t.ex. via grundvattnet eller med vindarna. För spridningen är ämnets kemiska och fysikaliska egenskaper av stor betydelse. Spridning av olika ämnen och föroreningar i atmosfären beskrivs närmare i kapitel 8. Ett ämne eller förorening som bryts ner dåligt och har hög bioackumuleringsfaktor stannar kvar längre i miljön och hinner därför också orsaka större skada (Nilsson, J., 2002). Många organiska föreningar och miljögifter som t.ex. polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och polyklorerade bifenylor (PCB) bioackumuleras i naturen. I kapitel 7 diskuteras olika föroreningars egenskaper och deras påverkan på miljö och hälsa.

### 3.3.2.2 Toxicitetsbedömning

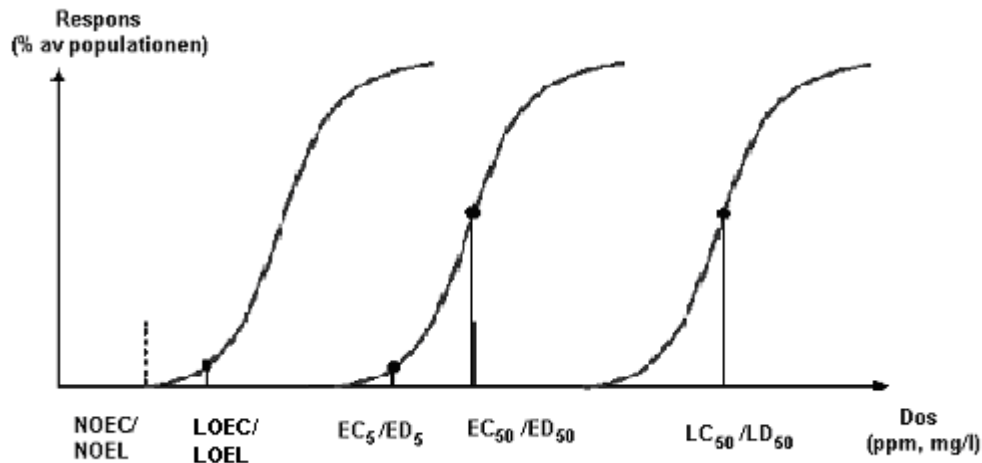
För att bedöma i vilken grad en individ eller en organism påverkas av en viss exponering görs en toxicitetsbedömning där relationen mellan exponeringen eller dosen av ett ämne och förekomsten av negativa effekter i en population undersöks. För människor utnyttjas kända *dos-respons samband* eller *dos-effekts samband*, medan bedömning av toxiska effekter på miljön ofta baseras på försök med olika arter där LC<sub>50</sub>-värden (Lethal Concentration) och LD<sub>50</sub>-värden (Lethal Dose) tagits fram. Dessa koncentrationer eller doser har tagits fram i djurförsök. Metoden innebär att en grupp individer exponeras för det toxiska ämnet. Vid den dos eller koncentration där 50 procent av den exponerade populationen dör erhålls värdena på de två toxicitetsmått LD<sub>50</sub> och LC<sub>50</sub> (Nilsson, J., 2002).

För att påvisa ett ämnes toxiska effekter på människor kan resultat från *epidemiologiska studier* användas (Edling, C., et al, 2000). Epidemiologiska studier är undersökningar där förekomsten av negativa effekter i en population studeras. Populationen kan utgöras av en grupp individer, t.ex. ett lands befolkning eller en grupp människor i en viss region eller inom en viss bransch. Ofta pågår studien under lång tid, från några år till att övergripa generationer. En fördel med denna typ av undersökningsmetod är att metoden avspeglar verkligheten och tar hänsyn till olika samverkande effekter. En annan fördel med epidemiologiska studier är att resultatet inte behöver extrapoleras från djur till människa, vilket i sig gör studien mera tillförlitlig. Det kan dock förekomma systematiska fel i undersökningen, vilka bidrar till osäkerheter i resultaten (Holgate, E., et al, 1999).

I många fall saknas toxikologiska data för olika ämnens effekter på människor. Det är därför nödvändigt att använda resultat från djurförsök och *in vitro* test på cellnivå för att bedöma ett ämnes toxicitet. Resultaten från dessa försök går inte direkt att applicera på människor eftersom det finns

skillnader mellan olika arters metabolism och det är svårt att avgöra vad den totala effekten blir av de skador som sker på cellnivå. Ett sätt att korrigera toxicitetsdata från djurförsök för att uppskatta en säker dos för människor är att använda s.k. säkerhetsfaktorer. I de fall där exponeringsdata för människor är tillgängliga görs istället direkta riskuppskattningar med hjälp av det tillgängliga materialet (Edling, C., et al, 2000). Vid bestämning av säkerhetsfaktorer för ett ämne tas det hänsyn till olika osäkerheter som är förenade med uppskattningen av gränsvärdet. Osäkerheter som ska korrigeras i säkerhetsfaktorn är variationer både mellan och inom arter, osäkerhet i toxicitetsdata och den negativa effektens egenskap. Eftersom dessa variationer inte är helt triviala är säkerhetsfaktorer ofta schablonmässiga. För cancerogena ämnen är det vanligt med säkerhetsfaktorer på 10 000. En säkerhetsfaktor på 10 000 innebär att det tillåtna gränsvärdet för människor, d.v.s. den säkra dosen, ligger 10 000 gånger lägre än den lägsta nivån där en negativ effekt kunnat observeras i en population i utförda djurförsök. Cancereffekter av ett ämne anses vara allvarliga varför cancerogena ämnen tilldelas en hög säkerhetsfaktor. Andra riskmått som används är t.ex. om ett ämne ger upphov till reproduktiva eller neurologiska störningar.

De värden som brukar ligga till grund för uppskattningar av säkerhetsfaktorer för toxiska ämnen brukar betecknas NOEL, No Observed Effect Level. Ett annat mått som kan användas är NOEC (No Observed Effect Concentration), vilken är den exponeringskoncentration under vilken inga negativa effekter kan observeras. Värdena för NOEL respektive NOEC erhålls normalt ur djurförsök. Det förekommer även andra toxicitetsmått som t.ex. LOEL (Lowest Observed Effect Concentration) och LOEC (Lowest Observed Effect Level). Andra mått för att bedöma ett ämnes toxicitet är LC<sub>50</sub>- eller LD<sub>50</sub>-värden. Dessa är snarare mått på akut toxicitet som uppträder inom loppet av bara några timmar efter exponeringen. Måtten utgör ofta ett första steg för vidare undersökningar av effekter vid lägre doser av ämnet (Haag-Grönlund, M., 1995). Det finns även andra sätt att ange förekomsten av effekter i en population. Några sådana mått är EC<sub>5</sub> och ED<sub>5</sub> respektive EC<sub>50</sub> och ED<sub>50</sub>. Beteckningarna EC och ED står för effektkoncentration respektive effektdos. Principerna för framtagning av måtten är desamma som för LD och LC-värdena, med den stora skillnaden att den förekomsten av effekter i populationen mäts istället för hur stor del av populationen som dör vid exponeringen. Indexsiffrorna anger hur stor del av populationen som uppvisar effekter vid en viss exponeringskoncentration eller exponeringsdos. I figur 3.3 visas några teoretiska samband mellan respons och exponering. Kurvorna är sigmoidala där mittpunkten på kurvan visar den dos där 50 procent av populationen uppvisar effekter av exponeringen.



**Figur 3.3** I figuren illustreras några teoretiska samband mellan responsen (förekomsten av negativa effekter) i en population och exponeringen av ett toxiskt ämne (Edling, C., et al, 2000).

Genom att relatera graden av exponering och förekomsten av olika effekter i en population kan kvantitativa analyser göras. Sambandet mellan exponeringsdosen och antalet drabbade individer i en grupp kallas för dos-responssamband. Ett annat samband som betecknas dos-effektsamband anger istället den uppkomna effekten i populationen vid en viss dos (Edling, C., et al, 2000).

### 3.3.3 Riskkarakterisering

Vid en riskkarakterisering integreras exponeringsbedömningen och toxicitetsbedömningen. Resultatet blir en kvalitativ, kvantitativ eller semikvantitativ uppskattning av den föreliggande hälso- eller miljörisken. Risken beskrivs vanligen utifrån olika aspekter såsom konsekvens av skada eller sannolikhet för att specificerade skador ska uppstå i en population. I samband med riskkarakteriseringen bör det också göras en osäkerhetsanalys på risken (Flodström, S., et al, 1995). Riskkarakteriseringen ska fungera som ett underlag vid en riskbedömning där för- och nackdelar vägs mot varandra i ett beslut om t.ex. användningen av ett giftigt ämne i en process (Nilsson, J., 2002).

Riskkarakteriseringen utgörs av summan av alla output i riskanalysen. De huvudsakliga komponenterna i en riskkarakterisering består av sammansättningen av resultatet från exponerings- och effektbedömningen för att uppskatta vilka de negativa effekterna eventuellt kan bli vid en viss exponeringsnivå (Suter, G., et al, 1993).

Vid riskkarakterisering beaktas följande parametrar:

1. Koncentrationen vid vilken exponering sker.
2. Exponeringens fördröjning.
3. Andelen av organismerna, populationerna eller samhällena som svarar på exponeringen.
4. Den uppkomna effektens egenskaper.



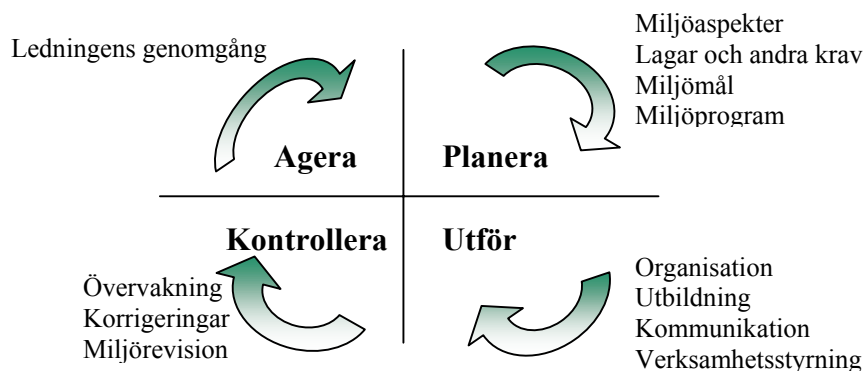
### 3.3.4 Riskvärdering

I riskvärderingen görs en bedömning över hur stor nytta risken genererar i förhållande till de skador och konsekvenser som kan uppstå på miljö och hälsa. I riskvärderingen ska en bedömning göras om huruvida risken är acceptabel eller ej. Metoder och kriterier att arbeta utifrån vid en riskvärdering när riskens nytta ska bedömas beror på vilka krav ställs vid beslut om riskreducerande åtgärder. Exempel på några vanliga kriterier är tidigare presenterade i kapitel 3.2.3.

Visar det sig att det finns risk för negativ påverkan på miljö och hälsa bör åtgärder vidtas. Vid riskvärdering av miljö och hälsa ska de fyra principerna rimlighet, proportion, rättvis fördelning och undvikandet av katastrofer beaktas. I miljöbalkens andra kapitel om de allmänna hänsynsreglerna återfinns några av dessa principer. Andra principer i miljöbalken som ska beaktas vid all verksamhet för att minimera miljörisker är att välja produkter och material som är mindre farliga för miljön och att välja bästa möjliga teknik. Dock ska detta ske inom rimliga gränser och vad som är ekonomiskt försvarbart i förhållande till den nytta investeringen genererar i form av reducerad risk (SFS 2001:1079).

### 3.3.5 Riskreduktion

I det sista steget efter själva riskbedömningen ska beslut tas om hur de uppkomna miljö- och hälsoriskerna ska behandlas i det fortsatta arbetet med riskhanteringen. Det är viktigt att arbetet fortsätter och att ständiga förbättringar görs. Riskreduktionen ska kopplas samman med de tidigare stegen enligt PDCA-cykeln principer (Demings cirkel) som åskådliggörs i figur 3.4. Förkortningen PDCA står för planera (Plan), utföra (Do), kontrollera (Check) och slutligen agera (Act). I figur 3.4 åskådliggörs PDCA-cykeln.



**Figur 3.4** Bilden visar PDCA-cykeln olika steg, från planering (planera) till vidtagande av åtgärder (agera).

PDCA-cykeln principer ligger ofta till grund för arbeten med olika typer av managementproblem. Oberoende av om det handlar om att arbeta med risker, miljö eller kvalitet är det samma systematik i arbetet, d.v.s.

planerande, utförande, kontrollerande och slutligen agerande och implementering med kontinuerlig uppföljning.

## 4 Brandteori

*För att bättre få en förståelse för sambandet mellan brandens utveckling och de förbränningsprocesser som sker i branden ges här en kort övergripande beskrivning av ett vanligt och välstuderat brandförlopp, nämligen rumsbrand. I kapitlet presenteras också de ekvationer som ligger till grund för beräkningar i senare delen av arbetet.*

Rumsbrand är den typ av brand som bäst beskriver det brandförlopp som äger rum vid räddningstjänstens övningar, då det vanligtvis eldas i inneslutna utrymmen såsom i en container. Viktiga faktorer som styr branden och således också är avgörande för förbränningsprocessen och de produkter som genereras i branden kommer att behandlas i detta avsnitt. Brandgasernas uppförande och rörelse kommer också att tas upp.

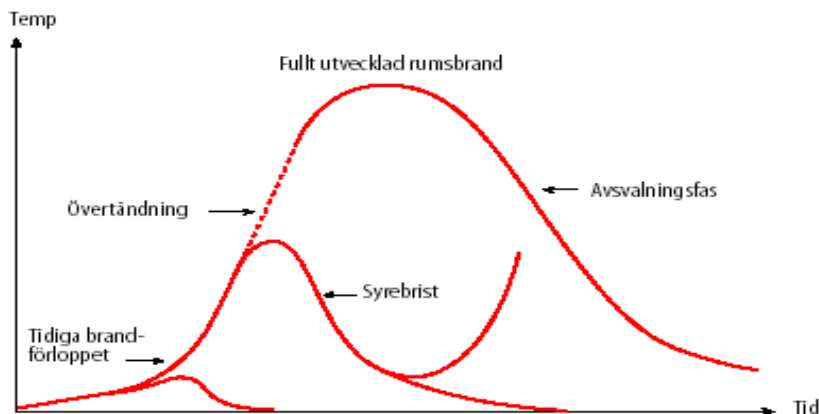
En brand kan definieras som en okontrollerad förbränning där följderna i regel blir skada på liv, miljö eller egendom. Den stora skillnaden mellan brand och förbränning under kontrollerade former är att det i en kontrollerad förbränningsprocess är möjligt att styra förloppet genom att reglera syretillförsel, bränslemängd och därmed indirekt temperaturen. Detta görs dels för att effektivisera förbränningen, dels för att minimera utsläpp av oönskade förbränningsprodukter som t.ex. kolmonoxid och sotpartiklar till luften. Det är viktigt att komma ihåg att varje brand är unik och att det idag inte finns några absoluta metoder för att förutsäga hur ett brandscenario kommer att utvecklas, även då begynnelseförhållanden är kända. Brandförloppet är en dynamisk process och kan snabbt förändras. Det är inte heller självklart vad som kommer att bildas i samband med förbränningen vid en viss given brand, utan det styrs av vilka betingelser som råder vid varje enskilt brandtillfälle (Ondrus, J., 1990).

### 4.1 Brandförloppet

Brandförloppet påverkas av en mängd olika parametrar. De viktigaste parametrarna är syretillförseln, tillgången på och typen av brännbart material samt geometrin i rummet där branden äger rum. Beroende på hur dessa faktorer samverkar kommer varje brandförlopp att vara olika. Andra viktiga aspekter att ta med i brandförloppet är *förbränningshastighet* och *effektutveckling*, som också påverkas direkt av parametrarna ovan. Alla dessa tidsberoende parametrar medför att det är svårt att förutsäga ett specifikt brandförlopp. Nedan görs ett försök att ge en beskrivning över hur en rumsbrand kan utvecklas och vilka faser branden genomgår (Bengtsson, L.-G., 2001).

Det fullständiga brandförloppet, vilket illustreras i figur 4.1 nedan, kan delas in i tre tidsperioder. Den första perioden kallas det tidiga brandförloppet och utgörs av de två faserna initialbrand och tillväxt. Övertändningen är övergångsfasen mellan det tidiga brandförloppet och den fullt utvecklade branden (under den andra tidsperioden). Övertändning kännetecknas generellt av att branden övergår från att vara i ett eller ett fåtal enstaka föremål, till att omfatta i princip allt brännbart i rummet. När tidsperiod två

inträder är branden fullt utvecklad. Efterhand som branden avtar sker en övergång mellan fullt utvecklad rumsbrand till den s.k. avsvalningsfasen och det är vid denna tidpunkt den sista och tredje tidsperioden inträder.



**Figur 4.1** Bild över brandförloppskurvan för en rumsbrand. Den första tidsperioden sträcker sig över det tidiga brandförloppet. Då övertändning sker övergår branden strax till fullt utvecklad rumsbrand och den andra tidsperioden inträder. När branden börjar avta inträder den sista tidsperioden som huvudsakligen utgörs av avsvalningsfasen. Den horisontella axeln anger tiden och den vertikala axeln anger temperaturen på de under taket ansamlade brandgaserna (Bengtsson, L.-G., 2001).

#### 4.1.1 Initialbrand

En inomhusbrand kan uppstå på en mängd olika sätt. Några vanliga orsaker är soteld, anlagd brand, överhettade hushållsapparater eller tekniska fel. Initialbranden är den brand i ett föremål i vilken branden startar, t.ex. i en TV eller ett stearinljus. Dessa föremål i sig kallas för *brandstiftare*. I detta läge när ett föremål börjat brinna kan branden antingen upphöra eller vidareutvecklas till en fullt utvecklad brand. Det som avgör om branden kommer att självdö eller tillväxa är framförallt tillgången på bränsle och syre. I de fall bränslet är avgörande för brandens utveckling är det en *bränslekontrollerad* brand, i annat fall när det är syretillgången som styr effektutvecklingen är det en *ventilationskontrollerad* brand. Bränslets placering, *bränslekonfigurationen*, i förhållande till andra bränslen är också viktig för brandens utveckling. I normala fall krävs det mer än att det bara brinner i ett föremål för att branden ska tillta och orsaka övertändning. Beroende på vilken typ av bränsle som brinner kommer branden att utvecklas olika snabbt. Porösa material och många plaster leder i regel till snabbare brandförlopp än t.ex. träbaserade material. Effektutvecklingen hos materialet som brinner är viktig eftersom den påverkar vilken temperatur som kommer att uppnås. Denna temperatur påverkar sedan till stor del vilka produkter som kommer att genereras i branden. Den är också den avgörande parametern för om andra fasta material kommer att antändas. Sker antändning med hjälp av gnistbildning behövs det temperaturer på mellan 300°C och 400°C. Denna temperatur anger materialets *flampunkt*. För att ett fast föremål ska självantända utan hjälp av gnistbildning, krävs det däremot temperaturer uppemot 500°C till 600°C. Det som då händer är att de brännbara gaser som under temperaturstegringen i rummet avgetts från det fasta föremålet genom *pyrolys* nu kan självantändas och börja brinna.

Pyrolysis innebär termisk sönderdelning av organiskt material. Pyrolysisreaktioner sker genom att fasta material börjar avge gaser till följd av uppvärmning, vanligen vid temperaturer mellan 100°C och 250°C (Bengtsson, L.-G., 2001). Tiden från antändningen till övertändning brukar kallas det tidiga brandförloppet. Det är dock endast ett fåtal bränder som går till övertändning (Bengtsson, L.-G., 2001).

I början är alla bränder små och en inomhusbrand kan i ett tidigt stadium betraktas som en brand i det fria med god syretillgång. Efterhand som branden växer påverkar den tryck- och temperaturförhållandena i rummet och närvaro av tak och väggar har stor betydelse för brandens fortsatta utveckling. Temperaturen i brandplymen påverkas av hur högt det är till taket från brandkällan. Inneslutningsgeometrin styr branden genom att den påverkar luftinflödet till brandhärden. Luftinflödet är avgörande för syresättningen av bränslet i samband med oxidationen som sker vid förbränningen. Omgivande väggar bidrar till högre temperatur i brandplymen och flamman blir längre. Detta beror på att luftinflödet till branden i regel blir sämre då branden omges av väggar och förbränningsreaktionerna kan därför inte fulländas förrän på högre höjder (Ondrus, J., 1996). Dessutom kommer faktorer såsom takhöjd och rummets storlek i övrigt att inverka bland annat på hur stor återstrålningen mot branden blir från de ytor som värms upp efterhand. En låg takhöjd eller ett i övrigt litet rum kommer generellt att ge högre återstrålning och därmed en snabbare brandtillväxt (Svensson, S., 2004).

#### 4.1.2 Tillväxt

Om det finns fortsatt tillgång på bränsle kommer branden att fortsätta växa. Beroende på bränsletyp, placering av bränslet i rummet och tillgången på syre kommer tillväxthastigheten att variera. I takt med att branden växer kommer det att bildas brandgaser som ansamlas under taket. Dessa gaser består till största delen av luft som blandats in i gasströmmen. Brandgaserna utgörs också av komponenter som bildats vid reaktioner och sönderdelningar av material och bränsle i branden. De oförbrända brandgaserna kommer antingen från själva brandhärden eller har bildats i samband med pyrolysis från omgivande material. I samband med att branden växer sker det en mängd processer i brandgaserna. Är syretillgången god och temperaturen tillräckligt hög kan även förbränningsprodukterna som bildats anta en sekundär förbränning. Detta ger i sin tur ett renare utsläpp, eftersom en del av de toxiska förbränningsprodukterna förbrukas genom förbränning (Bengtsson, L.-G., 2001).

I och med att branden tilltar förändras brandgasernas färg från att vara ganska ljusa till att anta en betydligt mörkare och tätare karaktär. I början av brandförloppet innan förbränningen kommit igång är det framförallt vattenånga som avges till omgivningen. Denna kan observeras som en ljus, vitaktig gas. Efterhand som temperaturen sedan stiger och brandgaser från det upphettade materialet antänds blir röken betydligt mörkare och tätare. Brandgasen består då till stora delar av sotpartiklar och andra förbränningsprodukter. I detta skede ökar temperaturen och även mängden brandgaser i rummet (Bengtsson, L.-G., 2001). Färgen på brandgaserna

beror också till viss del på bränslets typ och karaktär och färgen kan således variera från vit och i princip helt genomskinlig till svart, gul, brun eller gulbrun (Svensson, S., 2004).

### 4.1.3 Övertändning

I takt med att temperaturen i brandgaslagret tilltar kommer värmestrålningen mot de nedre delarna av rummet att öka. Denna process accelererar pyrolysreaktioner i omgivande material och leder slutligen till övertändning genom att omgivande föremål självantänder till följd av den höga temperaturen. I detta läge övergår branden normalt till att bli ventilationskontrollerad. Det är vanligt att flera föremål självantänder samtidigt. Detta innebär att branden under en mycket kort tidsperiod har möjlighet att tillväxa till en fullt utvecklad rumsbrand där hela rummet står i lågor (Bengtsson, L.-G., 2001).

### 4.1.4 Fullt utvecklad brand

Övertändningen leder alltid till en fullt utvecklad brand. Temperaturen i brandrummet ligger i detta stadium i regel på en konstant nivå mellan 800°C och 900°C, d.v.s. flamtemperatur, och branden är normalt ventilationskontrollerad. Denna tidsperiod där temperaturen inte ändrar sig benämns som fullt utvecklad rumsbrand. På grund av värmen och av det övertryck som uppstår i det inneslutna rummet kan fönsterrutor gå sönder och flammor kommer då att slå ut från öppningarna (Bengtsson, L.-G., 2001). Det finns dock en väsentlig skillnad mellan olika typer av fönsterkonstruktioner. Enkelglas går relativt fort sönder, medan treglasfönster kan sitta kvar väldigt länge. I vissa fall brinner glasets infästning sönder fortare än att själva glaset spricker och faller ut (Svensson, S., 2004).

### 4.1.5 Avsvalning

I takt med att det tillgängliga bränslet konsumeras kommer brandens intensitet att minska. Energiutvecklingen minskar samtidigt som temperaturen i rummet avtar och avsvalningsfasen, som är den sista brandfasen, inträder (Karlsson, B., et al, 2000). Avsvalningsfasen kan många gånger sträcka sig över en väldigt lång tidsperiod, i verkliga bränder över åtskilliga timmar eller rent av flera dygn (Svensson, S., 2004).

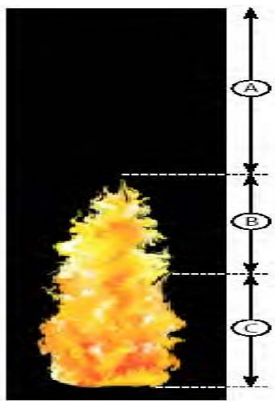
## 4.2 Rökutveckling

Rök som bildas i samband med förbränning utgörs av upphettade gaser, små vätskedroppar och sotpartiklar bestående av organiskt material. Rökens karakteristiska svarta färg orsakas av partikelinnehållet i gasströmmen. Dessa partiklar består till stor del av oförbränt kol. Tjära och kondensat av högmolekylära ämnen utgör också en stor del av röken. Beroende på bränslets egenskaper kommer rökutvecklingen vid bränder att se olika ut. I de fall då träbaserade material brinner under välventilerade förhållanden produceras normalt ganska måttliga mängder rök. Med sämre ventilationsgrad däremot, blir rökutvecklingen betydligt större. Annat gäller för t.ex. plaster. Där är det inte ovanligt att det redan vid dålig ventilation

uppstår en kraftig rökutveckling som sedan tilltar med ökad ventilation, istället för som i fallet med material av trä, minska. Idag används det betydligt mer syntetmaterial än tidigare. Detta innebär att det vid bränder dels produceras mer rök än tidigare, dels produceras rök med andra egenskaper än tidigare och därmed borde det ge ett ökat utsläpp av partiklar och toxiska ämnen till atmosfären (Ondrus, J., 1990).

### 4.3 Brandplymen

Brandplymen utgörs av den varma gasström som kommer från flamman när den brinner. Plymen består till största del av den luft som sugits in från omgivningen och som värms upp av branden. Den andra delen av plymen utgörs av sotpartiklar i fast- eller vätskeform och brandgaser som t.ex. kolmonoxid, koldioxid, vattenånga och metangas. Brandplymen bildas genom att det uppstår en densitetsskillnad p.g.a. att temperaturerna är olika i gasströmmen och i den omgivande luftmassan. Uppvärmad luftmassa kommer att stiga vertikalt och ge upphov till en brandplym. En avgörande faktor som påverkar brandplymen är den värmeeffekt branden utvecklar. Brandens värmeutveckling bestämmer till stor del vilken temperatur brandplymen får och även vilken hastighet den bildade gasströmmen inne i plymen antar. Likaså påverkas temperaturen och gashastigheten i brandplymen av höjden över brandkällan. Plymen kan delas in i tre olika områden som illustreras i figur 4.2. Området närmast den kontinuerliga flamman (C) har en tilltagande gashastighet. Där flamman är ojämn (B) är gashastigheten i stället i det närmaste konstant, medan hastigheten på gasströmmen avtar ovanför flamman (A) i den s.k. gasströmsplymen (Bengtsson, L.-G., 2001).



**Figur 4.2** Schematisk bild över en flammas uppbyggnad. Plymen kan delas in i tre olika områden som illustreras i figuren. Närmast flamman i område C tilltar gashastigheten. I område B är flamman istället ojämn och gashastigheten är i det närmaste konstant. Ovanför flamman i område A avtar hastigheten på gasströmmen i den s.k. gasströmsplymen (Bengtsson, L.-G., 2001).

De brännbara gaserna som återfinns i brandgasen utgörs både av pyrolysisprodukter från bränslet och av produkter som bildats vid ofullständig förbränning i själva brandhärden. Brandgaslagret innehåller mycket energi bl.a. i form av sotpartiklar. För att dessa ska förbrännas och generera värme krävs dock temperaturer på uppemot 1000°C. Eftersom dessa temperaturer sällan uppnås i bränder är brandgaserna ofta svarta p.g.a. det stora sotinnehållet (Bengtsson, L.-G., 2001).

## 4.4 Brandgaslager

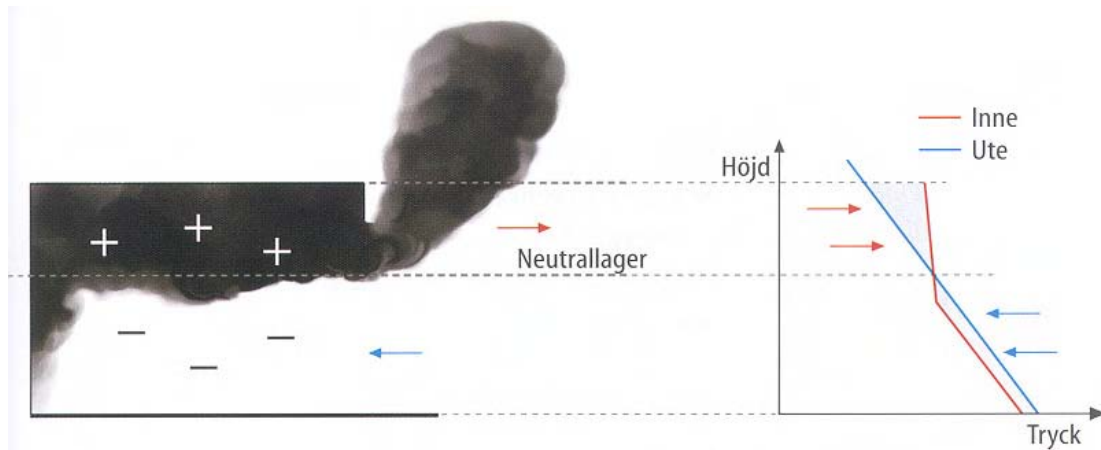
De ansamlade brandgaserna i brandgaslagret består av en blandning av varm luft, partiklar, brännbara gaser (t.ex. kolmonoxid) och obrännbara gaser (t.ex. koldioxid) som bildas vid förbränning. Till största delen utgörs brandgaserna dock av luft och därför kan dess fysikaliska egenskaper, såsom flöde, behandlas på samma sätt som för uppvärmd luft. Det är dock viktigt att notera att brandgasernas kemiska egenskaper som t.ex. brännbarhet och toxicitet skiljer sig avsevärt från luftens (Svensson, S., 2000).

I samband med att ett brandgaslager bildas i ett rum kommer tryckskillnaden mellan brandrummet och omgivningen att öka. Då flödet av gaser alltid sker från högre till lägre tryck kommer denna tryckskillnad leda till att brandgaserna sprider sig genom öppningar och springor till andra delar av byggnaden (Bengtsson, L.-G., 2001). Hur stort flödet blir bestäms av tryckskillnadernas storlek mellan brandrummet och omgivningen (Svensson, S., 2000).

Skillnader i tryck inuti och utanför ett rum som brinner beror dels på den normala tryckskillnaden som alltid finns mellan en byggnad och dess omgivning och dels på det tryck som skapas av själva branden. Den normala tryckskillnaden beror främst på temperaturskillnader mellan luften ute och inne, vindpåverkan samt mekanisk ventilation (Svensson, S., 2000). De tryckskillnader som skapas av själva branden beror på att brandgaserna inte kan expandera fritt i rummet och på att de stiger uppåt. Förhindrad termisk expansion inträffar främst i tillslutna utrymmen där brandgaserna inte kan tränga ut. I normala byggnader är dock tryckökningen liten eftersom gaserna snabbt läcker ut ur huset. Vid en brand som växer snabbt, till exempel vid antändning av utspilld brännbar vätska inomhus, kan tryckökningen bli stor. Den vertikala tryckökningen p.g.a. de varma brandgasernas stigningskraft beror på att de har en lägre densitet än den omgivande luften. När de heta gaserna når taket kommer denna stigning att förhindras. Den termiska stigningskraften finns dock kvar i gaserna, vilket orsakar tryckskillnader i rummet. I rum med stora öppningar kommer den termiska stigningskraften att vara den dominerande processen för tryckökningen (Bengtsson, L.-G., 2001).

I de övre delarna av rummet kommer det alltså att uppstå ett övertryck. Detta leder till en utströmning av rökgaser samtidigt som undertrycket i de lägre delarna av rummet gör att luft sugas in. Mellan dessa två olika trycklager kommer det att finnas ett lager där tryckskillnaden mellan brandrummet och omgivningen är noll. Detta läge benämns som neutrallagrets höjd och åskådliggörs i figur 4.3 (Bengtsson, L.-G., 2001).





Figur 4.3 Tryckförhållande i ett brandrum (Bengtsson, L.-G., 2001).

#### 4.4.1 Utryck för massflödet ut ur ett brandrum

Genom att mäta parametrar som temperaturerna i rummet ( $T_{gas}$ ) och i omgivningen ( $T_{luft}$ ), öppningens bredd ( $b$ ) och höjd ( $h$ ), luftens densitet ( $\rho_{luft}$ ) samt höjden upp till neutrallagret ( $h_{neutrallager}$ ) är det möjligt att med hjälp av ekvation 4.1 nedan beräkna massflödet ( $\dot{m}_{gas}$ ) av den rök som kommer ut ur rummet.

$$\dot{m}_{gas} = \frac{2}{3} \cdot C_d \cdot b \cdot \rho_{luft} \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot \frac{T_{luft}}{T_{gas}} \cdot \left(1 - \frac{T_{luft}}{T_{gas}}\right) \cdot (h - h_{neutrallager})^{\frac{3}{2}}}$$

(Ekvation 4.1)

Eftersom gasen inte är ideal och alltså inte friktionsfri, inkompressibel och isotermisk kommer det att uppstå ett motstånd i flödet. Detta motstånd tar flödeskoefficienten ( $C_d$ ) hänsyn till. För stora öppningar som t.ex. dörrar kan  $C_d$  antas vara 0,7 (Karlsson, B., et al, 2000).

## 4.5 Förbränning

Förbränning är ett kemiskt fenomen som ofta består av en serie reaktioner där bränslet syresätts genom oxidation, vanligen med luftens syre som oxidationsmedel. Oxidationsreaktionerna är exoterma processer och alstrar stora mängder energi som avges i form av värme. I de fall då idealiska förhållanden råder är det möjligt att få en fullständig förbränning, d.v.s. det bildas bara koldioxid och vatten. Detta gäller förutsatt att bränslet är organiskt material, d.v.s. material uppbyggt av kol och väte och inte förorenat av andra ämnen som t.ex. klor och tungmetaller. Fullständig förbränning sker dock aldrig i verkliga bränder och det bildas alltid en viss mängd mer eller mindre toxiska biprodukter som t.ex. kolmonoxid, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), olika kväveoxider och sotpartiklar (Drysdale, D., 1998). Vid välventilerade bränder som gjorts i modellförsök har en förbränningseffektivitet på mellan 60 och 80 procent konstaterats. Är branden underventilerad däremot, kan förbränningseffektiviteten sjunka ner

mot tio procent. I dessa fall innehåller brandgaserna stora mängder oförbrända kolväten och partiklar (Persson, B., et al, 1995).

I stora drag kan förbränning delas in i två olika typer, nämligen glödbrand och flamförbränning. Det som karakteriserar glödbrand är att oxidationsmedel och bränsle inte befinner sig i samma fas, s.k. *heterogen oxidation*. Vid flamförbränning däremot sker *homogen oxidation*, d.v.s. oxidationsmedel och bränsle är i samma fas. Normalt sker alltid flamförbränning när vätskor och gaser brinner. Fasta material kan brinna med båda typerna av förbränning (Ondrus, J., 1996). Utsläppsmängden av olika förbränningsprodukter skiljer sig också åt mellan de två typerna av förbränning. Utsläppet av bl.a. oförbrända kolväten och partiklar är betydligt större vid glödbrand än vid flamförbränning. Storleksordningen av utsläppen vid glödbrand är åtminstone tjugo gånger större än vid flamförbränning (Persson, B., et al, 1995).

#### 4.5.1 Faktorer som styr produktionen av olika förbränningsprodukter

Vid förbränning under kontrollerade former är det möjligt att på förhand bestämma viktiga kontrollerande parametrar för att få en så effektiv förbränning som möjligt och samtidigt också minimera utsläppen av oönskade förbränningsprodukter. Viktiga styrande parametrar för brandens utveckling och produktion av förbränningsprodukter är syretillgången (ventilationsgraden), bränslets egenskaper och hur geometrin ser ut där branden är innesluten. Ett enkelt exempel på detta är en vanlig braskamin, som är konstruerad för att förbränna en viss typ av bränsle under vissa förhållanden. De två sistnämnda faktorerna påverkar framförallt hur intensiv branden kommer att bli och därmed också hur temperaturprofilen för branden kommer att se ut. Temperaturen i brandhärden är viktig eftersom den till stor del styr vilka ämnen som kommer att bildas. Bränslet kan ha potential att generera en viss produkt, men om inte de rätta temperaturerna uppnås bildas istället någon annan förorening. Denna produkt kan vara mer eller mindre toxisk jämfört med andra ämnen. Geometrin i rummet där branden sker är också av betydelse för hur intensiv branden kommer att bli, precis som hur olika bränslen är placerade i förhållande till varandra. Det är inte säkert att initialbranden innehåller tillräckligt med energi för att branden ska generera en tillräcklig effektutveckling för att överleva. Finns annat brännbart material i närheten kan detta dock självantända. Detta sker under förutsättning att temperaturen i rummet blir tillräckligt hög så att de brännbara gaser som bildats genom pyrolys kan självantända och förbrännas (Drysdale, D., 1998).

Genereringen av olika förbränningsprodukter i samband med bränder varierar kraftigt vid bara små förändringar av någon av de styrande parametrarna. Dessutom varierar varje parameter under brandförloppet, d.v.s. alla parametrar är tidsberoende. Detta betyder att beroende på var i brandförloppet branden befinner sig kommer det att produceras olika mängder av olika ämnen vid olika tidpunkter. Detta gör det än svårare att uppskatta vad som bildas. Enda sättet verkar vara att mäta på så många bränder som möjligt och vid olika tidpunkter under brandförloppet så att alla

brandstadier täcks in. I de fall tester genomförts har stora variationer i resultaten angående vad som bildats vid förbränning kunnat konstateras, trots att brandförutsättningarna varit exakt desamma vid de olika försöken. Även i de fall småskaliga försök dimensionerats upp och genomförts i större skala (ökat bränslemängden exempelvis från gram till kilogram) har stora skillnader av produktionen av olika förbränningsprodukter kunnat observeras (Drysdale, D., 1998). I de fall storskaliga försök gjorts under kontrollerade förhållanden har utsläppsmängderna (gram utsläpp per kilogram bränsle) visat sig vara en faktor tio lägre än vid motsvarande småskaliga försök. Det verkar som om förbränningseffektiviteten vid större välventilerade bränder är bättre än vid mindre välventilerade bränder (Persson, B., et al, 1995).

#### 4.5.1.1 Ekvivalenskvot ( $\Phi$ )

För att uppskatta hur stor produktionen av olika föroreningar i brandgaserna är måste hänsyn tas till ventilationsförhållandena i branden. Ventilationsförhållandena kan beskrivas med den s.k. ekvivalenskvoten,  $\Phi$  (Karlsson, B., et al, 2000).

$\Phi < 1$  branden är bränslekontrollerad

$\Phi > 1$  branden är ventilationskontrollerad

$\Phi = 1$  branden är stökiometrisk

Ekvivalenskvoten ( $\Phi$ ) kan definieras enligt ekvation 4.2. Här behövs parametrar såsom bränslets massförlust under branden ( $\dot{m}_{bränsle}$ ), mängden konsumerat syre ( $\dot{m}_{syre}$ ) per tidsenhet och det stökiometriska förhållandet ( $r$ ) (Karlsson, B., et al, 2000).

$$\Phi = \frac{\dot{m}_{bränsle} / \dot{m}_{syre}}{r}$$

(Ekvation 4.2)

Det stökiometriska förhållandet ( $r$ ) beräknas genom att dividera massförlusten av bränslet ( $\dot{m}_{bränsle}$ ) med mängden konsumerat syre per tidsenhet ( $\dot{m}_{syre}$ ), givet att båda massförluster är angivna under stökiometriska förhållanden (Karlsson, B., et al, 2000).

$$r = \frac{\dot{m}_{bränsle, stök}}{\dot{m}_{syre, stök}}$$

(Ekvation 4.3)

För att uppskatta ventilationsförhållandena i en brand kan nedan angivna uttryck utnyttjas. Genom att mäta temperaturen i rummet ( $T_{gas}$ ) och i omgivningen ( $T_{luft}$ ), öppningens höjd ( $h$ ) och bredd ( $b$ ), luftens densitet ( $\rho_{luft}$ ) samt massförlusten av bränslet ( $\dot{m}_{bränsle}$ ) kan man således beräkna ekvivalenskvoten. Även flödeskoefficienten ( $C_d$ ) och det stökiometriska förhållandet mellan bränsle och luft ( $r$ ) behövs (Andersson, B., 2003).

$$\Phi = \frac{\dot{m}_{bränsle} \cdot \left( 1 + \left( \frac{T_{gas}}{T_{luft}} \right)^{1/3} \right)^{3/2}}{\frac{2}{3} \cdot h^{3/2} \cdot b \cdot C_d \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot \rho_{luft} \cdot \left( 1 - \frac{T_{luft}}{T_{gas}} \right)^{1/2}} \cdot r$$

(Ekvation 4.4)

## 5 Tidigare studier av utsläpp från olycksbränder

*För att få en bild över de undersökningar som tidigare gjorts av utsläpp i samband med olycksbränder kommer här att tas upp dels några större europeiska studier, dels vad som tidigare gjorts i Sverige.*

### 5.1 STEP

Tidigare har två större europeiska studier genomförts främst i samband med bränder i kemikalielager. STEP var det första större europeiska initiativet mot att närmare undersöka utsläpp i samband med bränder. Projektets fullständiga benämning var: "Combustion of Chemical Substances and the Impact on the Environment of the Fire Products". Arbetet pågick under perioden 1991 till 1994. Studien utgjordes av en serie forskningsprojekt som ingick i och finansierades av det s.k. CEC STEP-programmet. Ett delprojekt behandlade bränder i kemikalielager där en del olika brandförsök genomfördes på några vanliga kommersiella kemikalier som används inom kemisk industri för tillverkning av bl.a. pesticider och insekticider. Inblandade parter i detta projekt var de fem olika instanserna Risø National Laboratory (Danmark), South Bank Polytechnic (England), VIT – The Technical Research Centre of Finland (Finland), SP – Svenska Provnings- och Forskningsinstitutet och Lunds Universitet (Smith-Hansen, L., et al, 1992).

Syftet med STEP-programmet var att identifiera vilka produkter som produceras vid kemikaliebränder och att utveckla ett protokoll för att på ett bra sätt komma åt de risker som förekommer i samband med hantering av stora mängder kemikalier. Ett annat mål med projektet var att försöka finna ett samband mellan småskaliga försök och riktiga bränder och därigenom kunna identifiera och kvantifiera förbränningsprodukter som genereras vid större bränder i kemikalielager (Smith-Hansen, L., et al, 1992).

De kemikalier som testades i detta delprojekt var bl.a. olika pesticider, lösningsmedel (klorbensen), gödselpreparat (ammoniumnitrat) och polymerer av olika slag (polypropylen, polystyren, PVC och Nylon) (Smith-Hansen, L., et al, 1992).

### 5.2 TOXFIRE

En uppföljare till STEP-studien var TOXFIRE – programmet. Den egentliga titeln för TOXFIRE var: "Guidelines for management of Fires in Chemical Warehouses". Programmet bestod av sex mindre forskningsprojekt som löpte över åren 1993 till 1996.

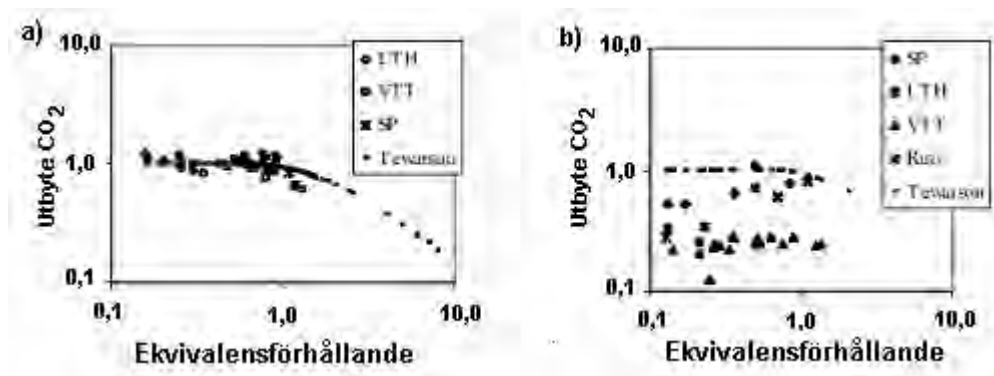
Huvudsyftet med projektet var att utarbeta riktlinjer för hur brandingenjörer och räddningstjänster ska hantera bränder i kemikaliesammanhang och få fram ett system som skulle möjliggöra snabba beslut i kritiska situationer. Med utgångspunkt från att klassificera kemikalier bl.a. utifrån vilka

egenskaper de uppvisade vid upphettning (rökutveckling, antändbarhet, förbränningshastighet, genererade förbränningsprodukter) skulle detta beslutssystem byggas upp. En annan viktig komponent i projektet var att undersöka skalningseffekter och hur dessa påverkade utbytet av förbränningsprodukter genererade vid en brand (Månsson, M., et al, 1996).

### 5.2.1 Skalningseffekter

I TOXFIRE projektet genomfördes brandförsök i olika skalor med bränslemängder från 1 gram upp till 100 kilo. Denna serie av försök på olika nivåer gjordes för att få en förankring till verkliga bränder. Gemensamt för de båda programmen STEP och TOXFIRE är att olika kommersiella material som används i kemiska sammanhang har undersökts. Vanliga bränslen som används av räddningstjänsten vid brandövningar såsom trä och gasol ingick alltså inte i undersökningarna.

För enkla och rena bränslen som t.ex. trä, gasol och bensin, kan utbytesdata för förbränningsprodukter från småskaliga försök används för att beräkna utsläppen vid större bränder. En förutsättning är dock att de sker under liknande brandförhållanden ur vilka den småskaliga utbytesdatan i litteraturen är framtagen ur. När bränslet är förorenat med andra ämnen som t.ex. klor, är korrelationen för utsläppen mellan små och stora bränder däremot mycket dålig. Det är svårt att med experimentellt framtagna värden på utbytesdata från förorenade bränslen uppskatta det verkliga utsläppet från olycksbränder. Vid riktiga bränder är det en mängd olika ämnen och material som förbränns och dessutom skiljer sig brandförhållandena åt vid varje enskilt brandtillfälle. Detta försvårar ytterligare en uppskattning av utsläppsmängderna från branden (Andersson, B., 2003). Figur 5.1 visar hur olika typer av bränslen skiljer sig åt med avseende på applicerbarheten för utbytesdata från liten skala till större skala.



**Figur 5.1** I diagrammen redovisas sambandet mellan koldioxidutbytet vid genomförda brandförsök i olika skalor för nylon (diagram a) respektive CNBA (diagram b). De olika instanserna SP, LTH, VTT, Risø och Tewarson motsvarar brandförsök utförda i olika skalor (Andersson, B., 2003).

I de två diagrammen i figur 5.1 redovisas sambandet mellan koldioxidutbytet vid genomförda brandförsök i olika skalor för nylon (diagram a) respektive CNBA (diagram b). Nylon är ett rent bränsle vars

kemiska struktur i huvudsak består av kol-, väte- och syreatomer och med enstaka inslag av kväve. CNBA (klornitrobensoesyra) är en aromatisk karboxylsyra som utöver kol, väte, syre och kväve också innehåller kloratomer i sin kemiska struktur. I diagram a) i figuren ovan åskådliggörs sambandet mellan koldioxidutbytet för brandförsök i olika skalor för nylon och det koldioxidutbyte som Tewarson erhållit från småskaliga försök med samma material. I diagram b) redovisas istället sambandet mellan koldioxidutbytet vid brandförsök i olika skalor med CNBA och det koldioxidutbyte som Tewarson erhållit från småskaliga försök med CNBA. Varje försök, oavsett skala och material, är utförda under välventilerade förhållanden. I fallet med nylon visar korrelationen i figur 5.1 a) att det är möjligt att använda utbytesdata från småskaliga försök (1 g bränsle) för att uppskatta utsläppsmängder från större bränder (100 kg bränsle). I fallet med CNBA finns ingen korrelation mellan små och stora försök. Det är därför svårt att uppskatta utsläpp från bränder i större skala när det är stora materialmängder som förbränns. Dessutom kompliceras utsläppsbilden genom att de material som i dag används i byggnader oftast är förorenade med ämnen som ger ett oregelbundet utsläppsmönster.

Det är osäkert hur korrelationen skulle se ut för olycksbränder eftersom det är betydligt större materialmängder förbränns än vid de storskaliga brandförsöken. Det inneslutna brandrummet innebär att ventilationen av branden blir begränsad, vilket ytterligare bidrar till en dålig förbränning och ger därmed också ett större utsläpp.

### 5.3 Studier i Sverige

Statens Provnings- och Forskningsinstitut (SP) utförde år 1995 en större litteraturstudie på uppdrag av Räddningsverket över utsläpp till atmosfären i samband med olycksbränder. De bränder som innefattades i studien var bränder i bl.a. hus och lägenhet, industrier, avfallsupplag och bilar. I rapporten (Persson, B., et al, 1995) har en sammanställning gjorts över totalutsläppen av olika ämnen vid olika typer av olycksbränder i Sverige under ett normalår. I undersökningen användes år 1990 som referensår. Som utgångspunkt för studien har brandskadestatistik sammanställd av Svenska Brandförsvärsföreningen använts för att få fram statistik över antalet och typerna av olycksbränder som årligen inträffar i Sverige. De utbytesdata som använts i studien för att uppskatta totalutsläpp av olika föroreningar till atmosfären vid olycksbränderna är tagna dels ur småskaliga brandförsök utförda i konkalorimeter (Tewarson, A., 1995), dels från brandförsök genomförda i rumsskala (STEP). Utbytesdata för storskaliga, välventilerade försök som utfördes på SP i samband med STEP-studien tenderade att genomgående vara högre än det utbyte som erhållits ur småskaliga försök såsom Tewarsons försök i konkalorimeterskala (Persson, B., et al, 1995).

Metoden som användes i undersökningen som SP utförde (Persson, B., et al, 1995) innebar att en inventering av materialinnehåll i de olika objekten och brandkällorna gjordes. Härigenom uppskattades de förbrända materialmängderna vid varje brandtillfälle. För att få fram de totala mängderna förbränt material utnyttjades den framtagna statistiken för

brandskador dels från försäkringsbolag och dels från räddningstjänsten. Genom att använda utbytesdata för en del genererade förbränningsprodukter från tidigare utförda försök uppskattades totalutsläppet av olika föroreningar till atmosfären.

Resultatet från studien redovisas i tabell 5.1. I tabellen är utsläppen från olycksbränder beräknade med utbytesdata från småskaliga respektive storskaliga brandförsök. Skulle det inträffa större och allvarligare olycksbränder kan utsläppsmängderna öka betydligt.

Försök	CO <sub>2</sub>	CO	HCN	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	Sot
Småskaligt (Tewarson)	17 020	141	0,6	43	131	1 100
Storskaligt (STEP)	20 890	813	0,6	42	131	961

**Tabell 5.1** I tabellen redovisas uppskattade totalmängder av utsläppsprodukter från bränder i samband med olyckor under ett år i Sverige (1990). Utsläppen är angivna i ton per år och siffrorna är baserade på brandskadestatistik från Räddningsverket och försäkringsbolag (Persson, B., et al, 1995).

Småskaliga försök är utförda i en kontrollerad miljö i försöksanordningar där endast små mängder bränslen (gram) krävs. Storskaliga försök är utförda i rumsskala med bränslemängder på mellan 25 och 150 kilo. Alla försök, oavsett storlek, där utbytesdata tagits fram för olika typer av bränslen är utförda under välventilerade förhållanden, d.v.s. bränder med god tillgång på syre (Persson, B., et al, 1995). I tabell 5.2 redovisas utsläppen från olycksbränder jämfört med utsläppen från andra stora källor under ett normalår i Sverige

Utsläppskälla	CO <sub>2</sub>	CO	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	PAH	Sot	VOC
Stationära anläggningar	20 600	32	51	59	-	4	-
Vägtrafik	15 700	960	172	8	-	9	-
Olycksbrand	20	0,5	0,04	0,1	0,002-0,012	1	0,013-0,200
Totala utsläpp	52 000	1120	320	74	-	-	374
Andel som utgörs av utsläpp från olycksbränder (%)	0,38	0,45	0,13	1,35	-	-	0,035-0,54

**Tabell 5.2** I tabellen anges uppskattade utsläppsmängder från bränder under år 1990 jämfört med andra utsläppskällor samma år. Utsläppen är angivna i kiloton per år. Utsläppsmängderna av CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och sot från bränder är en sammanvägning av utsläppsmängderna angivna i tabell 5.1 (Persson, B., et al, 1995; Blomqvist, P., et al, 2002; Naturvårdsverket, 2003).



## 6 Upptagsvägar av luftföroreningar och partiklar

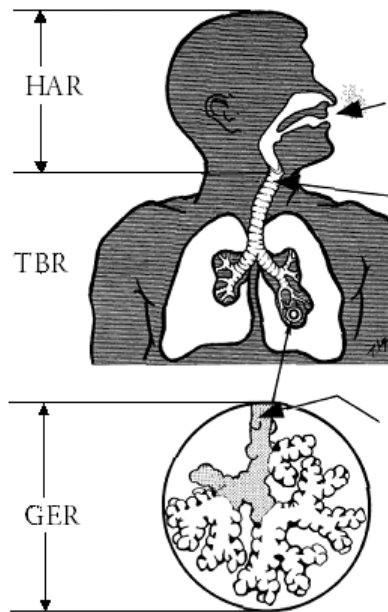
*Människor exponeras för många olika ämnen som är mer eller mindre toxiska. Ett ämnes toxicitet påverkas av olika faktorer såsom mängden av ämnet, dess uppehållstid i kroppen och vilka delar av kroppen det kommer i kontakt med. Dessa faktorer är i sin tur avgörande för exponeringsgraden av föroreningen. Kapitlet är till för att öka förståelsen för hur föroreningar i omgivningen kan tas upp och orsaka skada och ohälsa hos människor. Beroende på föroreningars fysikaliska och kemiska egenskaper i kombination med yttre faktorer som t.ex. spridning, uppehållstid i atmosfären och möjlighet till exponering och upptag av omgivningen utgör föroreningarna olika stora riskkällor.*

De viktigaste vägarna för kemikalier att komma in i kroppen är genom mag-tarmkanalen, lungorna och huden. För rökgaser är det lungorna som är den absolut viktigaste upptagsvägen (Sternier, O., 2003). En del ämnen i brandrök, t.ex. tungmetaller, kommer efter en tid att deponeras i marken. Genom vår föda kan vi sedan få i oss dessa föroreningar. I mag-tarmkanalen kan ämnena sedan absorberas ut i kroppen och härigenom orsaka skada (Nordberg, G., 2003).

### 6.1 Lungorna

I lungorna sker ett utbyte där syrgas från luften tillförs blodet samtidigt som koldioxid transporteras ut ur kroppen (Sternier, O., 2003). Under en timme andas en människa in cirka 1,4 m<sup>3</sup> luft vid lätt rörligt arbete. Under en arbetsdag på 8 timmar andas cirka 11 m<sup>3</sup> luft in i lungorna (Hinds, W., 1999).

Luften kommer in i kroppen genom munnen och näsan och suges ner i luftstrupen. Området mellan näs- och munhålan och ner till svalget brukar kallas huvudregionen (HAR, Head Airways Region). Nere i bröstskorgen delar luftstrupen upp sig i de två huvudbronkerna. Bronkerna fördelar sig i ett allt finare grenverk som får utseendet av ett upp och nedvänt träd. Detta illustreras i figur 6.1 (Hinds, W., 1999). Bronkerna brukar kallas trakeobronkiala regionen (TBR, Tracheo Bronchial Region). I druvklasformade strukturer längst ut i bronkträdet sitter alveolerna (lungblåsorna). Dessa är klädda med tunna blodkärl och det är här utbytet mellan syre och koldioxid sker. Detta område brukar kallas alveolära regionen (GER, Gas Exchange Region). För att syret lättare ska kunna diffundera ut i blodet finns det en endast två cellager tunn ägg med en tjocklek på cirka 1 µm mellan blodet i de tunna blodkärlen och luften i alveolerna (Birgerson, B., et al, 1995). En människa har cirka 350 miljoner alveoler per lunga med en sammanlagt yta på 100 kvadratmeter (Sternier, O., 2003).



**Figur 6.1** Schematisk bild över människans andningsorgan. I figuren åskådliggörs de tre områdena HAR (området mellan näshålan och svalget), TBR (området mellan struphuvudet och de terminala bronkiolerna) och GER (området från de respiratoriska bronkiolerna till och med alveolerna) (ACGIH, 1988).

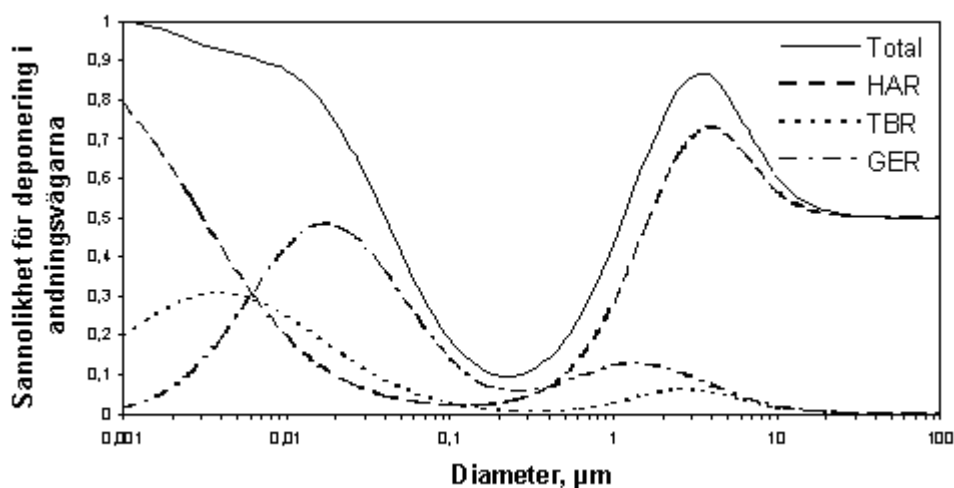
## 6.2 Deposition av partiklar i andningsvägarna

En aerosol är ett flerfasset system bestående av fasta och/eller vätskeformiga partiklar suspenderade i en gas (Martinsson, B., 2001). Storleken, densiteten och formen på de inandade aerosolerna påverkar var i kroppen partiklarna deponeras. Ibland används den *aerodynamiska diametern* som ett mått på partiklens storlek. Den aerodynamiska diametern ( $d_a$ ) är diametern av en sfärisk partikel med densiteten  $1 \text{ g/cm}^3$  och som har samma fallhastighet som den riktiga partikeln. I figur 6.2 åskådliggörs ett diagram där sannolikheten för deposition av luftburna partiklar av en viss storlek i luftvägarna anges (Hinds, W., 1999).

I den övre delen av luftvägarna (HAR) deponeras främst större partiklar med en aerodynamisk diameter på cirka  $10 \mu\text{m}$  genom *impaktion*. Vid impaktion passerar luften med hög hastighet genom trånga passager. Tröghetskrafterna får partiklarna att fortsätta rakt fram vid kurvor istället för att följa den avböjande luftströmmen och partiklarna fastnar i slemhinnan som klär luftvägarna. Ju större partiklarna är desto påtagligare blir impaktionen. I de övre luftvägarna sker även deponering av partiklar mindre än  $0,01 \mu\text{m}$ . När den inandade luften kommer ner i bronkerna avtar luftens hastighet, eftersom tvärsnittsarean i luftvägarna blir större i och med den ökade förgreningen. Mindre partiklar med en diameter på  $0,01 \mu\text{m}$  deponeras i bronkerna genom slumpmässig rörelse, s.k. *Brownsk rörelse*. Partiklar och droppar som är mindre än  $10 \mu\text{m}$  kan ta sig ända ner till alveolerna där de deponeras i lungorna huvudsakligen genom sedimentation. Den andel av aerosoler som når den alveolära regionen (GER) brukar

benämns den respirabla partikelfractionen. I figur 6.2 syns också att för partiklar med en diameter runt 0,3  $\mu\text{m}$  har depositionen ett minimum. Orsaken till detta är att dessa partiklar är för små för att deponeras genom impaktion, men samtidigt för stora för att deponeras genom diffusion. Partiklar med diametern 0,3  $\mu\text{m}$  kommer därför till största delen att andas ut igen.

Vilken effekt de deponerade aerosolerna har på kroppen beror på partiklarnas fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper. Bland annat är uppehållstid och nedbrytningshastigheten i lungorna av betydelse.



**Figur 6.2** Figuren visar sannolikheten för hur en partikel med en viss storlek kommer deponeras i luftvägarna. Bilden åskådliggör den totala deponeringen (Total), deponeringen i huvudregionen (HAR), i trakeobronkiala regionen (TBR) och i den alveolära regionen (GER) (Hinds, W., 1999).

## 6.3 Deposition av gaser och ångor i andningsvägarna

Avgörande för vilken påverkan gaser och ångor har på människokroppen är deras vattenlöslighet och reaktivitet (Sterner, O., 2003). Generellt kan sägas att ju mer vattenlösligt ett ämne är, desto tidigare i luftvägarna sker deponeringen (Yrkes- och Miljömedicin, 2002). I de övre luftvägarna kommer gaser som är reaktiva och lättlösliga i vatten att lösa sig i det fuktiga slemlaget som klär andningsvägarna. Exempel på en sådan gas är svaveldioxid. Mindre vattenlösliga ämnen som t.ex. isocyanater, kommer däremot att kunna tränga längre ner i bronkerna. Slemhinnornas slemlager är tunnare och föroreningar kan lättare tränga igenom och orsaka lokala skador och ge upphov till inflammationer i luftvägarna. Som svar på retningar av kemikalier drar sig bronkerna samman vilket kan leda till andningssvårigheter. Opolära gaser som t.ex. ozon kan tränga ända ner till

alveolerna. Där kan den främmande föroreningen antingen tas upp av blodet eller stanna kvar i alveolerna och orsaka skada i lungorna. Exempel på ämnen som kan stanna kvar i alveolerna är kvävedioxid. De ämnen som inte tas upp av blodet har ofta dålig löslighet i vatten. Kvävedioxid och andra måttligt reaktiva gaser som tränger ner till alveolerna kan där orsaka *lungödem* med inre kvävning som följd (Sterner, O., 2003). Tillståndet beror på att gaserna tar död på celler i alveolerna. De döda cellerna läcker ut vätska till omgivningen. Detta leder till en vätskeansamling i alveolerna. Avståndet mellan den inandade luften och blodet ökar och luftens syre kommer då inte kunna diffundera genom lungväggen ut till blodet tillräckligt effektivt. Följden blir att det uppstår syrebrist i kroppens alla organ och tillståndet är mycket allvarligt och kan leda till döden. Lungödem tar tid att utveckla och den som exponerats för kvävedioxider eller andra måttligt reaktiva gaser med liknande hälsoeffekter bör hållas under observation under de närmsta 48 timmarna efter exponeringen (Sterner, O., 1999). En del ämnen som t.ex. kolmonoxid skadar inte själva alveolerna utan absorberas av blodet istället. De kan sedan orsaka skador i andra delar av kroppen (Yrkes- och Miljömedicin, 2002).

Genom att absorberas på ytan av en partikel kan en gas tränga djupare ner i lungorna än om exponeringen sker direkt genom inandning av ämnet i gasform. Partiklar bidrar till att göra den medföljande gasen mindre reaktiv. Om partikeln är porös eller om gasen binds till partikelytan underlättas absorptionen och en större mängd av ämnet kan transporteras ner i lungorna. Följden blir en ökad exponering (Rylander, R., 2003).

För att skydda lungorna finns det ett antal olika mekanismer som sköter bortskaffandet av främmande ämnen. De övre luftvägarna samt bronkerna är klädda med flimmerhår, *cilier*. Dessutom finns det celler som producerar ett slemlager (Hinds, W., 1999). I slemlagret löser sig vattenlösliga ångor och gaser. Cilierna transporterar slemlagret upp ur lungorna mot svalget med rytmiska rörelser. I svalget kommer det upptransporterade slemmet reflexmässigt att sväljas eller spottas ut (Hinds, W., 1999). Denna reningsmekanism av de större luftvägarna kallas ciliehissen. Det tar mindre än ett halvt dygn för ett ämne att transporteras ut denna väg. Ämnen som fastnar i slemlagret och sedan svalts ner i mag-tarmkanalen kan där återabsorberas av kroppen (Yrkes- och Miljömedicin, 2002).

För att förhindra inandning av stora mängder vattenlösliga gaser och ångor finns i de övre luftvägarna känsliga nervceller. Till följd av en ändring av t.ex. pH i slemlagret känner nervcellerna av om en främmande gas eller ånga löser sig där. Nervcellerna startar då retningsreaktioner såsom hosta och nysningar, vilket förhindrar inandning av det irriterande ämnet (Birgersson, B., et al, 1995).

Eftersom alveolerna saknar cilier sker det ingen effektiv rening i denna del av lungorna. De ämnen som inte löser sig kan därför stanna kvar i alveolerna under en längre tid, från någon vecka upp till flera månader (Phalen, R., 1984). På alveolernas insida sitter en film, *lungsurfaktanten*. Denna har som främsta uppgift att se till så att den inandade luften fördelar sig jämt över lungorna genom att vid inandning öka motståndet för

utvidgning av luftblåsorna i alveolerna. Det finns även teorier om att lungsurfaktanten fungerar som en reningsmekanism i alveolerna genom att den långsamt drar sig upp mot bronkerna där ciliehissen börjar. Filmen kan då tänkas ta med sig en del av de ämnen som deponerats i alveolerna. De deponerade ämnena tas dock huvudsakligen omhand av *makrofager*. Dessa är ett slags städceller som ingår i immunförsvaret. Makrofagerna försöker att bryta ner de i lungorna deponerade partiklarna genom att omsluta dem genom s.k. *fagocytos*. I samband med fagocytosen utsätts partiklarna för nedbrytande enzymer. Det är inte alltid makrofagerna klarar av att eliminera alla föroreningar som deponeras i alveolerna. Deponerade ämnen kan då orsaka irritationer och inflammationer kan uppstå i lungorna (Birgerson, B., et al, 1995). Ibland dukar makrofagerna under när de försöker bryta ner vissa ämnen som t.ex. kvartsdamm. Kvartspartiklen skadar makrofagen vilket gör att de enzymer som skulle bryta ner partiklen läcker ut i lungvävnaden. Enzymerna stimulerar bindvävsbildningen i alveolerna vilket leder till att avståndet mellan blod och syre ökar i alveolerna och lungornas syreupptagsförmåga till blodet försvåras. Detta tillstånd kallas *fibros* (Yrkes- och Miljömedicin, 2002).

## 6.4 Upptag i kroppen

När ett främmande ämne kommer ut i blodbanan kan det snabbt sprida sig till kroppens alla delar. I blodet binds vattenlösliga ämnen ofta till proteiner. Bindningen bidrar till att de främmande ämnena långsammare transporteras in genom olika membraner och uppehållstiden i blodet kommer blir därför längre. Blodet tar på så sätt hand om ämnen för att de inte ska släppas ut i för stora doser i kroppen (Birgerson, B., et al, 1995).

Det finns många olika transportvägar av främmande ämnen in till vävnaderna i kroppen. Den vanligaste transportmekanismen är *diffusion*. Beroende på hur transporten sker, kommer upptaget till vävnaden att variera. Även lösligheten av ämnet påverkar storleken av upptaget (Birgerson, B., et al, 1995). Vävnadens benägenhet att binda främmande ämnen är också avgörande för hur effektivt ämnet kommer att tas upp (Yrkes- och Miljömedicin, 2002). Ämnets kemiska egenskaper är avgörande för vilka negativa effekter det kommer att orsaka. Vissa ämnen tenderar att ansamlas i endast ett eller några få organ, medan andra fördelar sig jämnt i hela kroppen. Fettlösliga ämnen har t.ex. ofta ett målorgan eller *kritiskt organ*, medan mer vattenlösliga ämnen kan återfinnas i hela kroppen. I fallet då endast ett eller ett fåtal organ tar upp ett ämne brukar man tala om kritiskt organ och *kritisk effekt*. Den kritiska effekten ligger ofta till grund för beslut om riskbegränsande åtgärder (Gudmundsson, A., 2004).

Organ med stor blodtillförsel, såsom lever och njurar, är mer utsatta för främmande ämnen än andra organ (Birgerson, B., et al, 1995). I levern och njurarna tas främmande ämnen upp för metabolisering och utsöndring. I blodet, muskelvävnaden och ögonkroppen hamnar ämnen som är vattenlösliga och opolära. Föreningar som är positivt laddade binds till DNA, medan negativt laddade ämnen hellre dras till det positivt laddade proteinet albumin i blodet (Sterner, O., 2003). I fettvävnaden anrikas

fettlösliga kemikalier exempelvis miljögifterna DDT och PCB. I själva fettvävnaden gör ämnena ingen skada, men ämnena kommer så småningom att avges till blodet. När de anrikas i organ som benmärg, ryggmärg och hjärnan kan de orsaka störningar på framförallt nervsystemet (Birgerson, B., et al, 1995).

Blodhjärnbarriären skyddar centrala nervsystemet (CNS) mot främmande ämnen. Här är blodkärlen extra täta och omgivna av speciella fettrika celler. Blodkärlen i barriären utestänger ett flertal olika ämnen från att ta sig in i CNS. Små fettlösliga ämnen och ämnen som använder sig av specifika transportsystem som t.ex. natriumkalium-pumpen kan dock ta sig in genom blodhjärnbarriären (Sterner, O., 2003). De ämnen som passerat in i CNS ger sig oftast på de receptorer som sköter kommunikationen mellan olika nervceller (Sterner, O., 1999). På liknande sätt kommer även moderkakan att skydda fostret mot främmande kemikalier. Även här kan ofta fettlösliga ämnen ta sig in (Yrkes- och Miljömedicin, 2002).

#### 6.4.1 Omsättning och utsöndring av kemiska ämnen

Kemiska ämnen som kommit in i kroppen utsöndras främst via njurarna genom utsöndring med urinen. Ämnena kan också föras ut via gallan som produceras i levern. Gallan kommer ut i tunntarmen och lämnar kroppen med avföringen. Gaser och lättflyktiga ämnen lämnar kroppen vid utandningen (Birgerson, B., et al, 1995). I tunntarmen sker det främsta upptaget av näringsämnen från mag-tarmkanalen (Sterner, O., 2003). De ämnen som utsöndras via gallan till tunntarmen kommer i vissa fall att återabsorberas av kroppen (Nordberg, G., 2003).

För att ett ämne ska kunna utsöndras via urinen eller gallan måste det kunna lösa sig i vatten. De flesta ämnen som tas upp av kroppen är opolära och därmed inte vattenlösliga. Kroppen måste därför metabolisera ämnena till att bli mer vattenlösliga innan de kan utsöndras. Omvandlingen av främmande föroreningar i kroppen sker med samma enzymatiska system som den normala metabolismen av näringsämnen. Slutprodukten är i allmänhet mindre giftig och mer vattenlös än den ursprungliga kemikalien. De produkter som bildas i mellanstadier i omvandlingsprocessen kan vara mer toxiska än ursprungsprodukten och kan därför ofta ställa till stora problem i kroppen (Birgerson, B., et al, 1995).

#### 6.4.2 Skillnader i toxicitet

Beroende på variationer mellan olika individer såsom anatomi och andningsmönster kommer depositionen av olika ämnen i kroppen att variera. Både storleken av den totala depositionen och var i luftvägarna deponeringen kommer att skilja sig inte bara mellan olika individer utan också mellan olika arter.

Beroende på att metabolismen skiljer sig mellan olika arter kommer också toxiciteten av olika ämnen att skilja sig åt (Sterner, O., 2003). Metabolismen av främmande kemikalier katalyseras av olika enzym-system vilka används vid individens normala metabolism av näringsämnen. Beroende på att enzym-systemen varierar mellan olika arter kommer också toxiciteten och

känsligheten för olika nedbrytningsprodukter att variera. Variationer i enzymaktiviteten mellan olika individer inom samma art påverkar också toxiciteten av de metaboliter som bildas (Birgersson, B., et al, 1995). Sådana skillnader kan också observeras mellan könen inom samma art beroende på att deras ämnesomsättning skiljer sig åt i vissa avseenden (Sternner, O., 2003).

Även individens ålder och fysiska hälsa spelar in när ett ämnes toxiska effekt ska bedömas. Exempelvis har spädbarn inte ett fullt utvecklad metaboliskt system vilket medför en ökad känslighet för en del toxiska ämnen. Inte heller blodhjärnbarriären är fullt utvecklad vilket gör att föroreningar lättare kan ge skador på CNS. Även åldrande människor har en ökad känslighet för främmande ämnen i kroppen beroende på deras nedsatta motståndskraft och försämrade immunförsvar (Sternner, O., 2003). En annan orsak till skillnader i toxicitet är individens inandningsvolym och hjärtats pumpkapacitet (Birgersson, B., et al, 1995).

### 6.4.3 Olika ämnens samverkande effekter

Ett stort problem är att många ämnen kan påverka varandras toxiska effekter. Kunskapen om samverkan mellan olika ämnens effekter är idag inte fullständig. Rökgaserna består av en mängd olika ämnen. Detta komplicerar utredningen av vilka toxiska effekter gaserna har på människor, djur och växter. Vissa ämnen förstärker varandras toxicitet, synergistisk effekt, och resultatet blir att ämnena tillsammans ger en större toxisk effekt än summan av de enskilda ämnenas toxiska effekt var för sig (Birgersson, B., et al, 1995). Exempel på detta är släckvattnet som bildas när en dieselbrand släcks med skum. I detta fall kommer släckvattnet att ha en större toxicitet än vad dieseln och skummet har var för sig (Alfredsson, C., et al, 2001). Ämnen med likartade effekter såsom många lösningsmedel ger ofta en additiv effekt. Deras sammanlagda effekt är lika stor som summan av de enskildas effekter. Det finns också ämnen som motverkar varandra och ger en antagonistisk effekt. Exempel på detta är gifter och deras motgifter (Birgersson, B., et al, 1995).





## 7 Miljö- och hälsoeffekter av genererade brandprodukter

*I avsnittet kommer de föroreningar som generas vid bränder och som har en negativ påverkan på miljö och att tas upp. Med utgångspunkt bl.a. från de nationella miljö kvalitetsmålen ges en överblick över de negativa miljö- och hälsoeffekter förbränningsprodukterna kan ge upphov till. Kapitlet ligger till grund för identifiering av vilka föroreningar som bör beaktas vid en riskbedömning av negativa miljö- och hälsoeffekter från räddningstjänstens brandövningar.*

Temperaturen i branden är den viktigaste parametern som påverkar vilka föroreningar som bildas i olika förbränningsprocesser. För all kemisk sönderdelning krävs energi, vilken vanligen utgörs i form av värmeenergi. Vid höga temperaturer finns det mycket värmeenergi vilket ger en bättre termisk sönderdelning av bränslet och därmed också en effektivare förbränning. Temperaturen i brandhärden styrs av faktorer som t.ex. ventilationsförhållanden (syretillgången) och tillgången på bränsle, där både typen och mängden av bränslet är av betydelse för branden. Även inneslutningsgeometrin för branden är avgörande för värmeutvecklingen under brandförloppet. Genom rätt balans mellan bränslemängd och syretillgång kan optimal förbränning ske och de förbränningsprodukter som då bildas är i huvudsak koldioxid och vatten.

### 7.1 Koldioxid (CO<sub>2</sub>)

Koldioxidhalten i atmosfären har under de senaste 150 åren ökat från en halt på cirka 275 ppm till nuvarande halt på 360 ppm. Koldioxidmolekylen är stabil och kräver temperaturer på omkring 900°C för att sönderdelas (Tuovinen, H., 2002). I troposfären har den en uppehållstid på mellan 50 och 200 år (Grennfelt, P., et al, 1991). Koldioxid bildas vid all förbränning och är en färglös och luktfri gas. Vid mindre effektiv förbränning minskar andelen bildad koldioxid och istället bildas det mer av den betydligt giftigare kolmonoxidgasen (Larsson, I., et al, 2002).

I dag uppskattas den årliga ökningen av koldioxidhalten i atmosfären till cirka 0,4 procent till följd av förbränningen av fossila bränslen. Den koldioxid som bildas vid förbränning av biobränslen påverkar däremot inte ökningen av koldioxidhalten, eftersom det vid förbränning av förnybara bränslen inte sker något nettotillskott av koldioxid till atmosfären. Detta gäller förutsatt att de förbrukade träden återplanteras. Enligt beräkningar skulle en fördubbling av koldioxidhalten i atmosfären ge en temperaturökning på cirka 3°C (Stern, O., 2003). I tabell 7.1 redovisas de huvudsakliga utsläppskällorna av koldioxid till atmosfären.

Källa	Utsläpp (kiloton)
Stationära anläggningar <sup>1</sup>	20 600
Vägtrafik	15 700
Olycksbränder	20

**Tabell 7.1** Huvudsakliga utsläppskällor av koldioxid till atmosfären i Sverige under ett år, 1990 (Persson, B., et al, 1995). Det totala utsläppet av koldioxid till atmosfären för år 1990 var cirka 52 000 kiloton (Naturvårdsverket, 2003).

### 7.1.1 Hälsoeffekter

Koldioxid är inte toxisk i sig, men gasen har en stimulerande effekt på andningen hos levande organismer. Denna effekt på andningsmekanismen kan dock öka toxiciteten hos andra toxiska föroreningar som finns i de brandgaser som genereras vid bränder. Koldioxid kan tillsammans med andra toxiska gaser ge en synergistisk effekt och därmed öka gasernas totala toxicitet (Larsson, I., et al, 2002). Eftersom koldioxid är vattenlöslig verkar gasen irriterande på slemhinnor vid inandning av höga halter. Detta beror på att koldioxid gärna löser sig i slemhinnorna i andningsvägarna och bildar kolsyra som upplevs som irriterande genom att syran sänker pH i slemhinnorna när den löser sig där (Sterner, O., 2003).

Det finns angivna gränsvärden för maximala halter av koldioxid i arbetsmiljön. Koldioxidhalten får som *nivågränsvärde* inte överskrida 9000 mg/m<sup>3</sup> luft och som *korttidsvärde* 18 000 mg/m<sup>3</sup> luft. Sådana halter uppnås dock ytterst sällan (AFS 2000:3).

### 7.1.2 Miljöeffekter

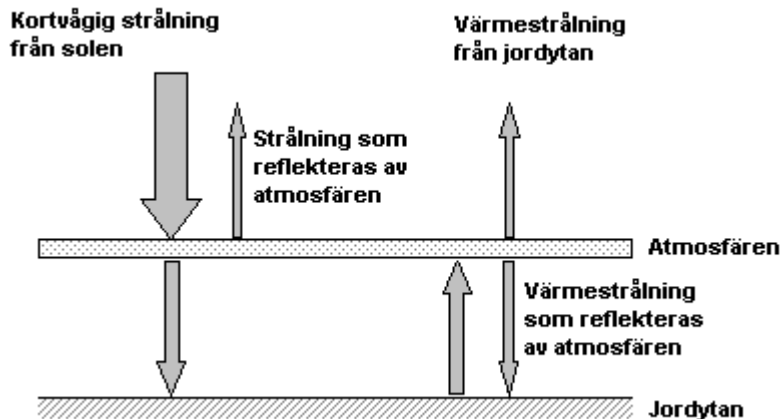
En stor *sänka* för koldioxid är växternas fotosyntes, både den som sker på land och den som sker i haven. En annan stor sänka är de stora haven, i vilka en stor del av koldioxidgasen löser sig (Grennfelt, P., et al, 1991).

#### 7.1.2.1 Växthuseffekten

Växthuseffekten innebär att solens kortvågiga strålning med våglängder mellan 0,1 och 2 µm släpps igenom av atmosfären så att jordytan värms upp. Vid jordytan omvandlas kortvågig strålning till värmestrålning med ett annat våglängdsområde på mellan 4 och 40 µm. En del av värmestrålningen kommer att absorberas av växthusgaserna i atmosfären efter att den reflekterats från jordytan. Inom våglängdsområdet 9 till 14 µm släpper atmosfären igenom den utgående värmestrålningen. Detta ”hål” brukar benämnas atmosfärens fönster. Det är detta fönster som nu håller på att ”täppas igen” av överskottet på koldioxid och andra växthusgaser. Detta innebär att en allt större andel av utgående värmestrålning fångas upp i atmosfären och reflekteras tillbaka till jordytan. Det är i huvudsak denna mekanism som ger upphov till den temperaturhöjande effekten, d.v.s. det som i dagligt tal kallas för växthuseffekten (Engström, L., 2000). I figur 7.1

<sup>1</sup> Stationära anläggningar inkluderar även industrier och förbränning av fasta bränslen.

visas strålningsbalansen mellan inkommande och utgående värmestrålningstrålning.



**Figur 7.1** Bild över Jordens energibalans (Engström, L., et al, 2000).

Den naturliga växthuseffekten är en förutsättning för det klimat som idag råder på jorden. Om det inte vore för växthuseffekten skulle jordens medeltemperatur vara 30°C lägre än idag. Detta skulle innebära att medeltemperaturen vid jordytan skulle ligga runt -15°C istället för 15°C.

Näst efter vattenånga är koldioxid den viktigaste växthusgasen i atmosfären. Gasen står för cirka hälften av den temperaturhöjande effekten. Övriga växthusgaser såsom metan, ozon, freoner (CFC) och dikväveoxid står för den övriga delen. De flesta av dessa gaser påverkar växthuseffekten mer än koldioxid om hänsyn endast tas till föreningarnas absorberande förmåga av utgående värmestrålning. Koldioxid är den viktigaste växthusgasen eftersom det är den gas vilken det släpps ut mest av till följd av mänskliga aktiviteter (Grennfelt, P., et al, 1991). Ett sätt att beskriva växthusgasers bidrag till växthuseffekten är med hjälp av den s.k. GWP-faktorn (Global Warming Potential factor). Koldioxid används som referensgas och har tilldelats siffran ett. Om en gas påverkar växthuseffekten 10 gånger mer än motsvarande mängd koldioxid har denna gas en GWP på 10. Olika värden för GWP-faktorn hos några vanliga växthusgaser redovisas i tabell 7.2 (Larsson, I., et al, 2002). I tabellen jämförs olika gasers bidrag till växthuseffekten över olika tidsperioder på 20, 100 respektive 500 år. Beroende på hur stabila föreningarna är i atmosfären tar olika lång tid för dem att brytas ned. Detta innebär också att de har olika stor påverkan på den temperaturhöjande effekten beroende på vilka tidsperspektiv som beaktas.

Gas	Livslängd (år)	GWP (20 år)	GWP (100 år)	GWP (500 år)
Koldioxid	50-200	1	1	1
Metan	10	63	21	9
Dikväveoxid	150	270	290	190
CFC 11	65	4500	3500	1500
CFC 12	130	7100	7300	4500

**Tabell 7.2** Livslängden i atmosfären och GWP-värden för några vanliga växthusgaser över en tidsperiod på 20, 100 respektive 500 år (Grennfelt, P., et al, 1991; Larsson, I., et al, 2002).

## 7.2 Kolmonoxid (CO)

Kolmonoxid är en av de vanligaste brandgaserna. Gasen bildas framförallt vid ofullständig förbränning av organiskt material där syretillgången är dålig (Larsson, I., et al, 2002). Under brandförhållanden kan halter på mellan 10 och 15 procent kolmonoxid uppnås i brandgasen (Bengtsson, L.-G., 2001).

Kolmonoxid utgör i sig ingen större miljörisk. Uppehållstiden för gasen i troposfären uppgår till mellan en och tre månader (Grennfelt, P., et al, 1991). I tabell 7.3 redovisas uppskattningar på det totala utsläppet av kolmonoxid till atmosfären i Sverige för år 1990 (Larsson, I., et al, 2002).

Källa	Utsläpp (kiloton)
Stationära anläggningar	32
Vägtrafik	960
Olycksbränder	0,5

**Tabell 7.3** Utsläpp av kolmonoxid till atmosfären i Sverige under år 1990 (Persson, B., et al, 1995). Totala utsläppet av kolmonoxid för samma år uppskattades till 1120 kiloton (Naturvårdsverket, 2003).

Förutom att kolmonoxid bildas i själva brandhärden i samband med förbränning, kan gasen också bildas i de heta brandgaserna beroende på temperaturen och sammansättningen av brandgaserna. Känt är att kolmonoxid kan bildas ur de sotpartiklar som genereras i branden. Sot och kolmonoxid återfinns ofta i stora mängder vid bränder där ofullständig förbränning sker (Tuovinen, H., 2002).

### 7.2.1 Hälsoeffekter

Kolmonoxid ger vanligen inte några indikationer på att den bildas. Gasen varken luktar eller syns och är smaklös. Den är därför svår att upptäcka på ett tidigt stadium (Larsson, I., et al, 2002). Kolmonoxidförgiftning är den primära dödsorsaken vid olycksbränder. Inandning av luft med en kolmonoxidhalt på 1 procent under en minuts tid är tillräckligt för att döda en individ (Bengtsson, L.-G., 2001). Det som händer vid inandning av gasen

är att kolmonoxid istället för syret binder till hemoglobinet i blodet och orsakar syrebrist. Detta beror på att affiniteten för kolmonoxid till hemoglobinet är 250 gånger starkare än för syre (Stern, O., 2003). I värsta fall leder inandningen av kolmonoxid till inre kvävning. Gasen är därför akuttoxisk. Tidiga symptom på kolmonoxidförgiftning är yrsel och huvudvärk. Kortvariga effekter vid exponering av gasen i form av trötthet och minskad reaktionsförmåga kan uppstå. Långsida effekter tros vara en ökad åderförkalkning samt att risken för hjärtinfarkt ökar. Personer som på grund av ålder eller sjukdom redan har en försämrad andning och blodcirkulation blir mer påverkade än andra av denna ökade påfrestning eftersom hjärtat behöver jobba hårdare för att kroppen ska få den mängd syre den behöver (Grennfelt, P., et al, 1991).

I arbetsmiljösammanhang bör ej halten kolmonoxid i inandningsluften överstiga *nivågränsvärdet* 40 mg/m<sup>3</sup> eller korttidsvärdet 120 mg/m<sup>3</sup> luft (AFS 2000:3).

### 7.3 Kväveoxider (NO<sub>x</sub>)

Luften består till 80 procent av kvävgas. Vid förbränning med tillräckligt höga temperaturer, omkring 1100°C, kommer luftens kväve att oxideras och bilda olika kväveföreningar, främst kvävemonoxid. Kväveinnehållande material bidrar också till produktion av kväveoxider vid förbränning. Även kvävedioxid och dikväveoxid (lustgas) bildas (Grennfelt, P., et al, 1991). Produktionen av kväveoxid i samband med förbränning gynnas av höga temperaturer och god tillgång på syre, d.v.s. effektiv förbränning genererar större mängder kväveoxider. Förutom luftens kväve kommer också det kväve som är kemiskt bundet i bränslet att bidra till utsläpp av kväveoxider (Reistad, N., 2000).

Kvävemonoxid är en färglös gas som inte är löslig i vatten (Norling, U., 2002). Den giftigare kvävedioxiden är en luktfri gas med en karakteristisk brunaktig färg (Bengtsson, L-G., 2001). Större delen av den kvävemonoxid som bildas vid förbränning oxideras vidare till kvävedioxid i atmosfären. Vid närvaro av marknära ozon sker denna process inom loppet av några minuter. Uppehållstiden för kvävemonoxid och kvävedioxid i troposfären uppgår normalt till mellan 2 och 5 dagar (Grennfelt, P., et al, 1991). I tabell 7.4 anges uppskattade utsläpp av kväveoxider till luften för år 1990.

Källa	Utsläpp (kiloton)
Stationära anläggningar	51
Vägtrafik	172
Olycksbränder	0,04

**Tabell 7.4** Utsläpp av kväveoxider till atmosfären för år 1990 i Sverige (Persson, B., et al, 1995). För samma år uppgick det totala utsläppet av kväveoxider till 320 kiloton (Naturvårdsverket, 2003)

### 7.3.1 Hälsoeffekter

Redan vid låga halter, 5 ppm (Reistad, N., 2000), verkar kvävedioxid irriterande på lungor och slemhinnor. Eftersom föroreningarna endast är måttligt reaktiva kan de transporteras långt ner i lungorna och orsakar lungödem och som i värsta fall kan leda till döden (Sterner, O., 2003). Kvävedioxid är den mest toxiska kväveoxiden. Den kan bl.a. ge skador på lungvävnad och försvaga lungans försvarsmekanismer mot virus och bakterier. Kortvarig exponering drabbar främst personer med redan nedsatt lungfunktion, t.ex. astmatiker, genom att exponeringen leder till sammandragning av luftvägarna (Grennfelt, P., et al, 1991).

För utomhusluft bör halten kvävedioxid inte överstiga 100 µg/m<sup>3</sup> som timmedelvärde. Som tillåtet årsmedelvärde anges istället en halt på 20 µg/m<sup>3</sup> (SFS 2001:527). De tillåtna hygieniska gränsvärdena för kvävedioxid uppgår till 4 mg/m<sup>3</sup> luft som nivågränsvärde och 10 mg/m<sup>3</sup> luft som *takgränsvärde*. Motsvarande värden för kvävedioxid är 30 mg/m<sup>3</sup> luft som nivågränsvärde och 60 mg/m<sup>3</sup> som korttidsvärde (AFS 2000:3).

### 7.3.2 Miljöeffekter orsakade av kväveoxider

#### 7.3.2.1 Försurning och övergödning

Kväve är ett näringsämne och en stor del av de deponerade kväveföreningarna kommer att omsättas av växter i naturen. Ökningen i tillförsel av näringsämnet till ekosystemen leder till en ökad produktion. Detta är framförallt påtagligt i skogsmiljöer och marina miljöer. Marken har idag på många ställen blivit mättad på kväveinnehåll och kan därför inte ta hand om ytterligare kväveinnehållande ämnen som tillförs utifrån. Marker läcker därför stora mängder kväve till sjöar och vattendrag. Vattendragen leder i sin tur kväveföreningarna vidare till marina miljöer och där kväveföreningarna har störst gödande effekt på växtlivet. Den ökade produktionen av växter och plankton i haven ger en ökad nedbrytning av dött organiskt material. Nedbrytning av organiskt material är en syrekrävande process och följden blir att syrebrist uppstår på havens botten, eftersom den mesta nedbrytningen sker där (Grennfelt, P., et al, 1991). Kväveföreningar bidrar också till försurning i mark och vatten genom att de tillförs i form av salpetersyra efter att ha oxiderats i atmosfären. Salpetersyra är en stark syra som har en kraftigt pH-sänkande effekt. I marker och vatten med dålig *buffringsförmåga* krävs det inte särskilt mycket surt nedfall för att rubba pH-balansen. I atmosfären förekommer salpetersyra huvudsakligen löst i vattendroppar och bidrar till försurning i samband med nederbörd genom att den sänker pH samt minskar den naturliga buffertkapaciteten i mark och vatten. Vid låga pH-värden kommer även andra processer att ta vid. Vanligt är urlakning av olika metaller, vilket leder till att levande organismer förgiftas. Syran bidrar också till omfattande korrosionsskador på t.ex. byggnader och andra värdefulla kulturminnen (Norling, U., 2002).

#### 7.3.2.2 Bildning av marknära ozon

Kväveoxider bidrar till bildningen av marknära ozon. Vid höga halter är ozon skadligt för både människor, djur och växter. Även andra organiska

material påverkas negativt genom att korrosionsskador lätt uppstår. Halten marknära ozon har mer än fördubblats sedan tiden före industrialismen till följd av de ökade utsläppen av kolväten och kväveoxider. Marknära ozon är snarare ett regionalt än ett lokalt problem (Jakob, D., 1999).

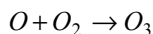
De skador som uppkommer på människor till följd av höga ozonhalter är främst irritationer i luftvägar och ögon. Symptomen uppträder redan vid exponering av ozonkoncentrationer på betydligt lägre halter än 2 mg/m<sup>3</sup> luft. På växter förstörs bladens klyvöppningar och deras skyddande vaxlager. Även cellmembran och enzymer hos växter påverkas. Många vanliga växter som potatis, sparris, bönor av olik slag och vete är mycket känsliga för ozon och påverkas negativt av höga ozonhalter. Ozon uppskattas i USA stå för 90 procent av de skador som uppstår på växter och grödor. I Sverige pekar det åt att närvaron av marknära ozon orsakar ett skördebortfall på mellan 5 och 10 procent. Utöver skador på viktiga grödor tar också skogen stor skada och detta drabbar skogsbruket hårt. Det totala skördebortfallet i Sverige till följd av närvaron av marknära ozon uppskattas till ett värde på över en miljard kronor per år (Grennfelt, P., et al, 1991).

Ozonhalten i utomhusluft bör ej överskrida 80 µg/m<sup>3</sup> angivet som timmedelvärde. Över perioden april till oktober uppgår medelvärdet till 50 µg/m<sup>3</sup> (SFS 2001:527).

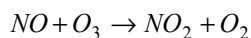
Initieringen av bildandet av marknära ozon (O<sub>3</sub>) sker genom att kvävedioxidmolekylen (NO<sub>2</sub>) sönderdelas genom fotokemiska reaktioner under inverkan av solens strålning och bildar kvävemonoxid (NO) och en fri syreatom (O) enligt följande reaktion:



Den fria syreatomen är mycket reaktiv och reagerar därför i sin tur vidare med en annan syremolekyl och bildar ozon enligt reaktionen:

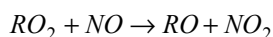


I de fall där kolväteföreningar inte är närvarande reagerar ozonmolekylen med en kvävemonoxidmolekyl och återbildar kvävedioxid enligt:



I detta fall blir det ingen nettoproduktion av ozon (Grennfelt, P., et al, 1991).

Finns kolväten närvarande, t.ex. flyktiga kolväten (VOC) från biltrafiken, bildar dessa under inverkan av solljus reaktiva radikaler (RO<sub>2</sub>). Dessa reaktiva föreningar oxiderar tillbaka kvävemonoxid till kvävedioxid i stället för ozon enligt följande reaktion:



Resultatet som följer är att ozonmolekylerna inte nettoförbrukas, utan istället sker det en ansamling av ozon vid markytan (Jakob, D., 1999). Ozonproduktionen blir särskilt påtaglig under väderförhållanden då temperaturinversion föreligger, d.v.s. under dagar med vackert väder med

mycket sol och lite vind och då luftens temperatur vid markytan är kallare än ovanliggande luftlager. Det sker då ingen stigning av luften i vertikalled och luften lägger sig som ett lock över markytan. Detta resulterar i en ansamling av olika föroreningar, däribland marknära ozon (Grennfelt, P., et al, 1991).

### 7.3.3 Dikväveoxid (N<sub>2</sub>O)

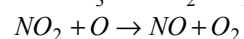
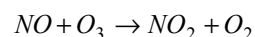
Vid förbränning bildas nästan alltid en liten mängd dikväveoxid, eller lustgas som den också kallas. Till skillnad från övriga kväveoxider verkar lustgas inte försurande. En negativ miljöeffekt av lustgas är dess förmåga att bryta ner ozon i stratosfären. Eftersom lustgas är en stabil molekyl med lång uppehållstid i troposfären (150 år) kan den transporteras upp i stratosfären. I stratosfären sönderdelas molekylen under inverkan av solljus och bildar kvävemonoxid. Kvävemonoxiden bidrar till nedbrytningen av stratosfäriskt ozon, d.v.s. förstörelse av det livsviktiga ozonskiktet (Grennfelt, P., et al, 1991). Ozonlagret är det skikt som skyddar oss mot solens farliga UV-strålning. Ozonskiktet är ganska tunt, endast någon millimeter tjockt i ren form och vid atmosfärstryck. Skiktet återfinns ungefär tjugo kilometer ovanför jordytan. Utan ozonskiktet skulle solens UV-strålning vara dödande och en påtaglig hälsoeffekt i områden där ozonlagret är tunt eller helt borta är att frekvensen av hudcancerfall är betydligt högre än på andra ställen (Jakob, D., 1999). Ozon fungerar också som en växthusgas, särskilt i de nedre delarna av troposfären. Ozonmolekylen är, på grund av dess reaktivitet, dock ganska kortlivad jämfört med andra växthusgaser. Livslängden för ozon i troposfären är från några veckor till någon månad (Grennfelt, P., et al, 1991).

Dikväveoxid utgör inge större hälsofara eftersom gasen är stabilare än både kväveoxid och kvävedioxid. De hygieniska gränsvärdena för gasen i arbetsmiljö ligger på 180 mg/m<sup>3</sup> luft som nivågränsvärde och på 900 mg/m<sup>3</sup> luft som korttidsgränsvärde (AFS 2000:3).

#### 7.3.3.1 Nedbrytning av stratosfäriskt ozon

Vid nedbrytning av ozonlagret i stratosfären fungerar kvävemonoxid (NO) som en katalysator genom att inte själva förbrukas. Kvävemonoxid reagerar med en ozonmolekyl (O<sub>3</sub>) och bildar kvävedioxid (NO<sub>2</sub>). Kvävedioxid reagerar i sin tur med en fri syreatom (O) och återbildas till kvävemonoxid samtidigt som en syremolekyl (O<sub>2</sub>) bildas. Kvävemonoxidmolekylen kan sedan reagera med ytterligare en ozonmolekyl.

Syrgasmolekylen är inte någon skadlig förening men gör heller ingen nytta i stratosfären. Det som sker i stratosfären vid nedbrytning av ozon är att den fria syreatomen förbrukas av kvävemonoxiden istället för att reagera med en syremolekyl och bilda en ozonmolekyl.



Härigenom hindrar kvävemonoxidmolekylen bildningen av nya ozonmolekyler till ozonlagret. Denna reaktion pågår tills dess att kvävemonoxiden återvänder från stratosfären till troposfären, där den kan



oxideras till vattenlösliga föreningar och slutligen våtdeponeras i form av surt regn. Innan molekylerna deponeras kan en kväveoxidmolekyl ha förhindrat bildningen av tusentals ozonmolekyler (Jakob, D., 1999).

## 7.4 Vätecyanid (HCN)

Inte sällan bildas även vätecyanid samtidigt som kvävedioxid vid förbränning. Vätecyanid är en extremt giftig gas och vid inandning leder den snabbt till kvävning med död som följd. Vätecyanid bildas vid förbränning av kväveinnehållande material som t.ex. ull, silke, nylon och polyuretan. Polyuretan ingår ofta som huvudmaterial i möbelstopning (Bengtsson, L.-G., 2001). Tillsammans med andra gaser som t.ex. kolmonoxid blir den toxiska effekten av vätecyanid betydligt större. Detta är ett exempel på synergistisk samverkan, d.v.s. den totala toxiska effekten blir större med gaserna tillsammans än var för sig. Takgränsvärdet för vätecyanid i arbetsmiljö uppgår till 5 mg/m<sup>3</sup> luft (AFS 2000:3).

Totalutsläppet av vätecyanid i Sverige under ett år uppskattas till 600 kilo (Larsson, I., et al, 2002). Gasen är brännbar och vid tillräckligt höga temperaturer och om det finns tillräckligt med syre närvarande förbrukas det mesta av den genererade gasen genom förbränning. De produkter som då bildas är istället kvävgas, kolmonoxid och koldioxid (Andersson, B., 2003).

## 7.5 Svaveldioxid (SO<sub>2</sub>)

Svaveldioxid är en färglös gas som är lös i vatten. Svaveldioxid kan transporteras långa sträckor från utsläppskällan beroende på att det är ett relativt stabilt ämne (Larsson, I., et al, 2002). Medeluppehållstiden för svaveldioxid i troposfären, d.v.s. skiktet närmast markytan, är cirka fyra dagar (Grennfelt, P., et al, 1991).

Mängden svaveldioxid i utsläppet beror på bränslets svavelinnehåll (Sterner, O., 2003). Det är främst fossila bränslen i oraffinerad form (kol, råolja) som innehåller svavel men även vid förbränning av t.ex. gips och gummi bildas svaveldioxid. Trä och naturgas har ett svavelinnehåll på mindre än 0,1 procent. Andra bränslen som kol och råolja innehåller betydligt mer svavel med halter på mellan 0,1 och 5 procent. De huvudsakliga svaveldioxidutsläppen i Sverige sker i dag i samband med förbränning av fossila bränslen (60 procent) och processutsläpp från industrier (40 procent). Jämfört med övriga Europa stod Sverige i början av 1990 för 0,5 procent av det totala svaveldioxidutsläppet (Grennfelt, P., et al, 1991). I tabell 7.5 anges utsläppet av svaveldioxid vid olycksbränder jämfört med några andra stora utsläppskällor.

Källa	Utsläpp (kiloton)
Stationära anläggningar	59
Vägtrafik	8
Olycksbränder	0,1

**Tabell 7.5** Utsläpp av svaveldioxid till atmosfären för år 1990 i Sverige (Persson, B., et al, 1995). För samma år uppgick det totala uppskattade utsläppet av svaveldioxid till atmosfären till 74 kiloton (Naturvårdsverket, 2003).

### 7.5.1 Miljöpåverkan av svaveldioxid

Svaveldioxid är en relativt stabil förening och påverkan på omgivningen kan därför ske långt ifrån utsläppskällan (Larsson, I., 2002). Så småningom omvandlas dock gasen i atmosfären till svavelsyra genom olika oxidationsreaktioner. Svavelsyran återfinns som små droppar eller i kondenserad form på partiklar i atmosfären. Partiklarna som bildas har en storlek på omkring 1 µm. Våtdeponering av svavelsyra ger upphov till försurning av mark och vatten. Svaveldioxid kan också torrdeponeras på växternas blad och omvandlas till svavelsyra direkt på plats. Vanliga symptom på växter som exponeras för svaveldioxid är att det uppstår bruna fläckar av döda celler på växternas blad. Några speciellt känsliga växtarter är bl.a. korn, vete, äpple och olika tallarter (Grennfelt, P., et al, 1991).

Korrosionsskador till följd av utsläpp av försurande föroreningar kostar samhället miljarder kronor varje år. Svaveldioxid är den luftförorening som är den största boven vad gäller korrosion av metaller och stenmaterial. Gasens korrosiva effekt verkar även påskyndas vid närvaro av sot och partiklar (Grennfelt, P., et al, 1991).

### 7.5.2 Hälsoeffekter orsakade av svaveldioxid och andra sura sulfater

Svaveldioxid tas upp i de övre delarna av luftvägarna där den orsakar irritationer och retningar på slemhinnorna som klär luftvägarna. Gasen kan kondensera på luftburna partiklar och där oxideras vidare till svavelsyra och andra sura sulfater. I de fall partiklarna är tillräckligt små, mindre än 10 µm i diameter, kan de andas in och orsaka skador på andningsorganen. För partiklar med en aerodynamisk diameter på mindre än 1 µm kan deponering ske i de djupare delarna av lungorna. Närvaro av stoft och partiklar förstärker alltså svaveldioxidens toxiska effekter genom att gasen ges möjlighet att transporteras längre ner i lungorna än om den andats in i gasform. Epidemiologiska underökningar visar på att det finns ett samband mellan höga koncentrationer av sura sulfater och effekter som ögonirritationer, irritationer i luftvägarna, astma och kronisk bronkit. Dessa effekter förstärks betydligt vid närvaro av sot och partiklar (Grennfelt, P., et al, 1991).

Svaveldioxidhalten i utomhusluft bör ej överskrida 5 µg/m<sup>3</sup> angivet som årsmedelvärde (SFS 2001:527). Enligt arbetarskyddsstyrelsen föreskrifter

om halter av ämnen i arbetsmiljön får koncentrationen av svaveldioxid inte överstiga 5 mg/m<sup>3</sup> luft angivet som nivågränsvärde. Takgränsvärdet för gasen uppgår till 13 mg/m<sup>3</sup> luft (AFS 2000:3).

## 7.6 Oförbrända kolväten (VOC, PAH och Partiklar)

Vid förbränning av organiskt material bildas oförbrända kolväten, både i gasform och i form av partiklar. Gasen är i regel färglös. Sotpartiklarna består till stor del av rena kolföreningar och det är partiklarna som ger brandgaserna dess svarta molnliknande karaktär. Sot bildas genom att mindre kolpartiklar slår ihop sig. Det är mycket svårt att utvinna energi ur dessa partiklar (Drysdale, D., 1998), eftersom det krävs temperaturer på över 1000°C för att partiklarna ska förbrännas (Bengtsson, L-G., 2001). Glödande sotpartiklar ger flammor med en karakteristisk gul färg (Drysdale, D., 1998). Vanliga oförbrända kolväten som bildas i samband med bränder är bl.a. alkaner, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och flyktiga organiska kolväten (VOC). Uppskattade utsläppsmängder av oförbrända kolväten till atmosfären i Sveriges ligger på omkring 31 ton per år (Larsson, I., et al, 2002).

### 7.6.1 Flyktiga kolväten (VOC)

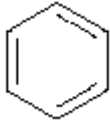
Gruppen flyktiga kolväten (VOC, Volatile Organic Carbon) är inte entydigt bestämd utan vilka föroreningar som ingår i gruppen varierar beroende på vilken analysmetod som används. Kolväten som tillhör gruppen VOC är medelstora flyktiga organiska föroreningar med en *molmassa* på mellan 70 och 250 g/mol. Inom gruppen delas föroreningarna upp efter kokpunkt, d.v.s. efter föroreningarnas flyktighet. Enligt världshälsoorganisationen (WHO) delas gruppen in i de tre subgrupperna mycket flyktiga kolväten (VVOC), flyktiga kolväten (VOC) och halvflyktiga kolväten (SVOC) (Larsson, I., et al, 2002). I tabell 7.6 redovisas grupperingen av VOC enligt WHO:s klassificering.

Benämning	Kokpunkt (min – max)
VVOC	0 <, 0 – 100°C
VOC	50 – 240°C
SVOC	240 – 400°C

**Tabell 7.6** Indelning av gruppen VOC enligt WHO:s klassificering. Inom varje subgrupp ligger de polära ämnens kokpunkter vid maxgränsen, medan de opolära molekylerna genomgående har lägre kokpunkter (Larsson, I., et al, 2002).

Vid ofullständig förbränning bildas stora mängder VOC och rökgasen kan utgöras av flera procent VOC. Vägtrafik, industriprocesser och småskalig förbränning såsom eldning i villapannor utgör de största utsläppskällorna av VOC i Sverige. Uppskattningar gjorda för år 1990 tyder på att utsläppen av VOC från bränder i Sverige ligger någonstans mellan 13 och 200 ton. Vid utsläpp från bränder står skogsbränder och bränder i bostäder för de största

utsläppen (Larsson, I., et al, 2002). Enligt naturvårdsverket var det totala utsläppet av VOC i Sverige för samma år 374 kiloton (Naturvårdsverket, 2003). I figur 7.2 visas en bild av den kemiska strukturen hos det vanligaste flyktiga kolvätaet, bensen.



**Figur 7.2** Bensenmolekylens kemiska struktur. Bensen är den vanligaste föreningen inom gruppen flyktiga kolväten och ämnet kan orsaka cancer.

Bensen är kanske den vanligaste föreningen inom gruppen flyktiga kolväten. Bensenmolekylen kan bildas även om bränslet inte innehåller föreningar med aromatisk struktur (Blomqvist, P., et al, 2002). I regioner med låg syrekoncentration kommer en andel av de flyktiga kolväteföreningarna att genomgå reaktioner och bilda omättade molekyler som t.ex. acetylen. De omättade molekylerna kan polymeriseras och så småningom bilda polycykliska aromatiska kolväten (PAH). De genererade aromatiska föreningarna kan sedan växa i storlek och bildar slutligen partiklar med en diameter på mellan 10 och 100 nm. Eftersom partiklarna är små utgör de också en påtaglig hälsorisk (Drysdale, D., 1998). Andra exempel på några vanliga VOC är toluen, styren och xylen. VOC kan även bildas utan att förbränning sker genom pyrolysisreaktioner, d.v.s. upphettning av organsikt material som leder till termisk sönderdelning från större till mindre molekyler (Blomqvist, P., et al, 2002).

#### 7.6.1.1 Hälsoeffekter

Direkta hälsoeffekter som uppträder i samband med exponering av VOC är bl.a. irritation i andningsvägarna. Föreningarna kan också orsaka allergier och nervskador (Larsson, I., et al, 2002). Dessutom är många av föreningarna som ingår i gruppen VOC cancerframkallande. En välkänd förening med cancerogena egenskaper är bensen (Sterner, O., 2003). Styren är en annan förening som har visat sig vara mycket fettlösligt och påverkar centrala nervsystemet (Sterner, O., 1999).

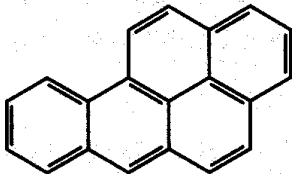
Som årsmedelvärde enligt gällande miljö kvalitetsnormer bör bensenhalten i utomhusluft ej överskrida koncentrationer högre än 1 µg/m<sup>3</sup> luft (SFS 2001:527). Nivågränsvärdet för bensen i arbetsmiljö ligger på 1,5 mg/m<sup>3</sup> luft angivet som nivågränsvärde och 9 mg/m<sup>3</sup> luft angivet som korttidsvärde (AFS 2000:3).

#### 7.6.1.2 Miljöeffekter

Ur miljösynpunkt bidrar VOC, tillsammans med kväveoxider, till bildningen av marknära ozon och fotokemisk smog. Fotokemisk smog är en luftföroreningssituation som kännetecknas av kraftigt förhöjda halter av bl.a. kväveoxider, ozon och kolväten. Metangas är ett flyktigt kolväte, men brukar inte tas med i denna grupp. Gasen är dock känd för att bidra till växthuseffekten (Larsson, I., et al, 2002).

## 7.6.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Gemensamt för gruppen PAH är att de alla innehåller två eller flera bensenringar. Vid undersökningar är det vanligt att betrakta gruppen som en helhet. WHO har angett några föreningar inom gruppen som indikatorsubstanser på PAH. De angivna föreningarna förekommer ofta i höga halter och är dessutom toxiska. I gruppen finns många starkt cancerframkallande ämnen, där den mest kända föreningen är bens(a)pyren, som illustreras i figur 7.3 (Sterner, O., 2003).



**Figur 7.3** Bens(a)pyren som indikatorsubstans för förekomsten av PAH. Det är framförallt metaboliterna av denna PAH-förening som orsakar lungcancer hos människor i samband med rökning (Larsson, I., et al, 2002).

PAH bildas framförallt vid ofullständig förbränning av organiskt material, speciellt vid temperaturer runt 600°C, kombinerat med dålig tillgång på syre. Det krävs dock inte att förbränning sker för att PAH ska kunna bildas, utan det räcker med att organiskt material upphettas (Blomqvist, P., et al, 2002).

Stora utsläppskällor av PAH utgörs idag i Sverige av vedeldning i hushållens vedkaminer och av förbränningsmotorer. Av dessa står vedeldning i enskilda hushåll för cirka hälften av det totala utsläppet och vägtrafik för omkring 32 procent. De totala utsläppen av PAH i samband med olycksbränder i Sverige uppskattas till mellan 2 och 12 ton per år (Larsson, I., et al, 2002). En annan stor källa till PAH är *kreosot*, som används som impregneringsmedel vid tryckimpregnering av trä. En hel del PAH kommer också ut i miljön via slitage från bildäck som ofta innehåller kimrök som är förorenad med PAH (Sterner, O., 2003).

Storleken på utsläppskällorna varierar beroende på var mätningar av PAH görs. I de centrala delarna av städerna kommer övervägande del av utsläppen från trafiken, medan det utanför tätorterna är vedeldning som är den primära utsläppskällan (Larsson, I., et al, 2002).

De största faktiska utsläppskällorna av PAH från bränder utgörs av skogsbränder och bränder i fastigheter. Inkluderas potentiella storbränder är det framförallt bränder i deponier av flis och däck som är de största utsläppskällorna av PAH (Larsson, I., et al, 2002). Direkt exponering av PAH sker också till viss del via födan i form av rökta och grillade livsmedel. Inte minst tobaksrök innehåller PAH (Sterner, O., 2003).

### 7.6.2.1 Miljö- och Hälsoeffekter

Det finns ett stort antal olika PAH-föreningar där många är cancerframkallande. De mindre föreningarna som innehåller mindre än fem bensenringar är i regel mindre toxiska på grund av att de är mer flyktiga. I atmosfären förekommer de mindre PAH-föreningarna i gasform och bryts

ned genom oxidering. Större PAH-föreningar däremot, absorberas på ytan på partiklar av organiskt material och är obenägna att oxideras i atmosfären. Detta innebär att föreningarna är stabilare och kan därför transporteras långa sträckor innan de deponeras och kommer i kontakt med levande organismer i mark och vatten. Föreningarna binder gärna till organiskt material kan de därför effektivt bioackumuleras i naturen. Nerbrytning i mark sker främst genom oxidation med hjälp av bl.a. marknära ozon, kväveoxider och svaveldioxid. Oxidering med hjälp av kväveoxider leder till produktion av mycket giftiga *nitropolyaromater*. Största risken med partiklar ur hälsoaspekt är att de innehåller PAH som vid inandning kan ta sig ner i luftvägarna. Är partiklarna tillräckligt små ( $d_a < 3 \mu\text{m}$ ) kan de ta sig ner till de djupare delarna av lungorna. I alveolerna kan PAH-molekyler som är bundna till partiklarna släppa från partikelytan och diffundera in i kroppen via lungväggen och oxideras vidare i kroppen. Det är sedan metaboliterna som bildas i de olika oxidationsreaktionerna som är toxiska genom att de gärna lägger sig mellan basparen i DNA-kedjan och eftersom föreningarna är elektrofila reagerar de med de positivt laddade DNA-baserna i cellkärnan. Reaktionerna ger förändringar i DNA-molekylen som ger upphov till cellförändringar och kan så småningom leda i cancer (Sterner, O., 2003).

Enligt gällande miljökvalitetsnormer för utomhusluft (SFS 2001:527), bör halten av bens(a)pyren ej överskrida  $0,0001 \mu\text{g}/\text{m}^3$  luft. Motsvarande hygieniska gränsvärde för arbetsmiljö ligger på  $0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$  angivet som nivågränsvärde och  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$  angivet som korttidsgränsvärde (AFS 2000:3).

### 7.6.3 Partiklar

Koncentrationen av partiklar i olika miljöer kan skilja sig mycket åt. Partikelkoncentrationen i marina miljöer är i storleksordningen  $10^2$  partiklar/ $\text{cm}^3$ . I storstäder ligger partikelkoncentrationen istället någonstans runt  $10^6$  partiklar/ $\text{cm}^3$ , medan det i rökgaserna från ett orenat koleldat kraftverk finns i storleksordningen  $10^{10}$  partiklar/ $\text{cm}^3$ . Naturligt genererade partiklar är större i storlek och består till stor del av pollen, oorganiska salter, damm och eroderat material från jordskorpan bildat genom mekaniska processer. Mindre partikelfraktioner däremot, bildas i olika förbränningsprocesser, t.ex. i bilmotorer, vid bränder eller vid eldning i kraftverk för produktion av energi och värme (Hertzberg, T., 2000). I tabell 7.7 redovisas olika utsläppskällors bidrag till totalutsläppet av partiklar till atmosfären.

Källa	Utsläpp (kiloton)
Stationära anläggningar	4
Vägtrafik	9
Olycksbränder	1

**Tabell 7.7** Utsläpp av partiklar till atmosfären för ett normalår (1990) i Sverige (Persson, B., et al, 1995).

### 7.6.3.1 Partiklar vid bränder

Partiklar kan genereras ur fasta och vätskeformiga bränslen, såväl som ur gasformiga bränslen. Beroende på vilken typ av förbränning som sker kommer de genererade partiklarna att vara av olika karaktär. Partiklar som återfinns i den rök som bildas vid glödbland har en diameter på cirka 1 µm. Dessa partiklar genereras i samband med kemisk nedbrytning av organiskt material. De fraktioner som bildas har hög molekylvikt och kondenserar därför när de kyls i samband med inblandning av kall luft till den varma gasströmmen. Detta ger en brandrök som påminner om en vätskeliknande aerosol innehållande tjära och andra vätskor med hög kokpunkt. I de fall när istället flamförbränning sker består röken nästan uteslutande av fasta partiklar. Merparten av partiklarna bildas i gasfasen som ett resultat av ofullständig förbränning och pyrolys vid hög temperatur och låg syrekonzentration (Drysdale, D., 1998).

Vid bränder uppnås ofta partikelkoncentrationer på omkring  $10^9$  partiklar/cm<sup>3</sup> i brandgaserna. Mängden partiklar som genereras i samband med bränder är starkt beroende av vilka material det är som brinner, likaså bestäms partiklarnas egenskaper av materialet. Generellt gäller att för material som har svårare för att antändas bildas en större mängd partiklar än när t.ex. mer lättantändliga träbaserade material brinner. Exempel på några material som genererar stora mängder partiklar är PVC och andra halogenerade kolväten. Brännbara ämnen i trä oxideras i betydligt högre utsträckning och de sker således också en mer fullständig förbränning jämfört med många andra material. Vid bränder i hus och byggnader produceras stora mängder sot och partiklar till följd av dålig ventilation och förorenade material. Med sot avses partiklar av organiskt material (Hertzberg, T., et al, 2003). Dessutom genererar många byggnadsmaterial som t.ex. gips och trä stora mängder sot och organiska partiklar vid förbränning (Larsson, I., et al, 2002). Organiska partiklar utgör en särskild hälsofara, eftersom andra toxiska organiska ämnen kan vidhäfta på partikelytan och följa med partikeln ner i lungorna vid inandning. Exempel på en sådan förorening är PAH.

Vikiga mekanismer för partikelbildning i samband med bränder är att förångat material kondenserar i samband med kylning av rökgaserna och att kemiska reaktioner producerar fast eller kondenserat material (Hertzberg, T., 2000). Vid bränder bildas också oorganiska partiklar som ibland kallas *flygaska*. Oorganiska partiklar innehåller bl.a. tungmetaller (Akselsson, R., et al, 1994).

Temperaturen i branden är avgörande för vilka partiklar som bildas. Vid temperaturer på mellan 400°C och 500°C kondenserar oorganiskt material bestående av olika salter från bl.a. alkaliska metaller, kalium och natrium. Vid kondensationen bildas aerosoler, d.v.s. partiklar innehållande olika faser. Vid högre temperaturer på mellan 700°C och 1500°C bildas i huvudsak sot och fasta partiklar. Vid lägre temperaturer omkring 250°C kan svavelsyra istället bildas genom kondensation ur luftens svaveldioxid och vattenånga (Hertzberg, T., 2000).

Sotbildning är den i särklass största källan till partikelbildning vid bränder (Hertzberg, T., 2000). Mängden sot som genereras i en brand påverkar hur snabbt branden sprider sig. Beroende på bränslets egenskaper och vilka brandförhållanden som råder kan mellan 1 och 20 viktprocent av bränslet omvandlas till sot och partiklar. Det är sotpartiklarna i brandgaserna som ger upphov till den ofta intensiva värmestrålningen till omgivningen. Bildas det mycket sot blir värmestrålningen till omgivningen effektivare och temperaturen stiger. Omgivningen kan då mycket snabbare självantända med fullt utvecklad brand som följd. Dessutom förhindrar närvaron av sotpartiklar syresättningen av bränslet i samband med oxidationen, vilket i sin tur ytterligare bidrar till ofullständig förbränning. Produktion av ofullständiga förbränningsprodukter som sotpartiklar och andra toxiska ämnen som kolmonoxid accelereras således ytterligare (Touvinen, H., 2002).

Partiklar med en diameter på mellan 10 och 100 nm kan oxideras i flammen. För att oxidation ska ske krävs det att temperaturen inte är för låg, utan åtminstone 1000°C (Bengtsson, L.-G., 2001). Det krävs också att det finns tillräckligt med syre närvarande. Är så inte fallet, växer partiklarna i storlek och bildar genom sammanslagning av partiklar större agglomerat som sedan försvinner från flammen i form av rök (Drysdale, D., 1998).

#### 7.6.3.2 Hälsoeffekter orsakade av partiklar

På senare tid har partiklars negativa hälsopåverkan allt mer uppmärksamats. Undersökningar som gjorts har kunnat påvisa en direkt korrelation mellan höga partikelhalter och en ökad dödlighet (Dockery, DW., et al, 1993; Bellander, T., et al, 1999). Det har utfärdats rekommendationer för högsta tillåtna partikelkoncentrationer i luft och det finns angivet gränsvärden för hur höga halter partiklar av en viss storlek det får förekomma i utomhusluften. Arbetarskyddsstyrelsen har för totalhalt damm i arbetsmiljön angett nivågränsvärdet 10 mg/m<sup>3</sup> luft. Av detta får maximalt 5 mg/m<sup>3</sup> utgöras av organiskt damm. Nivågränsvärdet för respirabelt damm (PM<sub>10</sub>) får däremot maximalt uppgå till 5 mg/m<sup>3</sup> luft. För vissa speciella ämnen hos de luftburna partiklarna kan nivågränsvärdet var mycket lägre t.ex. för bly som respirabelt damm anges gränsvärdet 0,05 mg/m<sup>3</sup> (AFS 2000:3).

Enligt de miljö kvalitetsnormer som Riksdagen angivit gäller det att för inandningsbara partiklar (PM<sub>10</sub>) bör *dygnsmedelvärdet* för partikelhalten i luften inte överstiga 30 µg/m<sup>3</sup>. Motsvarande värde angivet som årsmedelvärde är för närvarande 15 µg/m<sup>3</sup>. För sot (organiska partiklar) anges det ett årsmedelvärde på 10 µg/m<sup>3</sup> (SFS 2001:527).

Beroende på partiklarnas fysikaliska, biologiska och kemiska egenskaper utgör de mer eller mindre allvarliga hälsorisker vid exponering. Partiklarnas kemiska egenskaper styr till stor del vilka ämnen de bär med sig vid inandning. Ibland är det inte partikeln i sig som är den största hälsorisken, utan dess toxicitet orsakas istället av de föroreningar som följer med partikeln (Andersson, B., 2003). I normala fall skulle många toxiska föroreningar inte komma ner i andningsapparaten. När föroreningarna är bundna till partiklar har de möjlighet att ta sig längre ner i lungorna genom



att partiklarna bidrar med en inert miljö. De medföljande föreningarna blir inte lika reaktionsbenägna som när de andas in i gasform och reagerar därför inte med omgivningen i andningsvägarna i lika hög utsträckning (Sterner, O., 2003).

Faktorer som är av betydelse för var partiklarna deponeras i andningsvägarna är partikelns storlek, densitet och form. En partikels *hygroskopiska egenskaper*, d.v.s. partikelns förmåga att ta upp vatten från omgivningen, är också av betydelse för var de kommer att deponeras i luftvägarna.

Den totala massan partiklar utgörs i huvudsak av partiklar med en aerodynamisk diameter större än 1 µm, Till antalet är det de mindre fraktionerna med en diameter på mindre än 1 µm som dominerar. De små partiklarna är många till antalet bidrar därför med en stor yta på vilken andra föroreningar kan kondensera och absorbera. Exempel på sådana föroreningar är polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Andra ämnen är tungmetaller, dioxiner och isocyanater. Partiklar kan också vara bärare av patogena organismer som t.ex. virus och bakterier (Grennfelt, P., et al, 1991).

Beroende på partikelns egenskaper och karaktär beror dess toxiska egenskaper på var i andningsvägarna den slutligen deponeras. Även om det bara är små mängder partiklar, kan partiklar utgöra en hälsorisk. Små partiklar mindre än 1 µm behöver inte utgöra någon direkt hälsorisk om de deponeras i munhålan. Sker deponeringen i stället i den alveolära regionen kan partiklarna däremot ge skador på lungorna.

### 7.6.3.3 Partiklars miljö- och klimatpåverkan

Luftburna partiklar med en diameter mindre än 100 µm, förmodas ha negativa effekter klimatet genom att de påverkar jordens energibalans. Partiklar påverkar nettoinflödet av solljus till jorden genom att direkt reflektera den inkommande strålningen från solen så att denna aldrig når jordytan. Dessutom skulle molnbildningen öka genom att vattenånga kondenserar i större utsträckning vid närvaro av partiklar (Hertzberg, T., 2000). Den ökade molnbildningen skulle leda till ett ökat albedo med minskad solinstrålning som följd. Jordens albedo anger hur mycket av den inkommande UV-strålningen som reflekteras tillbaka ut i rymden och värdet ligger idag på 0,3. Dessa båda mekanismer skulle alltså tillsammans kunna bidra med en negativ strålningsbalans genom att solinstrålningen till jordytan skulle minska. Detta fenomen skulle i sin tur medföra en sänkning av jordens medeltemperatur (Engström, L., et al, 2000).

Partiklar kan också ge negativa miljöeffekter när de sprids i atmosfären, speciellt om de bär med sig andra toxiska föroreningar. Spridningen är starkt beroende på vilka väderförhållanden som råder då utsläppet sker. Konvektion och vindar vid utsläppskällan är avgörande för spridningen. Också andra faktorer såsom luftfuktighet och nederbörd påverkar partiklarnas rörelse i atmosfären. Nederbörd ”tvättar” ur atmosfären på partiklar. Vid gynnsamma förhållanden kan partiklarna spridas långa sträckor och nedfallet kan därför ske långt ifrån utsläppskällan (Hertzberg,

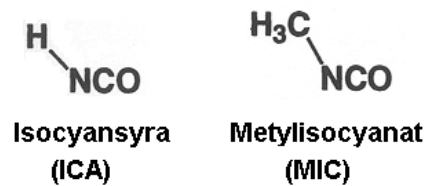
T., 2000). Som regel gäller att ju mindre partiklarna är desto längre kan de transporteras i atmosfären. Detta beror på att mindre och lättare partiklar sedimenteras långsammare än större partiklar. Partiklar större än 100 µm i diameter sedimenterar snabbt. Större partiklar transporteras därför inte särskilt långt från utsläppskälla innan de deponeras. De ger därför endast en lokal påverkan (Grennfelt, P., et al, 1991).

Vid utsläpp från bränder bildas stora mängder partiklar av organiskt material. Till dessa binder gärna opolära ämnen som t.ex. PAH. Vid deponering i mark kommer dessa att ansamlas i markbundet organiskt material och så småningom också återfinnas i organismer och på högre trofnivåer i näringskedjor hos olika organismer i omgivningen. Organiska ämnen som är svårnedbrytbara och löser sig dåligt i vatten bioackumuleras effektivt och kan orsaka negativa effekter på omgivningen. Exempel på negativa effekter är reproduktionsstörningar och förgiftningar på både djur och växter (Sterner, O., 2003).

## 7.7 Isocyanater

Isocyanater används framförallt vid framställning av olika lim, plaster och färger där de fungerar som bindemedel och härdare. Föreningarna ingår också som en komponent i polyuretan (PUR) som används som stoppningsmaterial i många möbler, t.ex. soffor och madrasser. Föreningarna återfinns även i olika isoleringsmaterial, skumplaster, gummimaterial och i liminnehållande fibrösa material som t.ex. spånskivor. Dessa typer av material utgör stora delar av det material som idag återfinns i våra hem. Detta innebär att vid händelse av bränder i hus eller lägenheter kommer troligen en ganska stor mängd isocyanater att frigöras, eftersom föroreningarna återbildas när isocyanatinnehållande material upphettas. Redan vid låga temperaturer omkring 150°C till 200°C kan isocyanater avges till omgivningen från det upphettade materialet (Spanne, M., 2001).

Kännetecknande för de föreningar som ingår i gruppen isocyanater är att de innehåller den karakteristiska gruppen  $-N=C=O$  på en alkylkedja eller en aromatisk ring. Föreningarna förekommer både i gasform och i absorberad form på ytor av partiklar. Beroende på bränslets egenskaper kommer fördelningen av isocyanater mellan gasfas och partikelfas att se olika ut. En del material producerar större andel isocyanater i gasform än andra. Undersökningar av brandrök har visat att isocyanater enskilt vid sidan om andra föroreningar som kolmonoxid och vätecyanid utgör den största hälsofaran vid brand och bör därför alltid tas med vid riskbedömningar av brandrök (Hertzberg, T., et al, 2003). Vanliga isocyanater som bildas vid förbränning av spånskivor är metylisocyanat (MIC) och isocyansyra (ICA). Dessa föreningar åskådliggörs i figur 7.4.



**Figur 7.4** Kemiska strukturer av två vanliga isocyanater, ICA och MIC, i samband med brandövningar där spånskivor används som bränsle (Spanne, M., 2001).

### 7.7.1 Miljö- och hälsoeffekter av isocyanater

Ur miljösynpunkt utgör isocyanater ingen större risk. Föreningarna är inte särskilt långlivade i atmosfären och ackumuleras inte i naturen. Kort efter att de har bildats omvandlas isocyanater till karbamater genom hydrolys med vattenmolekyler från omgivningen. Karbamater är giftiga föreningar och används bl.a. som pesticider. De är dock inte särskilt stabila, utan bryts snabbt ner av omgivningen (Spanne, M., 2004).

Isocyanater är särskilt uppmärksammade eftersom föreningarna redan i låga koncentrationer orsakar allvarliga lungskador. Exponering av isocyanater kan ge effekter alltifrån lättare andningsbesvär till livshotande symptom, där andning och lungfunktion kan slås ut. Tillsammans med andra giftiga gaser som t.ex. ozon och nitroösa gaser kan isocyanater ta sig ner till lungornas djupare delar, alveolerna. I lungorna kan gaserna orsaka lungödem med inre kvävning som följd (Sterner, O., 2003).

Koncentrationer på 2,5 ppm i luften kan räcka för att ge allvarliga lungskador. Denna gräns är satt av NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). Enligt arbetarskyddsstyrelsen får isocyanathalten i arbetsmiljö ej överstiga nivågränsvärdet 0,005 ppm eller takgränsvärdet 0,01 ppm (AFS 2000:3).

## 7.8 Tungmetaller

I ämnesgruppen tungmetaller ingår metaller vars densitet överstiger 5 g/cm<sup>3</sup>. Uppmärksammade metaller inom denna grupp är kvicksilver (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu) och zink (Zn). Andra metaller som ingår i gruppen är nickel (Ni), molybden (Mo), krom (Cr), mangan (Mn), tenn (Sn) och kobolt (Co). Arsenik (As) brukar även tas med i denna grupp, trots att det egentligen inte är någon tungmetall (Larsson, I., et al, 2002).

Många av tungmetallerna är toxiska (Hg, Cd, Pb), medan andra förekommer i naturen och är nödvändiga för många levande organismer, inklusive människor. Exempel på några livsnödvändiga metaller är järn (Fe), mangan och zink. Förekommer dessa metaller i alltför stora mängder kan de också ge negativa effekter på människor, djur och natur (Grennfelt, P., et al, 1991).

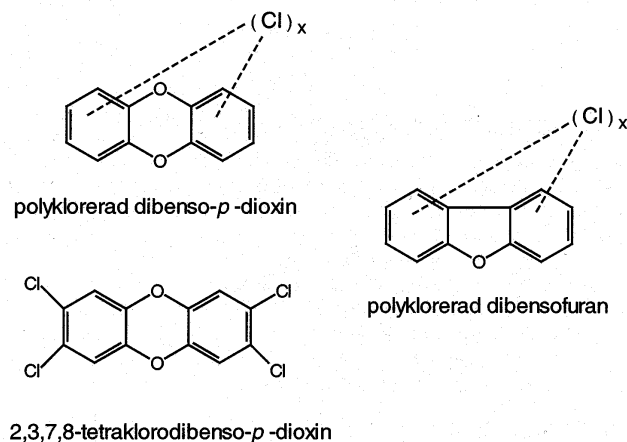
En del tungmetaller är lättflyktiga och förgasas vid höga temperaturer (Grennfelt, P., et al, 1991). Bränder är en utsläppskälla till tungmetaller. Metallerna återfinns ofta i brandröken vanligen absorberade på partiklars ytor. Tungmetaller kan också förekomma i släckvattnet från bränder (Larsson, I., et al, 2002).

### 7.8.1 Miljö- och hälsoeffekter av tungmetaller

Utsläpp av metaller till miljön orsakar inte några direkt akuta hälsoeffekter, men de negativa effekterna på miljön är desto större. Till skillnad från många andra föreningar bryts metallerna inte ned, utan finns kvar i naturen under mycket lång tid. Därför kan de också ge en betydande miljöpåverkan. Metaller som kommit ut i naturen tas så småningom upp av växter. När djur och organismer äter dessa växter får de i sin tur i sig metallerna. Dessa djur utgör i sin tur föda åt andra djur och på så sätt anrikas metallerna högre upp i näringskedjan där de så småningom kan ge negativa effekter som t.ex. allvarliga störningar på centrala nervsystemet. Andra miljöbelastningar, t.ex. försurning, ökar metallernas toxicitet ytterligare genom att ett lägre pH verkar urlakande för många metaller som finns naturligt bundna i marken. I sura regioner kan därför halterna av normalt ofarliga metaller bli så höga att de ger toxiska effekter på omgivningen (Grennfelt, P., et al, 1991).

## 7.9 Dioxiner

Dioxin är ett organiskt miljögift som innefattar två olika komponentgrupper, polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF). Föreningarna bildas som biprodukt vid olika industriella processer och vid all typ av förbränning. Dioxiner bildas framförallt vid förbränning av klorinnehållande avfall, men återfinns även i bilavgaser. Dioxiner har en relativ kort uppehållstid i atmosfären och deponeras kort tid efter att utsläppet ägt rum. En liten del kan dock transporteras längre sträckor i atmosfären (Grennfelt, P., et al, 1991). I figur 7.5 åskådliggörs de kemiska strukturerna för de tre dioxinerna PCDD, TCDD och PCDF.



Figur 7.5 Kemiska strukturer på PCDD, PCDF och TCDD (Blomqvist, P., et al, 2002).

Mekanismerna bakom bildningen av dioxiner i samband med bränder är hittills sparsamt undersökta och mycket är ännu okänt. Föroreningarna har dock visat sig bildas sekundärt i ett temperaturintervall på mellan 200°C och 650°C. Dioxiner kan antingen bildas genom syntes på en kolyta, vid reaktioner av klorerade organiska föroreningar eller genom kondensationsreaktioner mellan mindre organiska föroreningar. Precis som för andra förbränningsprodukter påverkar temperatur, inneslutnings- och förbränningsstökiometrin samt bränslets egenskaper produktionen av dioxiner. Även partikelkoncentrationen i brandgasen är av betydelse för produktionen av dioxiner (Blomqvist, P., et al, 2002).

De största uppskattade utsläppskällorna av dioxiner i samband med bränder utgörs i huvudsak av olycksbränder i containrar, bostäder och motorfordon. Andra stora potentiella utsläppskällor är bränder i avfallsupplag och i deponier innehållande PVC-plaster och däck (Larsson, I., et al, 2002). Enligt professor Stellan Marklund vid Umeå Universitet uppskattas det totala dioxinutsläppet till luft vara cirka 50 g varje år.

Den kanske mest kända dioxinen är 2,3,7,8-tetrakloridbenso-p-furan, TCDD. Det var denna förening som 1976 läckte ut och exponerade tusentals människor i Seveso i samband med en explosion i en kemisk fabrik (Larsson, I., et al, 2002).

Dioxinhalter anges i s.k. toxiska ekvivalenter, TEQ. Dessa utgörs av summan av enskilda kongeners koncentrationer multiplicerat med deras respektive toxiska ekvivalentfaktor, TEF. Toxisk ekvivalentfaktor (TEF) för ett dioxinliknande ämne baseras på en sammanvägning av alla hittills tillgängliga toxicitetsstudier av dioxiner. TEQ har skapats för att förenkla riskbedömningar och regleringen av dioxiner och dioxinlika ämnen som återfinns i miljön (Edling, C., et al, 2000).

### 7.9.1 Miljö- och hälsopåverkan av dioxiner

Dioxiner löser sig dåligt i vatten och anrikning av föreningarna i naturen sker därför i kolhaltigt material och i fettvävnader hos högre levande organismer (Blomqvist, P., et al, 2002). En del dioxiner är mycket giftiga och kan redan i mycket låga koncentrationer orsaka cancer. Andra effekter som kan uppstå i samband med exponering av dioxiner är störningar på centrala nervsystemet och fortplantningsmekanismen, viktförlust, leverskador och försvagat immunförsvar (Larsson, I., et al, 2002).



## 8 Spridning av föroreningar i atmosfären

*Spridningen av föroreningar i atmosfären är av stor betydelse för vilken effekt de kommer att ha på omgivningen. I följande kapitel beskrivs de processer i atmosfären som till stor del styr spridningen av föroreningar från olika utsläppskällor. Meteorologiska faktorer är viktiga att beakta vid exponeringsbedömning av toxiska föroreningar och bör därför behandlas vid en bedömning av miljö- och hälsorisker i samband med olika utsläpp till atmosfären.*

### 8.1 Allmänt om luftföroreningar

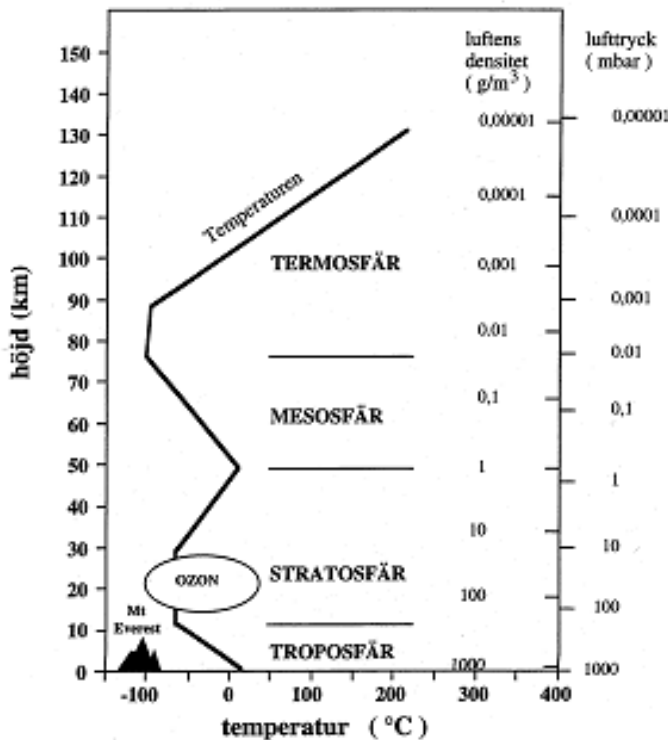
Luftföroreningar bildas både naturligt och i samband med mänskliga aktiviteter, s.k. antropogena källor. Efter att föroreningar släppts ut sprids de i atmosfären och inte sällan omvandlas de till sekundära föroreningar. Omvandlingen i atmosfären kan ske genom att föroreningar slås ihop eller oxideras. Exempelvis kan svaveldioxid och kväveoxider oxideras till svavelsyra respektive salpetersyra och sedan följa med nederbörden och orsaka försurning i mark och vatten (Grennfelt, P., et al, 1991).

I utsläppssammanhang talas det om *emission* och *immission*. Emission innefattar själva utsläppet, medan immission anger luftföroreningarnas förekomst i atmosfären. I begreppet immission ingår numera även transport av luftföroreningen från atmosfären till mottagaren (Grennfelt, P., et al, 1991).

Luftföroreningar kan delas in i primära och sekundära föroreningar. Föroreningar som uppträder i atmosfären i den form de emitterats kallas primära luftföroreningar, medan föroreningar som omvandlas t.ex. genom oxidation, kallas sekundära föroreningar. Föroreningarna kan uppträda antingen som gaser, fasta partiklar eller i vätskeform lösta i vattendroppar i atmosfären. Föroreningarna kan också förekomma som en kombination av olika faser. Gaserna kan blandas fullständigt med den omgivande luften och följa luftens rörelser. Det är nödvändigt att kvantifiera luftföroreningar för att kunna säga något om vilka effekter de har på omgivningen (Grennfelt, P., et al, 1991).

### 8.2 Atmosfärens uppbyggnad

Atmosfären utgörs av fyra olika skikt indelade efter hur den genomgående temperaturprofilen ser ut. Denna profilindelning illustreras i figur 8.1. Vid de brytpunkter där temperaturen tydligt ändras ligger gränsen mellan två olika skikt. Närmast jordytan ligger troposfären. I detta skikt återfinns 80 procent av all luft (Grennfelt, P., et al, 1991).



**Figur 8.1** Atmosfärens olika skikt med temperatur, luftens densitet och lufttryck vid marken som funktion av höjden (Akselsson, R, et al, 1994).

Troposfären innehåller många reaktiva föreningar, s.k. radikaler, som är viktiga för kemin i troposfären. Radikalerna eliminerar toxiska föreningar i atmosfären genom olika kemiska processer tack vare sin reaktivitet. Utan radikaler skulle ansamlingen av toxiska föreningar, som t.ex. svaveldioxid och kolmonoxid, i atmosfären bli ett allvarligt hot mot liv på jorden (Jakob, D., 1999). Huvuddelen av utsläppen från jordytan stannar kvar i troposfären, eftersom luftutbytet mellan troposfären och ovanliggande skikt, stratosfären, sker i mycket liten utsträckning. De föroreningar som tar sig upp till stratosfären kan dock stanna kvar där under mycket lång tid. Uppehållstiden för några vanliga gaser i troposfären är 50 till 200 år för koldioxid, en till tre månader för kolmonoxid och cirka 10 år för metan. Svaveldioxid omvandlas snabbt genom oxidationsprocesser i troposfären och "försvinner" redan efter två dagar. I stratosfären återfinns det livsviktiga ozonskiktet. De två översta luftlagren utgörs av mesosfären och sist termosfären (Grennfelt, P., et al, 1991).

### 8.3 Utsläpp och spridning i atmosfären

Beroende på utsläppskällans egenskaper och på vilken nivå i atmosfären utsläppet sker kommer spridningen och effekterna av olika utsläpp att variera (Grennfelt, P., et al, 1991). Faktorer som är av betydelse för spridning är bl.a. typen av utsläppskälla, utsläppshöjd, väderförhållande, temperatur, skiktning och föroreningens uppehållstid i atmosfären (Norling, U., 2002).



### 8.3.1 Utsläppskällor och utsläppshöjd

Man brukar skilja mellan olika typer av utsläppskällor och i praktiken delas utsläppskällor in i fyra olika kategorier. Den första är *punktkällor* från vilka emissionen sker från en bestämd punkt, t.ex. från en skorsten. En andra källa är *linjekällor* som karakteriseras av att utsläppet sker längs en linje, t.ex. en bilväg. Den tredje typen av källa utgörs av *ytkällor*, t.ex. en större tätort med många små punktutsläpp från värmepannor. Den sista typen av utsläppskälla utgörs av diffusa källor, vilka kan utgöras av en åker som plöjs eller av ett dammande ytupplag (Grennfelt, P., et al, 1991).

Utsläppshöjden i atmosfären påverkar hur stor effekt föroreningen har på omgivningen. Vid bränder påverkar rökgasernas temperatur den effektiva utsläppshöjden. Är det mycket varma gaser som släpps ut kommer dessa att stiga ytterligare i förhållande till den ursprungliga utsläppsnivån och därigenom får utsläppet en högre effektiv skorstenhöjd än den ursprungliga utsläppshöjden (Grennfelt, P., et al, 1991).

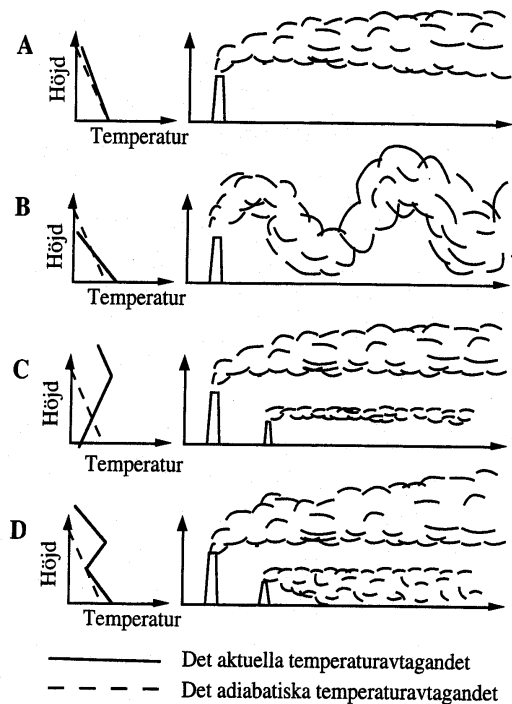
I praktiken finns det tre utsläppsnivåer. Utsläpp kan ske på marknivå, t.ex. från bilar, och från hustaksnivå, t.ex. från lägre skorstenar. Stora verksamheter såsom industrier och värmeverk leder utsläppen högre upp i atmosfären med hjälp av höga skorstenar. Fördelen med utsläpp på högre höjder är att föroreningarna späds ut ordentligt innan de deponeras. Föroreningarna som släpps ut på högre höjder transporteras bort snabbare, eftersom vindhastigheten normalt är större högre upp i atmosfären. Vid händelse av *inversion* kan en hög utsläppspunkt vara fördelaktigt genom att utsläppet lägger sig ovanpå luftlagret och förhindras därmed att blandas med lägre luftlager närmare jordytan. Skulle skorstenen vara för låg däremot, blir effekten den motsatta och de utsläppta föroreningarna stannar kvar på marknivå under det ”täta” luftlagret. Utsläppspunkter på högre höjder är fördelaktigt på lokal nivå, men det totala utsläppet är dock detsamma och de negativa effekterna på regional och global nivå kvarstår (Grennfelt, P., et al, 1991).

Utsläpp från punktkällor påverkar normalt endast ett litet område som vanligen utgörs av en smal sektor med en spridningsvinkel på 10°. Ändras vindriktningen kommer ett annat område att drabbas. Utsläpp från en ytkälla däremot påverkar hela källans utsläppsområde oberoende vindriktning. Det drabbade området kan exempelvis utgöras av en stad. Dessutom sker en direkt lokal påverkan nära utsläppskällan (Grennfelt, P., et al, 1991).

### 8.3.2 Meteorologiska förhållandens inverkan på spridningen

Luftmassor kan i huvudsak blandas genom två olika mekanismer. Dessa är *dynamisk* respektive *termisk turbulens*. Dynamisk turbulens styrs i hög grad av markytans skrovlighet och uppstår när vinden blåser över ett område. Luftomblandningen gynnas av hög vindhastighet och mycket skrovlighet. Mekanismen bakom termisk turbulens ser annorlunda ut. I detta fall rör det sig om vertikal omblandning av luftmassor orsakad av luftmassornas temperaturskillnader, s.k. skiktning. Det finns fyra olika typer av skiktningar definierade, nämligen; labil, indifferent, stabil och extremt stabil skiktning

(Grennfelt, P., et al, 1991). Figur 8.2 illustrerar olika typer av skiktning som kan uppstå i atmosfären till följd av densitetsskillnader i luftmassorna.



**Figur 8.2** I figuren redovisas de olika skiktningstyper som kan uppkomma i atmosfären p.g.a. vertikala temperaturskillnader. A) Indifferent/neutral skiktning. B) Instabil/labil skiktning. C) Stabil skiktning. D) Extremt stabil skiktning (Akselsson, R., et al, 1994).

Det är vanligt att flera skiktningstyper uppträder samtidigt, men på olika höjder. Exempelvis kan det närmast markytan vara en extremt stabil skiktning (inversion), medan det lite högre upp istället råder labil skiktning. Beroende på om det är dag eller natt är luftomblandningen olika effektiv. Under dagen sker i regel en bättre omblandning till följd av solinstrålningen, vilket ger mer och kraftigare vindar. Detta fenomen kan ibland leda till att koncentrationen av vissa föroreningar, t.ex. kväveoxider, uppnår högre koncentrationer under nattetid än under dagtid när de största utsläppen sker (Grennfelt, P., et al, 1991).

### 8.3.2.1 Vertikal transport av luft i atmosfären

Precis som med temperaturen så ändras lufttrycket med höjden. I genomsnitt minskar lufttrycket i atmosfären med 100 pascal per 8 meters förflyttning i höjddled. När en luftvolym transporteras vertikalt i atmosfären kommer volymen på luftmassan att ändras till följd av att omgivningens lufttryck ändras. I de fall då en luftmassa sjunker till en lägre nivå kommer den att komprimeras p.g.a. det ökade trycket utifrån. Omgivningen utför ett arbete på luftvolymen och om det inte sker något värmeutbyte mellan den omgivande luften och den komprimerade luftmassan kommer temperaturen i det komprimerade luftpaketet att öka till följd av att värmeenergi överförs från omgivningen till luftmassan i samband med kompressionen. Stiger

luften istället inträffar det motsatta. Den stigande luftvolymen kommer att expandera. För att det ska vara möjligt för luftmassan att utföra detta arbete krävs det energi. Denna energi tas från den egna luften i form av värme och detta resulterar i en temperatursänkning av den stigande luftmassan. Dessa båda processer bygger på att det inte sker något värmeutbyte med omgivningen och är s.k. *adiabatiska processer* (Grennfelt, P., et al, 1991).

Temperaturförändringarna i luftmassorna vid sänkning respektive stigning är +/- 1°C per 100 meters förflyttning i vertikalled. Vid stigning minskar temperaturen i luftpaketet p.g.a. expansion av luftmassan. Sjunker luften sker en kompression av luftmassan och temperaturen i luftpaketet ökar. Dessa processer är avgörande för den vertikala omblandningen i atmosfären (Grennfelt, P., et al, 1991).

#### **8.3.2.2 Labil skiktning**

Labil skiktning är ett annat uttryck för instabil skiktning. Det som utmärker labil skiktning är att luften lätt kan röra sig i vertikalled, vilket ger en effektiv omblandning av luftmassorna. Labil skiktning uppstår när temperaturen på omgivande luft avtar med mer än 1°C per 100 meters förflyttning i höjddled. Den stigande luftmassan kommer hela tiden att vara varmare än omgivande luft och fortsätter därför att stiga i vertikalled. Labil skiktning förekommer ofta i samband med kraftig solinstrålning eller när en kall luftmassa rör sig in över ett område och värms upp av marken. Den uppvärmda luften kommer då att stiga i vertikalled och omblandning sker, d.v.s. en labil skiktning uppstår (Grennfelt, P., et al, 1991).

#### **8.3.2.3 Indifferent skiktning**

Indifferent eller neutral skiktning uppstår i samband med kraftig vind och stark dynamisk turbulens. Karakteristiskt för skiktningen är att temperaturen i omgivande lufthav avtar med 1°C per 100 meters stigning i vertikalled. Luftmassan som transporteras i vertikalled kommer så småningom att få samma temperatur som omgivningen och vid denna punkt kommer omblandningen att avta (Grennfelt, P., et al, 1991).

#### **8.3.2.4 Stabil skiktning**

Vid stabil skiktning är det vanligt med höga föroreningskoncentrationer i luften till följd av dålig omblandning. Vid denna typ av skiktning avtar omgivningens temperatur med mindre än 1°C per 100 meters förflyttning i höjddled. Detta innebär att stigande luftmassor snabbt blir kallare än omgivande luft. Den stigande luften kommer därför i stället att sjunka tillbaka ner mot markytan och således stannar luften kvar p.g.a. att ingen omblandning sker i vertikalled. Luft som kommer uppifrån och ner blir varmare än omgivningen och börjar istället stiga tillbaka där den kom ifrån. Det kommer alltså ingen ny luft uppifrån heller. Stabil skiktning inträffar när varmluft kommer in över ett område och i samband med ett högtryck (Grennfelt, P., et al, 1991).

#### **8.3.2.5 Extremt stabil skiktning**

Karakteristisk för extremt stabil skiktning är att temperaturen i omgivande luft ökar med höjden istället för att avta. Detta innebär att stigande

luftmassor är kallare än omgivningen och stiger därför inte. Den varmare luften i omgivningen lägger sig som ett lock över området och varken släpper in eller ut luft. Detta fenomen kallas i dagligt tal för inversion, d.v.s. omvänd temperaturskiktning. Inversion resulterar i höga föroreningskoncentrationer i troposfären till följd av utsläpp från marknära utsläppskällor. Sker utsläppen på tillräckligt höga höjder däremot, kan föroreningarna inte ta sig ner till markytan p.g.a. ”luftlocket”. Inversion förekommer främst under vinterhalvåret genom att marken och luften närmast markytan kraftigt kyls. Detta sker i regel under vindstilla, klara vinternätter då värmeutstrålning från jordytan är möjlig. Inversionens mäktighet blir i detta fall inte så stor, bara några tiotal meter i vertikalled. När solens strålar sedan värmer luften löses inversionen upp under dagen. Inversion kan också uppstå vid vissa högtryck på vintern. Denna inversionstyp är betydligt mäktigare, och kan sträcka sig flera hundra meter i vertikalled (Grennfelt, P., et al, 1991).

## 8.4 Spridningsmodeller

Beroende på hur olika föroreningar uppehåller sig i atmosfären kommer de att spridas olika långt. Föroreningar med lång uppehållstid hinner sprida sig på global nivå, medan föroreningar med bara några dagars uppehållstid transporteras kortare sträckor och ger påverkan på lokal och regional nivå (Grennfelt, P., et al, 1991).

Det finns några olika beräkningsmodeller över spridningsförlopp, varav två vanliga är plymmodellen och boxmodellen. I de fall där emissionen, utsläppshöjd, vindriktning och hastighet och även luftens skiktning är känd kan plymmodellen användas. Vill man istället göra beräkningar för luften inom ett område för varje enskild utsläppspunkt kan boxmodellen användas. Boxen kan antingen fixeras i en punkt i området eller förflyttas med vindriktningen. Vid beräkningar beaktas input till boxen, förändringar i boxen och vad som kommer ut ur densamma (Grennfelt, P., et al, 1991).

## 9 Enkätundersökning av brandövningsverksamheten

*Det huvudsakliga syftet med enkätundersökningen har varit att kartlägga bränsleanvändningen hos landets räddningstjänster i samband med deras brandövningar. Målet med undersökningen var att få en översiktlig bild över brandövningsverksamheten vid landets räddningstjänster. I detta kapitel har en sammanställning över brandövningsverksamheten gjorts med hjälp av de besvarade enkäterna. Det har även gjorts en uppskattning av den totala bränsleförbrukningen. I utredningen undersöktes också huruvida räddningstjänsterna arbetar aktivt med miljörelaterade frågor för att minska utsläpp till luft och vatten.*

### 9.1 Genomförande av undersökningen

En enkät utarbetades och skickades i en första omgång ut till tio räddningstjänster som ingår i Räddningsverkets kontaktnät och deltar i projektet ”Den gröna räddningstjänsten”. Denna undersökningsomgång gjordes främst för att testa enkäten och eventuellt göra vissa korrigeringar. Förundersökningen gav också en bättre bild av övningsverksamheten så att relevanta frågor senare skulle kunna ställas. Svarsfrekvensen vid den första undersökningen uppgick till 40 procent, d.v.s. fyra av de tillfrågade räddningstjänsterna besvarade enkäten. Den låga svarsfrekvensen i det första utskicket tydde på att det skulle krävas ett utskick på åtminstone 100 enkäter för att få ett någorlunda underlag till den senare undersökningen.

Det kan nämnas att antalet räddningstjänster eller räddningstjänstförbund i Sverige i dag uppgår till 219 stycken. Det ideala hade varit att skicka ut enkäten till alla räddningstjänster. Med en förväntad svarsfrekvens på drygt 40 procent skulle ett utskick av enkäter till 100 räddningstjänster ge strax över 40 svar. Detta underlag bedömdes vara tillräckligt för att representativt för landet. Räddningstjänsterna till vilka enkäten skickades till valdes ut slumpmässigt.

#### 9.1.1 Metoder

Två olika metoder har använts för att beräkna den totala bränsleförbrukningen i samband med genomförandet av brandövningar hos landets alla räddningstjänster. De redovisningsmetoder som användes för att beräkna den totala bränsleförbrukningen var följande:

##### **Metod 1**

Resultaten av bränsleförbrukningen relateras till det totala antalet räddningstjänster (RT) i landet genom att bränsleförbrukningen från de inkomna enkäterna motsvarar bränsleförbrukningen hos den andel som svarat på enkäten. Genom att dividera summan av den inkomna bränsleförbrukningen med den totala andelen av landets räddningstjänster som besvarat enkäten erhöles en uppskattad total bränsleförbrukning för landets alla räddningstjänster.

$$\text{Tot. bränsleförbrukning} = \frac{\text{Tot. bränsleförbrukning för svarande RT}}{\text{Andel av totala antalet RT som svarat}}$$

## Metod 2

Resultaten av bränsleförbrukningen relateras till det totala antalet invånare i landet. Genom att dividera summan av den inkomna bränsleförbrukningen med det totala antalet kommuninvånare i de kommuner där de svarande räddningstjänsterna är verksamma erhålls en bränsleförbrukning per invånare. Denna siffra multipliceras sedan med det totala antalet invånare i landet och då erhålls den totala bränsleförbrukningen hos landets alla räddningstjänster.

$$\text{Tot. bränsleförbrukning} = \frac{\text{Tot. bränsleförbrukningen för svarande RT}}{\text{Invånarantal i de svarande RT kommuner}} \cdot \text{Antal invånare i Sverige}$$

## 9.2 Besvarade enkäter

Enkäten har besvarats av 65 räddningstjänster eller räddningstjänstförbund. Av dessa har sju räddningstjänster inte angett någon årlig bränsleförbrukning. Detta beror antingen på att de samarbetar med en annan räddningstjänst och deras bränsleförbrukning därför inkluderas i den andra räddningstjänstens förbrukning (fyra räddningstjänster angav denna orsak) eller för att räddningstjänsterna saknar uppgifter om vilka bränslemängder de förbrukar (tre räddningstjänster angav denna orsak). De tre räddningstjänsterna som inte angett någon bränsleförbrukning har inte tagits med i sammanställningen för bränsleanvändningen. De fyra räddningstjänster som angett att de övar med andra räddningstjänster har tagits med i sammanställningen, där invånarantalet i kommunerna samt antalet räddningstjänster utnyttjats vid beräkningen av den totala bränsleförbrukningen i landet. Ett antagande som har gjorts vid sammanställningen av enkäterna är att bland de svarande räddningstjänsterna förekommer det att andra räddningstjänster övar på deras övningsplatser i samma utsträckning som de svarande anger att de övar på andra räddningstjänsters övningsplatser. Detta antagande minskar räddningstjänsternas totala bränsleförbrukning till en något lägre nivå. Svarsfrekvensen för enkätundersökningen uppgår till 59 procent. Detta utgör 30 procent av det totala antalet räddningstjänster i Sverige.

## 9.3 Allmänt om räddningstjänsten

*Allmänna frågor om räddningstjänsten och dess övningsplats togs upp under detta avsnitt i enkäten. Frågor som berördes var storleken på kommunen respektive räddningstjänsten, tillgång till stationär övningsplats samt övningsplatsens lokalisering i förhållande till annan bebyggelse eller naturområde.*

Drygt 80 procent av de svarande räddningstjänsterna har tillgång till en stationär övningsplats. Av dessa finns det ett antal som har en gemensam övningsplats med en annan räddningstjänst eller annan yrkeskår. Det finns

också en del räddningstjänster som, förutom att öva på en stationär övningsplats, även har möjlighet att öva i anslutning till den egna brandstationen. Då rör det sig i regel om mindre övningar som inte innehåller något brandmoment, t.ex. att klippa upp bilar.

Omkring hälften av de räddningstjänster som anger att de inte har en stationär övningsplats skriver att de köper övningar av andra kommuners räddningstjänster eller av någon av Räddningsverkets skolor. Beroende på övningens karaktär använder de sig också av alternativa övningsplatser i kommunen eller övar på själva brandstationen. Dessa är alla små räddningstjänster med maximalt fyra heltidsanställda och som ligger i små kommuner med färre än 13 000 invånare.

En del räddningstjänster får ibland besök av andra räddningstjänster. De externa räddningstjänsterna kommer både från andra kommuner i Sverige och från andra länder. Det händer att räddningstjänster från Danmark, Holland eller andra Europeiska länder har övningar i Sverige. Även andra yrkeskårer som poliser och civilförsvaret genomför olika typer av övningar på räddningstjänsternas övningsplatser.

Markunderlaget på övningsplatserna varierar mellan kommunerna, men det vanligaste är grus eller asfalt. Övningsplatsen är ofta belägen mellan 1 och 3 kilometer från tätbebyggt område. Det är vanligt att själva övningsplatsen ligger på ett industriområde eller en gammal soptipp.

## 9.4 Räddningstjänstens brandövningar

*Här ställdes specifika frågor angående vilka brandövningar som genomförs på övningsplatsen i kommunen samt vilka typer av bränslen som används vid brandövningarna. Det ställdes även frågor om specifika övningar såsom bilbrand och brand i rivningshus. Det frågades också efter om det fanns krav på särskilt tillstånd från kommunen för att bedriva brandövningsverksamhet.*

### 9.4.1 Övningsverksamheten i Sverige

Det är svårt att ingående beskriva de brandövningar som utförs av räddningstjänsterna runt om i landet. Detta eftersom det inte finns några gemensamma övningsrutiner som beskriver hur övningarna bör gå till och vad för slags bränsle som ska användas. En stor del av såväl den grundläggande utbildningen som fort- och vidareutbildningen inom kommunal räddningstjänst bygger på rökdykning. Rökdykning är också det arbetssätt som ofta förknippas med den kommunala räddningstjänstens arbete. Rökdykning definieras enligt arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS 1995:1), som inträngande i tät brandrök, vanligen inomhus, för att rädda liv eller bekämpa brand eller liknande. Med hjälp av skyddsutrustning, inklusive skyddskläder och friskluftsapparat, kan brandmannen arbeta i miljöer som normalt är direkt livshotande. Det är obligatoriskt att efter genomförd grundutbildning genomföra rök- eller kemövning minst fyra gånger per år varav minst två av dessa är med värmetsats (AFS 1995:1). I detta avsnitt beskrivs några vanliga brandövningar som mer eller mindre regelbundet genomförs av landets räddningstjänster. Som utgångspunkt och

referens till beskrivningarna av övningarna har framförallt övningsverksamheten på Malmö Brandkår använts. Övningsbeskrivningarna har även kompletterats med de uppgifter som framkommit i enkätundersökningen. Resultat från enkätundersökningen som rör själva brandövningsverksamheten kommer också att redovisas.

Avsnittet ska försöka ge en generell bild över hur övningsverksamheten ser ut i Sverige i dag. Beroende på faktorer som vilka industrier som finns i de olika kommunerna och vilken typ av bebyggelse som ligger i det område räddningstjänsten är verksam inom kommer brandövningarna att ha olika karaktär. Specifika övningar p.g.a. närhet till vissa typer av industriverksamheter eller liknande har således inte tagits med i sammanställningen. Räddningsverket, som bedriver så gott som all grundutbildning för brandpersonal, har dock vissa typer av sammanställningar för de övningar som bedrivs (Svensson, S., 2004). Övnings sättet är dock likartat mellan Räddningsverket och den utbildnings- och övningsverksamhet som kommunerna bedriver.

#### 9.4.2 Förevisningscontainer

Övning i förevisningscontainer används i utbildningssyfte, där blivande brandmän får följa ett brandförlopp och studera förloppet olika faser. Brandförlopp som förevisas i containern är av typerna bränslekontrollerande och ventilationskontrollerande bränder och motsvarar framförallt de bränder som äger rum då det t.ex. brinner i hus och lägenheter eller andra inneslutna utrymmen. Det som är utmärkande för denna övning är att det i ena änden av containern finns ett uppbyggt podium där brandhärden är placerad. Detta gör att de brandgaser som genereras i branden maximalt kommer att fylla den övre delen av containern. I den nedre delen av containern är sikten relativt fri och det är där möjligt att följa brandförloppet från initialbrand till fullt utvecklad rumsbrand. Till denna övning används framförallt lastpallar, men för att få en mer verklighetstrogen bild av brandförloppet används ibland även spånskivor. Dessa genererar stora mängder rök samtidigt som de ger ett mer utdraget brandförlopp än andra alternativa bränslen som t.ex. tretexskivor. Övningen genomförs normalt inte särskilt ofta. Det varierar om släckning sker eller inte i samband med denna övning. I de fall släckning sker används i huvudsak vatten som släckmedel. Som tändmedel används vanligen mindre mängder av något petroleumbaserat bränsle såsom bensin, diesel eller Biodiesel 101.

#### 9.4.3 Brand i container

Många räddningstjänster har tillgång till en container eller ett containerkomplex i vilka släckteknik kan övas. Exempel på en lösning för att minska bränsleåtgången vid containerövning är att ett flytande eller gasformigt bränsle sprutas in i initialbranden i form av mycket små droppar inne i containern genom små munstycken placerade runt branden. Övningsledaren bestämmer brandintensiteten genom att trycka på en knapp som reglerar mängden insprutande bränsle. Bränslet sprutas in i brandhärden i containern i mycket små droppar och kommer därför omedelbart att antändas och ge upphov till kraftig flamspridning i



containern. Detta görs endast under den tid då släckning sker. När övningsledaren anser att branden är släckt stoppas bränsletillförseln och branden upphör. Vanliga bränslen som används vid denna övning är någon dieselprodukt eller gasol. Som släckmedel används normalt vatten. Bränslet i initialbranden består vanligen av t.ex. sönderdelade lastpallar eller annan ved.

På andra ställen sker denna övning istället genom att ett stort bål tänds inne i containern. Då används t.ex. lastpallar som bränsle. Brandmännen som övar får sedan släcka branden. Jämfört med att kontinuerligt spruta in bränsle i containern är nackdelen med detta övningsförfarande att branden släcks efterhand som övningen fortskrider. Det går därför inte att öva lika många gånger på samma brandförlopp som i det fall då branden regleras genom bränsleinsprut som styrs av övningsledaren.

#### 9.4.4 Varm rökövning

Det genomförs både varma och kalla rökövningar i rökhus, men eftersom det i detta fall bara är intressant med de övningar där förbränning ingår kommer rökövning här att vara liktydigt med varm rökövning. Denna övning är obligatorisk och varje brandman ska genomföra varm rökövning minst två gånger varje år (AFS 1995:1).

Rökhusets utformning kan variera mellan olika övningsplatser och det finns inga ”standardhus”. Utformningen beror till stor del på vilka övningsbehov räddningstjänsten har, vad som är tillgängligt och inte minst vilken ekonomi som finns för att bedriva övningsverksamhet. Rökhuset kan vara ett hus i betong eller tegel eller utgöras av ett komplex av containrar. I vissa fall sker varma rökövningar även i rivningshus. I de fall räddningstjänsten angett att övningen genomförs i rivningshus är huset normalt tömt på det mesta av inredningen. De flesta räddningstjänster anger att det vid denna typ av övning krävs särskilt tillstånd från kommunen och övningen sker sällan, kanske 1 gång/år.

I Malmö är rökhuset byggt av tegel och består av två våningar. I anslutning till huset ligger två containrar i vilka man eldar för att värma upp och rökfylla huset för att få en så verklig brandsituation som möjligt att öva på. På andra övningsplatser sker eldning istället direkt i huset. En del räddningstjänster förvärmer rökhuset så att de inte behöver elda i lika stor omfattning för att få den värmeeffekt som krävs. Det finns också exempel på räddningstjänster som endast värmer upp huset och sedan använder rökmaskin för att åstadkomma en mer verklighetstrogen brandsituation.

I enkätundersökningen uppgav en räddningstjänst att de vid varm rökövning använder sig av ett fläktsystem som installerats i en specialbyggd förbränningskamin. Fläkten syresätter brandhärden och ökar den effektiva förbränningen och därmed minskar emissionerna av toxiska förbränningsprodukter till atmosfären.

De bränslen som används vid varm rökövning utgörs främst av lastpallar eller ved. För rökbildning används vanligen hö eller rökvätska, men även träull förekommer. Vanliga bränslen som också används är tretexskivor och

spånskivor. Det är relativt vanligt att i samband med denna övning även träna släckteknik. I regel används då vatten som släckmedel.

#### 9.4.4.1 Övningar i rivningshus

Cirka 40 procent av räddningstjänsterna som besvarade enkäten använder ibland rivningshus vid brandövningar. Det finns även ett antal räddningstjänster som använder rivningshus endast för kalla rökövningar. Oftast sker ett samarbete med miljöförvaltningen i kommunen innan brandövningen får genomföras i ett rivningshus. Husen töms vanligen på det mesta av innehållet och är ibland även miljösanerade där bl.a. asbest, kvicksilver och kablar tagits bort. Övningar i rivningshus kan vara besvärliga att hantera rent säkerhetsmässigt, eftersom det bl.a. kan vara svårare att kontrollera brandförloppet. För att variera övningarnas utformning genomförs det också kalla rökövningar i allmänna byggnader som t.ex. skolor (Svensson, S., 2004).

#### 9.4.5 Bilbrand

Övningar på bilbränder utförs av cirka 40 procent av de räddningstjänster som besvarat enkäten. Flera av de räddningstjänster som inte övar bilbrand angav som orsak att kommunen inte tillåter övningen. En stor räddningstjänst ansåg att de får tillräckligt med övning på verkliga bilbränder. Beroende på om bilen är tömd på kemikalier såsom motorolja och annat material som kablar och klädsel utgör övningen olika stor belastning på miljön. I Malmö har man för vana att tömma bilen på allt innehåll så att endast plåtskalet återstår. Vid övningen fylls bilen med lastpallar som får fungera som bränsle. Som tändmedel används en liten mängd Biodiesel 101. Andra vanliga bränslen som används vid bilbrand är bensin och diesel, ofta tillsammans med lastpallar. Variationen på övningens utformning är dock ganska stor mellan de olika räddningstjänsterna. Ibland töms bilen på allt innehåll så att endast metallskalet är kvar. Andra räddningstjänster eldar istället bilen direkt som den är. Det sker också en mängd olika varianter som är ett mellanting av dessa två ytterligheter. Den brinnande bilen släcks med t.ex. pulver eller skum.

#### 9.4.6 Poolbrand/brandplatta

Vid denna övning brinner ett oljeutsläpp i storleksordningen 600 till 700 liter olja. I Malmö används i huvudsak Biodiesel 101 till denna övning. Övningen genomförs här tre till fyra gånger per år. På andra håll tycks övningen vara betydligt sällsyntare och genomförs maximalt en gång om året. Vid Räddningsverkets utbildningsverksamhet genomförs denna övning dock tämligen regelbundet. Andra bränslen som används är diesel, flygfotogen och gasol. Vanligen används pulver eller skum som släckmedel vid denna övning.

#### 9.4.7 Externa övningar

Förutom internutbildningar anordnar många räddningstjänster externa övningar för utomstående. Exempel på vanliga externa brandövningar är handbrandsläckning, heta arbeten och släckning av docka. Vid handbrandsläckning fylls ett kar eller fat med någon typ av bränsle såsom

bensin, diesel eller gasol. Branden släcks sedan med en handbrandsläckare vanligen innehållande pulver eller kolsyra. Bränsleförbrukningen per övningstillfälle vid en sådan övning ligger omkring 30 liter olja. En räddningstjänst anger att de eldar med gasol genom ett vattenfyllt kar. Handbrandsläckning är en vanlig övning för t.ex. personal inom vård och omsorg.

Övningar i heta arbeten är obligatoriska för personal som arbetar i miljöer där det finns stor risk för brand, t.ex. vid svetsning och vid arbete med masugnar eller annan verksamhet som innebär arbete med höga temperaturer. Vid övningarna används vanligen bränslen såsom etanol, diesel eller bensin. Mängden förbrukat bränsle varierar mellan de olika räddningstjänsterna, men ligger på omkring 20 liter per övningstillfälle. Som släckmedel används i regel skum- och/eller pulverläckare.

Vid släckning av docka används relativt små mängder bränslen. Vanliga bränslen vid övningen är bensin, diesel, T-sprit och tändvätska. Övningsförfarandet går till på så sätt att en brinnande docka får agera en brinnande människa. Elden kvävs sedan med en filt.

En räddningstjänst angav att de har däckbrand som extern brandövning. Denna övning genomfördes cirka 5 gånger varje år.

## 9.5 Bränsleförbrukning i samband med brandövningar

*De bränslen som tas upp i detta avsnitt är de bränslen som räddningstjänsterna i enkätundersökningen angivit att de använder. Det görs också en sammanställning över mängderna förbrukat bränsle av respektive bränsletyp.*

Vid förbränning är det bränslets kemiska sammansättning som tillsammans med syretillgång och temperatur är avgörande för vad som genereras i en brand. Förbränningsprodukterna avgör i sin tur vilka miljö- och hälsoeffekter utsläppet från branden kommer att ge.

### 9.5.1 Olika bränslens egenskaper vid förbränning

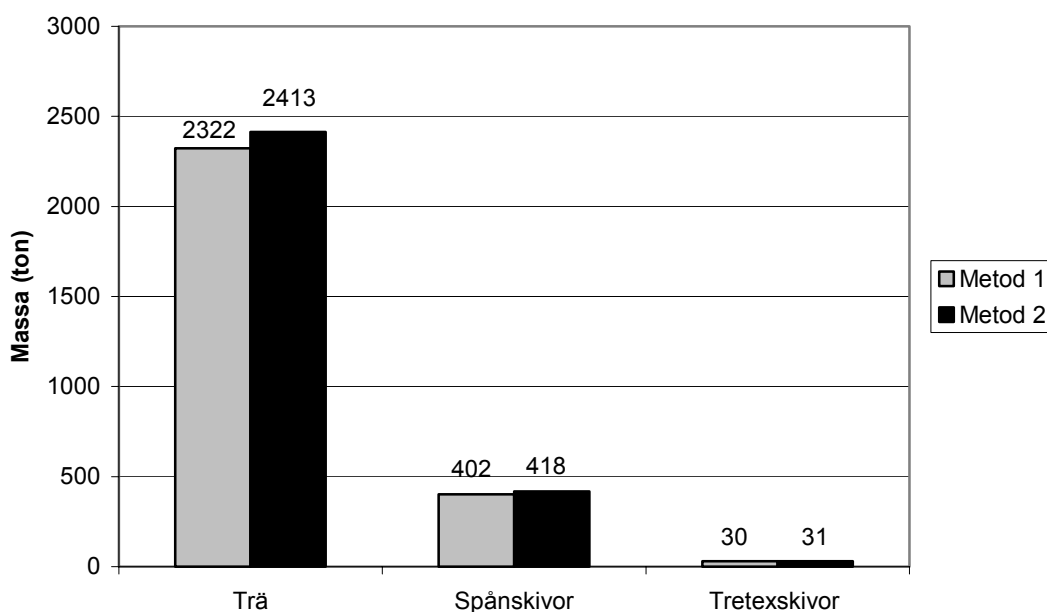
Rena bränslen som brinner med en transparent, ofärgad flamma producerar inte mycket sot och partiklar. Exempel på rena bränslen är kolmonoxid, formaldehyd, karboxylsyra och metylalkohol. Andra bränslen med en annorlunda kemisk sammansättning kan generera mycket partiklar, trots att de brinner under samma förhållanden. Kolväten som innehåller syre bildar normalt mindre mängder rök vid förbränning än de rena kolvätena de ursprungligen kommer ifrån. Exempel är etylalkohol och aceton, vilka båda genererar mindre mängder rök än de ursprungliga kolvätena etan och propan (Drysdale, D., 1998). Förgreningar av kolväten påverkar också förbränningseffektiviteten, och därmed sotbildningen, genom att de kräver högre temperaturer för effektiv förbränning (Brown, W., et al, 1998). Även bränslets innehåll av mättade respektive omättade kolväten eller om bränslet

är av aromatisk karaktär påverkar genereringen av sot och partiklar (Drysdale, D., 1998).

Många petroleumbaserade råbränslen är ofta förorenade av svavel. Vid förbränning av dessa bildas därför stora mängder svaveldioxid. Lättare och renare bränslen som bensin, diesel och flygfotogen släpper däremot ut relativt små mängder svaveldioxid p.g.a. deras låga svavelinnehåll (Naturvårdsverket, 2003). De rester som blir kvar efter en brand består framförallt av icke organiska ämnen och återfinns som aska på brandplatsen (Ondrus, J., 1996).

### 9.5.2 Fibrösa bränslen

Trä utgör idag det huvudsakliga bränslet vid brandövningar i Sverige. Det vanligaste är att trä i form av avsatta lastpallar används som bränsle. Vid brandövningar används även annat trä som t.ex. rivningsvirke och träflis. Träull är en annan form av fibröst material som främst används för att generera rök vid brandövningar. Andra vanligt förekommande träbaserade bränslen är spånskivor och tretexskivor. I figur 9.1 redovisas den totala förbrukningen av fibrösa material i samband med brandövningar under ett år i Sverige. Totalförbrukningen är uträknad enligt två metoder, vilka redovisades i avsnitt 9.1.



**Figur 9.1** Diagrammet visar den uppskattade förbrukningen av fibrösa material i samband med räddningstjänstens brandövningar i Sverige under ett år. Mängderna förbrukat bränsle anges i ton/år och är beräknade enligt två olika metoder.

Trä som råvara är ett relativt rent material. Sammansättningen varierar något beroende på trätyp, men består vanligen av olika naturliga polymerer med hög molekylvikt. Omkring hälften av träet består av polymeren cellulosa, 25 procent av hemicellulosa och de resterande 25 procenten i huvudsak av vedämnet lignin. 10 procent av massan utgörs av vatten (Drysdale, D., 1998). Vid förbränning av trä bildas främst koldioxid och vatten och en del

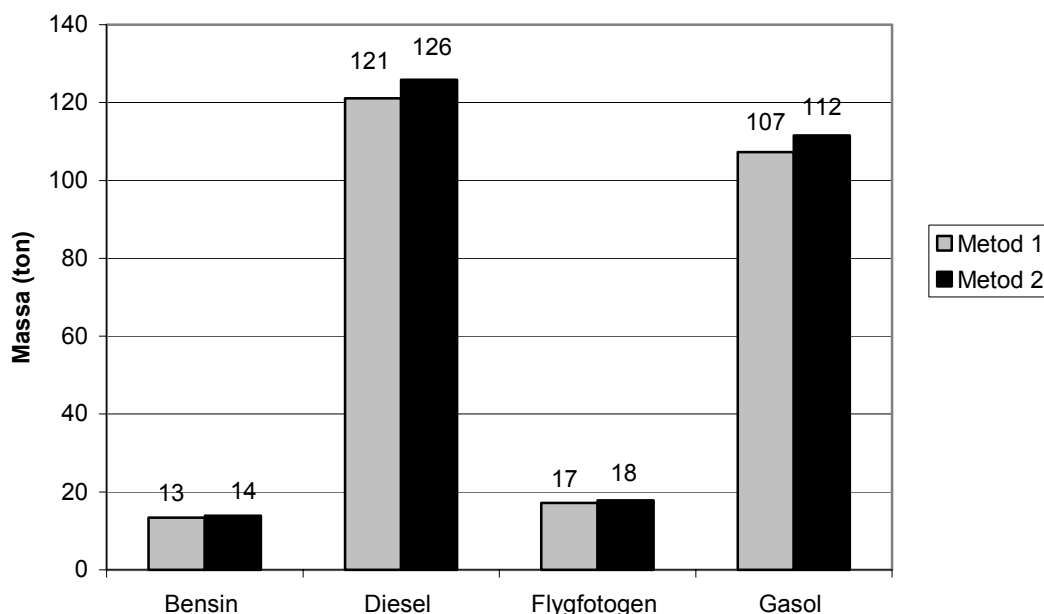
partiklar (Håkansson, Å., 2000). Den totala förbrukningen av trä i samband med brandövningar uppgår varje år till cirka 2350 ton.

Andra vanligt förekommande träbaserade material som används i stor utsträckning vid räddningstjänsternas brandövningar är spånskivor. Årsförbrukningen för landets alla räddningstjänster hamnar på omkring 400 ton. Spånskivorna är uppbyggda av träspån och ett bindemedel, vanligen ett kväveinnehållande karbamidlim. Skivorna tillverkas genom att limbelagda träspån pressas samman till stora skivor (Skogsindustrierna, 2003). Vid förbränning av spånskivor bildas, förutom koldioxid och vatten, hälsofarliga gaser som t.ex. isocyanater och kväveoxider (Alström, L., et al, 2001).

Tretexskivor är ett alternativ till spånskivor. De är tillverkade enligt samma princip som spånskivor med den stora skillnaden att inget bindemedel används för att hålla ihop den sammanpressade träflisen. De har ännu inte haft stor genomslagskraft som bränsle vid brandövningar och den årliga förbrukningen ligger på omkring 30 ton. Tretexskivorna tillverkas enbart genom att flis och spån kraftigt pressas samman. Materialet är något porösare än spånskivor och har därför andra egenskaper när de brinner. Nackdelen med att använda tretexskivor vid brandövningar istället för spånskivor är att de ger ett kortare brandförlopp. Detta gör det svårare att följa förloppetets alla faser, och anses därför vara sämre i utbildningssyfte. Den stora fördelen är dock att det bildas betydligt mindre mängder hälsofarliga gaser.

### 9.5.3 Fossila bränslen

Med fossila bränslen avses här bränslen som endast finns i begränsade mängder och som vid förbränning ger ett nettotillskott av koldioxid i atmosfären. Några vanliga bränslen inom denna grupp som används vid brandövningar är bensin, olika former av diesel, flygfotogen och gasol. I figur 9.2 redovisas räddningstjänsternas totala årsförbrukning av fossila bränslen i samband med genomförandet av brandövningar.



**Figur 9.2** Diagrammet visar den uppskattade förbrukningen av fossila bränslen i samband med räddningstjänstens brandövningar i Sverige under ett år. Mängderna förbrukat bränsle anges i ton/år och är beräknade enligt två olika metoder.

Det vanligaste vätskeformiga bränslet som räddningstjänsterna idag använder vid brandövningar är diesel. Diesel består till största delen av alkaner med högre molekylvikt än både bensin och flygfotogen. Dessa egenskaper ger dieseln en högre kokpunkt än bensin (Håkansson, Å., 2000). När dieselolja förbränns bildas framförallt koldioxid och vatten, men också en del sot. Förbrukningen av bränslet i samband med brandövningar hamnar någonstans runt 120 ton varje år.

Ett annat flitigt använt fossilt bränsle är gasol. Gasen består huvudsakligen av kolvätena propan och butan och är ett handelsnamn för vätskeformig petroleumgas, Liquefied Petroleum Gas (LPG). Årsförbrukningen av gasol uppgår till drygt 100 ton. Det finns i princip två sätt att framställa gasol. Antingen separeras tyngre kolväte från naturgas eller också destilleras flytande petroleumprodukter (Svenskt Gastekniskt Center AB, 2003).

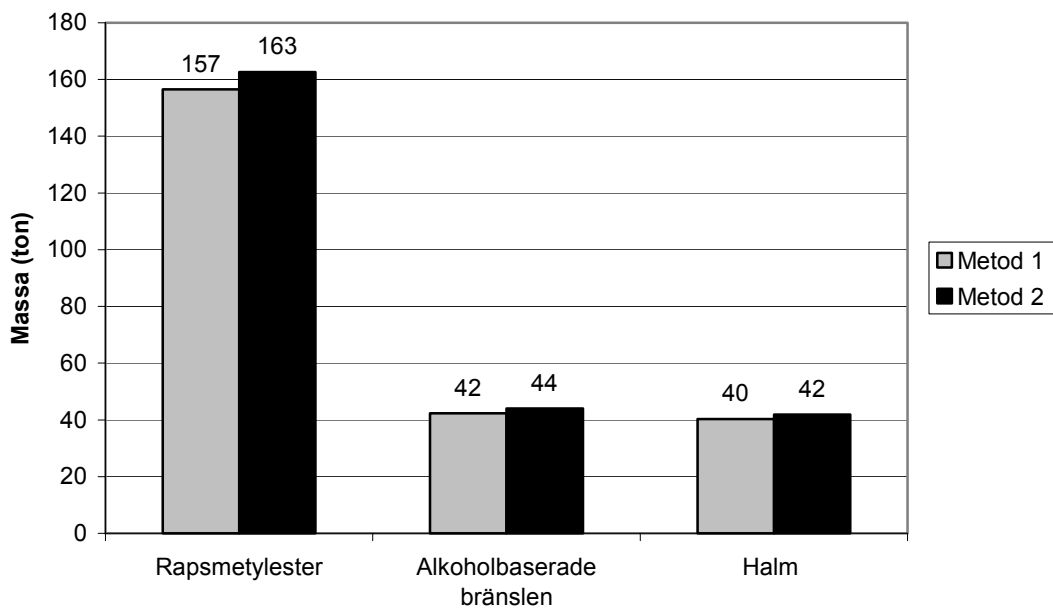
Några räddningstjänster använder uteslutande flygfotogen som vätskeformigt bränsle vid sina brandövningar. Flygfotogen är, precis som bensin, ett lätt bränsle och är relativt rent från föroreningar som t.ex. svavel. Den totala förbrukningen av flygfotogen är ganska låg och ligger enligt enkätundersökningen på knappt 20 ton per år.

Bensin är ett bränsle som används i måttliga mängder vid brandövningar. Ofta används det för att underlätta antändning av ett annat mer svårantändligt bränsle som t.ex. Biodiesel 101. Förbrukningen av bensin i samband med brandövningar hamnar på cirka 13 ton per år. Bensin är en kolväteblandning främst bestående av hexaner, heptaner och oktaner (Sterner, O., 2003). Mättade kolväten, alkaner, utgör den största delen av innehållet av kolväten i bensin, närmare 75 procent. Det finns även en del omättade kolväten, alkener, och kolväten innehållande en bensenring,

aromater (Håkansson, Å., 2000). Detta medför att det vid förbränning, särskilt i underventilerade bränder, finns förutsättningar för att PAH ska bildas.

#### 9.5.4 Övriga bränslen

Halm och rökvätska används främst för att generera rök vid brandövningar. Andra bränslen som används är rapsmetylester och Biodiesel 101. Även alkoholer såsom isopropylalkohol, etanol och T-sprit används, liksom spolarvätska och aceton. I figur 9.3 redovisas de mängder av övriga bränslen som årligen förbrukas i samband med räddningstjänstens brandövningar.



**Figur 9.3** Diagrammet visar den uppskattade förbrukningen av övriga bränslen i samband med räddningstjänstens brandövningar i Sverige under ett år. Mängderna förbrukat bränsle anges i ton/år och är beräknade enligt två olika metoder

Användningen av Biodiesel 101 och rapsmetylester uppgår tillsammans till cirka 160 ton per år. I figur 9.3 är rapsmetylester och Biodiesel 101 sammanslagna till en stapel, rapsmetylester. För utsläppsberäkningarna är detta av mindre betydelse eftersom utsläppsmängderna av genererade förbränningsprodukter från de båda bränslena bedöms vara likvärdiga. Fördelen med rapsmetylester är att detta är ett förnybart bränsle. Biodiesel 101 är en blandning mellan lätta petroleumprodukter och rapsmetylester. Innehållet av rapsmetylester i Biodiesel 101 varierar mellan 0 och 50 procent. Resterande del utgörs av petroleumprodukter, framförallt diesel av miljöklass 1 (Fred Holmberg & Co AB, 2003).

Med alkoholbaserade bränslen avses isopropylalkohol, etanol, tändvätska, T-sprit, spolarvätska och aceton. Eftersom bränslena används i ganska små mängder och har liknande kemiska och fysikaliska egenskaper har de slagits ihop till en grupp och den årliga förbrukningen ligger någonstans runt 40 ton. Aceton är egentligen ingen alkohol, men har tagits med eftersom den

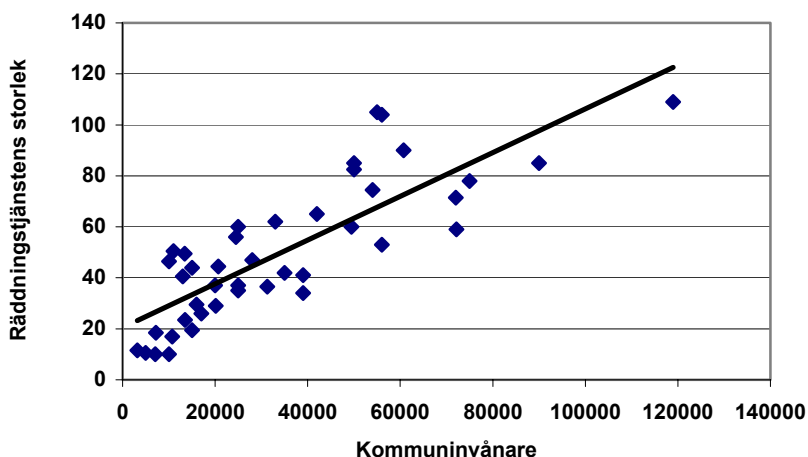
ensam inte skulle utgöra någon betydande mängd. De alkoholbaserade bränslena används vid mindre övningar som t.ex. släckning av docka.

Fuktig halm och rökvätska används för att generera rök vid brandövningar. Det har inte angivits vilken typ av rökvätska som används, men det antas vara teaterök innehållande livsmedelsglykol och avjoniserat vatten (Svensson, S., 2003). Det finns även andra typer av rökvätska som används. Exempelvis används på Räddningsverkets skola i Revinge en rökvätska som består av paraffinolja och koldioxid. I Sverige används årligen cirka 5000 liter rökvätska för att åstadkomma rökeffekter vid brandövningar. Motsvarande siffra för halm ligger på omkring 40 ton.

Andra bränslen som används i små mängder vid brandövningar är kartonger och skumgummimadrasser. Madrasserna används för att ge en rökeffekt som efterliknar den rökeffekt som sker vid olycksbränder. Det förekommer även att däck används som bränsle.

### 9.5.5 Bränsleanvändningen hos olika räddningstjänster

Förhållandet mellan räddningstjänstens storlek (antalet anställda på räddningstjänsten) och antalet invånare i kommunen där räddningstjänsten är verksam ser ut att ge en korrelation. I figur 9.4 redovisas sambandet mellan räddningstjänsternas storlek och antalet invånare i kommunerna där räddningstjänsterna är verksamma. Detta samband undersöktes eftersom uppgifter saknades om räddningstjänsternas storlek, medan uppgifter om invånarantalen i Sveriges alla kommuner var tillgänglig.

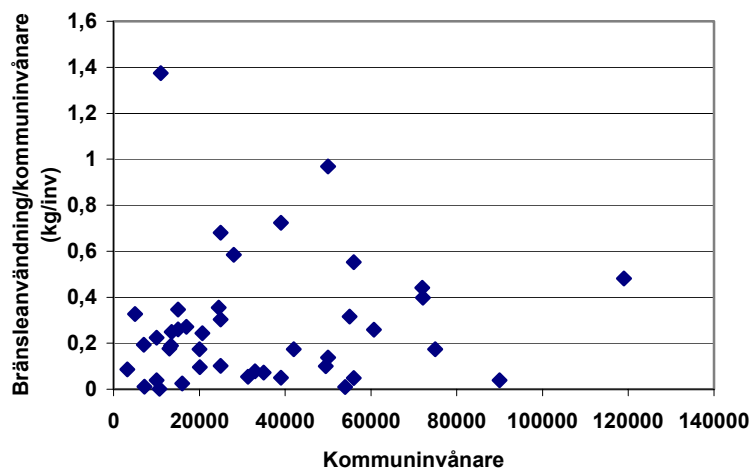


**Figur 9.4** I diagrammet redovisas korrelationen mellan antalet anställda på den lokala räddningstjänsten och antalet kommuninvånare i kommunen där räddningstjänsten är verksam.

För en optimal bränsleanvändning vid räddningstjänsternas brandövningar skulle det förväntas att bränsleförbrukningen beror av storleken på räddningstjänsten. Antagandet bygger på att räddningstjänstens storlek direkt beror av antalet invånare i kommunen. I figur 9.5 redovisas



bränsleförbrukning för de räddningstjänster som besvarat enkäten i förhållande till antalet invånare i kommunen där de är verksamma.



**Figur 9.5** I diagrammet redovisas några räddningstjänsters bränsleanvändning i samband med brandövningar i förhållande till antalet invånare i kommunen.

I diagrammet i figur 9.5 ser det ut som om en del räddningstjänster förbrukar mer bränsle i samband med genomförandet av brandövningar jämfört med andra räddningstjänster. Bränsleförbrukningen i medeltal för en kommuninvånare beräknades till knappt 0,4 kg. Några räddningstjänster förbrukar betydligt mer än så och har en bränsleförbrukning på närmare 1 kg/invånare.

En svaghet med detta resonemang kring bränsleförbrukningen hos olika räddningstjänster är att de enskilda kommunernas behov beaktas vid jämförelsen av bränsleförbrukningen mellan kommunerna. Dessutom kan de stora skillnaderna bero på andra faktorer som t.ex. att de angivna bränsleförbrukningarna är överskattade. Att en överskattning av bränsleförbrukningen gjorts är inte omöjligt, eftersom angivna bränslemängder i enkäten ibland var motstridiga. I enkäten frågades det dels efter den totala årliga bränsleförbrukningen och dels efter bränsleförbrukningen per övningstillfälle. I de fall ett enkätsvar gav motstridiga uppgifter med avseende på bränsleförbrukningen, valdes den högre förbrukningen förutsatt att den var rimlig.

## 9.6 Tillståndsplikt och lagar

*I denna del av enkäten ställdes frågor om räddningstjänsterna behövde söka tillstånd hos kommunen eller om de hade anmälningsplikt för att få genomföra vissa brandövningar.*

Av de enkätsvar som kommit in är det endast tre räddningstjänster som måste ha särskilt tillstånd från kommunen för att få genomföra brandövningar. En del räddningstjänster samarbetar dock med kommunens miljöförvaltning, vilket automatiskt innebär att kommunen får information om övningarna. Om brandövningar ska ske i rivningshus är det vanligt att räddningstjänsterna måste ta kontakt med miljökontoret i kommunen och få

särskilt tillstånd. Det finns även räddningstjänster som måste ta hänsyn till vindriktningen när de har brandövningar så att röken inte blåser in över närliggande bostads- eller industriområden. Här måste räddningstjänsterna själva bedöma när det är lämpligt att öva eller inte. Ibland sker detta med hänsyn till närboende, utan att kommunen utfärdar särskilda restriktioner.

## 9.7 Utsläpp till mark och luft

*I enkäten behandlades frågor angående släckvatten, rökgaser och utsläpp i allmänhet. Under avsnitten om släckvatten och rökgaser ställdes frågor kring rening och uppsamling av utsläppen till marken respektive luften. Det frågades även efter om det tagits prover på utsläppen. I avsnittet om utsläpp i allmänhet behandlades frågor som berörde omhändertagandet av de brandrester, huvudsakligen aska, som blir kvar på platsen efter övningen. Dessutom frågades det om brandrester analyserats.*

### 9.7.1 Släckvatten

Omkring 30 procent av de tillfrågade räddningstjänsterna har någon form av rening av släckvatten. Reningen sker oftast med en oljeavskiljare. Av de räddningstjänster som inte har någon rening uppgav att orsaken till detta var att deras utsläpp av släckvatten var väldigt litet bl.a. beroende på att det sällan sker någon aktiv släckning av brandövningar. En räddningstjänst uppskattade mängden genererat släckvatten till mellan 1 och 2 kubikmeter per år. En liten räddningstjänst angav att de använde det absorberande ämnet absol för att samla upp sitt släckvatten när det sker mycket spill. Absol är framställt av sand, kalk, cement och vatten och suger effektivt upp vätskor som t.ex. olika oljor, färger och andra lösningsmedel. Efter användning tas absolut omhand och skickas till destruering. En del räddningstjänster som anger att de genomför många övningar utan släckning och därför behövs ingen reningsanordning för släckvatten.

De räddningstjänster som renar sitt släckvatten är oftast större i storlek och med kommuninvånarantal på mer än 50 000 invånare. Det finns dock räddningstjänster i större kommuner som inte renar sitt släckvatten samtidigt som det finns ett antal räddningstjänster i mindre kommuner som renar genererat släckvatten. Majoriteten av de räddningstjänster som renar släckvattnet anger också att de bedriver ett aktivt miljöarbete. Det finns också några räddningstjänster som anger att det inte sker någon rening av släckvatten på deras egen övningsplats, men när de genomför brandövningar med släckning övar de på övningsplatser där det finns reningsanläggningar.

### 9.7.2 Rökgaser

Ingen av de räddningstjänster som besvarat enkäterna har någon form av rening av de rökgaser som bildas vid brandövningar. En större räddningstjänst angav dock att de i samband med nybyggnation av övningsområdet ska bygga till en rökgasrenare.

### 9.7.3 Utsläpp i allmänhet

Nästan alla räddningstjänster anger att aska och andra rester från övningarna samlas upp och körs iväg till en sopstation där brandresterna tas omhand och destrueras. Två räddningstjänster angav att det inte blir några brandrester kvar efter genomförandet av deras brandövningar då de i huvudsak eldar med gasol.

## 9.8 Räddningstjänstens miljöarbete

*Under denna rubrik ställdes frågor som berörde räddningstjänsternas aktiva miljöarbete. Det frågades bl.a. efter om räddningstjänsterna själva anser att de försöker att minska utsläppen från de brandövningar de genomför genom ett aktivt miljöarbete. Det frågades även efter om räddningstjänsterna var certifierade enligt ISO 14001 och/eller Emas-registrerade.*

Drygt hälften av räddningstjänsterna anger att de bedriver ett aktivt miljöarbete. Som anledningar till att inte arbeta med miljöfrågor uppgavs ofta bristande resurser, kunskap och intresse. De räddningstjänster som angav att de bedrev ett aktivt miljöarbete fick även ange på vilket sätt detta sker. Här gavs många olika svar, bl.a. att de:

- Ska miljöanpassa sin övningsplats vid ombyggnation.
- Ska bygga en övningsanläggning och under hela projekteringsdelen har de det lokala miljökontoret med sig och följer deras direktiv.
- Bedriver samarbete med miljöförvaltningen i kommunen.
- Inte eldar personbilar med innehåll.
- Tar hand om sitt släckvatten.
- Använder gasol istället för annat bränsle.
- Försöker att finna bättre bränslealternativ.
- Planerar övningarna genom att tänka miljömässigt.
- Eldar ytterst sällan.
- Försöker använda mindre mängder släckmedel och därigenom minska utsläppen till mark och vatten.

Två av de tillfrågade räddningstjänsterna anger att de är certifierade respektive registrerade enligt miljöledningssystemen *ISO 14001* och *Emas*. Ytterligare en räddningstjänst anger att de ska bli det under år 2004.

### 9.8.1 Dokumentation av uppgifter

Hos de flesta räddningstjänster tycks dokumentationen av övningsverksamheten och bränsleanvändningen vara bristfällig. Information finns ofta endast tillgänglig i huvudet på de anställda eller i form av lösblad. En del räddningstjänster har dock dokumenterade uppgifter t.ex. i form av drift- och säkerhetsrutiner eller genom registreringar av de övningar som sker under året. Tiden för att besvara enkäten varierade från allt mellan tio

minuter och en dag. Även detta speglar hur väl dokumenterad övningsverksamheten är vid respektive räddningstjänst. I de fall då väldigt kort svarstid angavs var enkäterna ofta dåligt ifyllda.

## 9.9 Spontana kommentarer från räddningstjänsten

För att få med sådant som kanske inte rymdes i frågeställningarna togs det med en rubrik med övriga synpunkter. Följande intressanta anmärkningar har kommit in bland besvarade enkäter från enskilda räddningstjänster:

- ”Skulle tro att brandkåren har svårt att få någon riktigt vägledning från det egna miljökontoret i kommunen gällande räddningstjänstens verksamhet.”
- En räddningstjänst ansåg inte att de bedrev ett aktivt miljöarbete men att de istället använde sitt sunda förnuft.

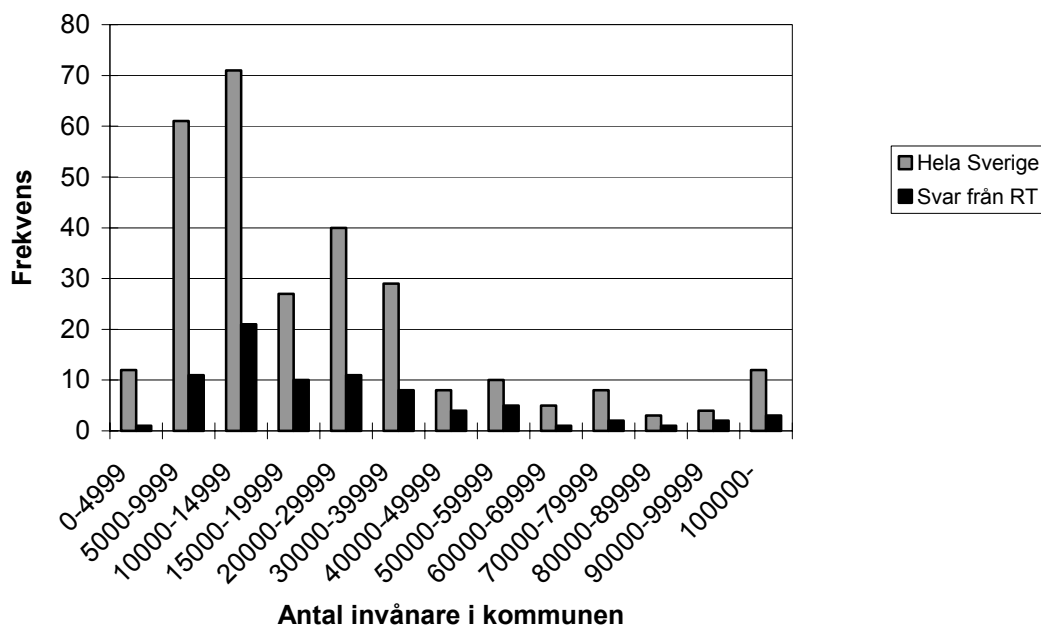
Några spontana kommentarer som gavs i enkäten:

- ”Detta var en väckarklocka. Tack för det!”
- ”Bra att någon undersöker detta.”
- ”SRV borde kunna ge ut riktlinjer/förslag på utbildningsanordningar.”

## 9.10 Osäkerheter

Beroende på kommunens och räddningstjänstens storlek skiljer sig övningsverksamheten åt mellan de olika räddningstjänsterna. Större kommuner har i regel större räddningstjänster med en mer omfattande övningsverksamhet. Kraven på att minska utsläpp och bränsleanvändning vid brandövningar och annan verksamhet kan därför se annorlunda ut för större räddningstjänster jämfört med mindre, eftersom större räddningstjänsters verksamhet stör omgivningen i högre grad. En felaktig storleksfördelning på kommunerna och räddningstjänsterna i urvalsunderlaget för enkätundersökningen kan påverka slutresultatet av den uppskattade bränsleförbrukningen och de beräknade utsläppen.

Vid sammanställningen av enkäten visade det sig att storleken på kommunerna för de räddningstjänster som besvarat enkäten ligger på mellan 3 000 och 300 000 invånare, varav hälften av kommuner har ett invånarantal på mindre än 50 000 människor. I figur 9.6 åskådliggörs storleksfördelningen på de kommuner vars räddningstjänst besvarat enkäten.



**Figur 9.6** I de vänstra staplarna i histogrammet åskådliggörs storleksfördelningen av landets alla kommuner. I de högra staplarna visas storleksfördelningen av de kommuner vars räddningstjänster har besvarat enkäten.

I stället för att välja räddningstjänster på slumpmässig basis hade det varit önskvärt att ta ett tvärsnitt över räddningstjänster i landet där storleksfördelningen hos de utvalda räddningstjänsterna stämmer överens med storleksfördelningen i övriga delar av landet. Detta var dock inte möjligt, eftersom sådan information inte var tillgänglig. I samband med uppskattningen av bränsleförbrukningen har problemet med en överrepresentation av mindre räddningstjänster tagits hänsyn till genom att två olika metoder för beräkningen av den totala bränsleförbrukningen använts. I beräkningsmetod 1 beaktas bara räddningstjänsternas bränsleförbrukning utan hänsyn till storleken på räddningstjänsten. En överrepresentation av mindre räddningstjänster ger med denna metod underskattning av den totala bränsleförbrukning, eftersom mindre räddningstjänster i absoluta mått har en mindre bränsleförbrukning. I den andra beräkningsmetoden (metod 2) beräknades bränsleförbrukningen med avseende på antalet invånare i landet. Genom att först beräkna bränsleförbrukningen per invånare är det möjligt att korrigera för snedfördelningen av storleken på de räddningstjänster som deltagit i undersökningen jämfört med hur storleksfördelningen ser ut i övriga delar av landet. I figur 9.5 ser det ut som en del mindre räddningstjänster förbrukar mer bränsle per kommuninvånare än övriga landet. Om figur 9.5 är representativ för landets alla räddningstjänster, betyder detta att metod två skulle ge en överskattning av räddningstjänsternas totala bränsleförbrukning.

Det verkar som om räddningstjänster i större kommuner har högre krav på sig att inte störa omgivningen, samtidigt som det finns mer resurser avsatta för räddningstjänsternas verksamhet och även tillsynen av verksamheten. Eftersom de mindre räddningstjänsterna ser ut att ha mindre krav på sig från kommunen, skulle en större andel mindre räddningstjänster i urvalet, i

kombination med de beräkningsmetoder som använts, kunna ge en större total bränsleförbrukning och ett större utsläpp än vad som egentligen är fallet.

I enkäten skulle bränslemängderna anges dels som totala årsförbrukningen, dels som hur mycket bränsle som förbrukas vid varje övningstillfälle. I några fall skiljde sig den angivna årsförbrukningen åt jämfördes med den angivna bränsleförbrukningen för varje övningstillfälle. Eftersom dokumentationen av de förbrukade bränslemängderna generellt var bristfällig, bedömdes bränsleförbrukningen per övningstillfälle i de fall där angivna bränslemängder var motstridiga, utgöra ett bättre underlag vid sammanställningen av bränsleförbrukningen. Den totala bränsleförbrukningen blev då större än om den angivna årsförbrukningen hade använts.

Det förekom även att bränslena var angivna, men det framkom inte i vilka mängder. I de fall där bränsleförbrukningen inte framkom av enkäten har svaren inte tagits med i sammanställningen av den totala bränsleförbrukningen.

## 9.11 Val av undersökningsmetod

För att få in svar från så många räddningstjänster som möjligt valdes enkätundersökning som undersökningsmetod. Det skulle i detta arbete varit svårt att använda en metod som t.ex. intervjuer då detta skulle ha tagit för lång tid. I enkätundersökningen framkom att många räddningstjänster saknar sammanställd information om deras bränsleanvändning, vilket ytterligare skulle ha försvårat en metod byggd på intervjuer. En fördel med intervjuer hade dock varit att oklarheter som uppkommit i samband med sammanställningen av svaren i enkäten hade kunnat undvikas. Eventuella missuppfattningar kring ställda frågor hade kunnat undvikas och bättre svar hade kunnat erhållas.

En hel del information har dock fåtts fram genom intervjuer och mer detaljerade frågor har ställts till personer inom verksamhetsområdet. Det skulle ha varit idé att kombinera enkätundersökningen med några djupare intervjuer med personal från några räddningstjänster i kommuner av olika storlek. En djupare jämförelse mellan stora och små räddningstjänster skulle då ha varit möjlig att göra, framförallt med avseende på övningsverksamheten.

# 10 Uppskattning av totala utsläppsmängder

I detta kapitel beräknas de årliga utsläppen till atmosfären från räddningstjänstens brandövningar. Utsläppsberäkningarna baseras på den uppskattade bränsleförbrukningen hos landets räddningstjänster. Till grund för utbytet har utbytesdata för respektive bränsle från litteraturen använts.

## 10.1 Utbytesdata

Utbytet av en komponent  $i$ ,  $y_i$ , definieras som förhållandet mellan producerad massa av ämnet  $i$ ,  $m_i$ , och den förbrukade massan av bränslet,  $m_{\text{bränsle}}$ . Massorna mäts i enheten kilo (Karlsson, B., et al, 2000).

$$y_i = \frac{m_i}{m_{\text{bränsle}}} \quad (\text{Ekvation 10.1})$$

För att uppskatta det totala utsläppet till atmosfären används utbytesdata från litteraturen för de aktuella bränslena. I tabellerna 10.1 och 10.2 redovisas den utbytesdata som används i utsläppsberäkningarna. Tabellerna är en sammanställning av utbytesdata från olika källor, vilka redovisas i Appendix B.

Bränsle	CO <sub>2</sub>	CO	Sot	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>
Trä	1,30	0,004	0,015	0,0014	-
Spånskivor	1,47	0,007	0,015	0,0057	-
Tretexskivor	1,30	0,004	0,015	0,0014	-
Bensin	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Diesel	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Flygfotogen	2,72	0,022	0,091	0,0017	0,008
Gasol	2,85	0,005	0,002	0,0017	0,008
RME	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Biodiesel 101	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Alkoholer	1,97	0,002	0,012		
Halm	1,53	0,054		0,0013	0,002

**Tabell 10.1** I tabellen redovisas utbytesdata som används vid beräkningar av totalutsläppen för några bränslen. Enheten anges i kg utsläpp/kg bränsle. Tabellen är en sammanställning av utbytesdata från olika källor (Tewarson, A., et al, 1995; Hertzberg, T., et al, 2003; Persson, B., et al, 1995; Blomqvist, P., et al, 2002; Eléhn, G., 2002).

Bränsle	Isocyanater	PAH	VOC	Dioxiner <sup>2</sup>
Trä	0,0000252	0,00055	0,0105	0,002
Spånskivor	0,0007487	0,00055	0,0105	0,02
Tretexskivor	0,0000252	0,00055	0,0105	0,02
Bensin	-	0,001	0,0075	0,051
Diesel	-	0,001	0,0075	0,051
Flygfotogen	-	0,001	0,001	0,051
Gasol	-	0,001	0,001	0,051
RME	-	0,001	0,0075	0,051
Biodiesel 101	-	0,001	0,0075	0,051
Alkoholer	-	-		-
Halm	-	0,0001	0,001	0,002

**Tabell 10.2** I tabellen redovisas utbytesdata använda vid beräkningar av totalutsläppen. Enheten anges i kg utsläpp/kg bränsle. Tabellen är en sammanställning av utbytesdata från flera olika källor (Tewarson, A., et al, 1995; Hertzberg, T., et al, 2003; Persson, B., et al, 1995; Blomqvist, P., et al, 2002; Eléhn, G., 2002).

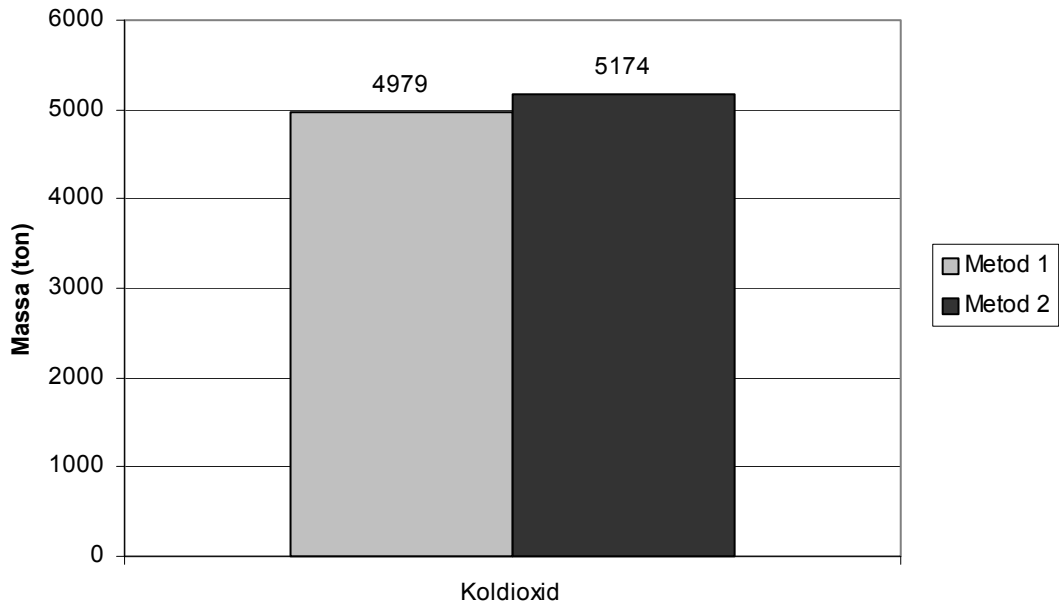
## 10.2 Resultat av utbytesberäkningar

De föroreningar som är av intresse i utsläppsberäkningarna är framförallt koldioxid, kolmonoxid, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), sot och flyktiga kolväten (VOC). I litteraturen finns utbytesdata angivet för sot. I detta kapitel kommer benämningen sot vara liktydigt med partiklar oberoende storlek. Andra föroreningar som också är intressanta, men som vid brandövningar släpps ut i mindre mängder är kväveoxider, svaveloxider, isocyanater och dioxiner. De material och bränslen som ligger till grund för utsläppsberäkningarna är de bränslen som används vid räddningstjänstens brandövningar. Dessa bränslen utgörs främst av trä, tretex- och spånskivor, bensin, diesel, flygfotogen, gasol, Biodiesel 101, alkoholer och halm.

I figurerna 10.1, 10.2 och 10.3 redovisas de totala utsläppsmängderna till atmosfären från räddningstjänstens brandövningar under ett år. Utsläppsmängderna är beräknade med hjälp av de utbytesdata som finns presenterade i tabellerna 10.1 och 10.2. Beräkningarna baseras på uppgifter om räddningstjänsternas årliga bränsleförbrukning som presenterades i kapitel 9.

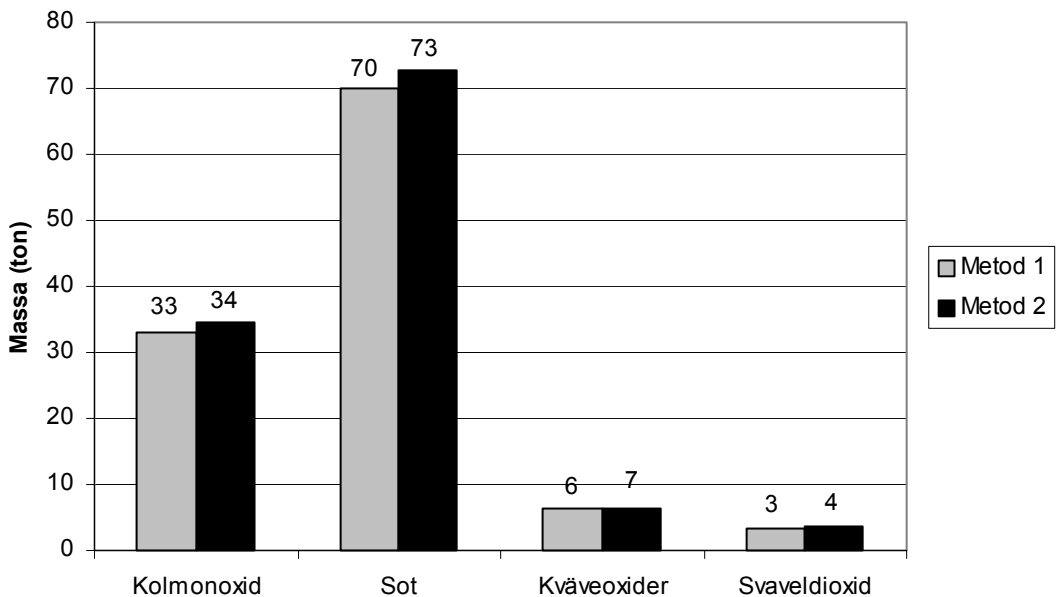
<sup>2</sup>Dioxiner mäts i enheten ng TEQ/g bränsle, där TEQ betyder Toxisk Ekvivalent





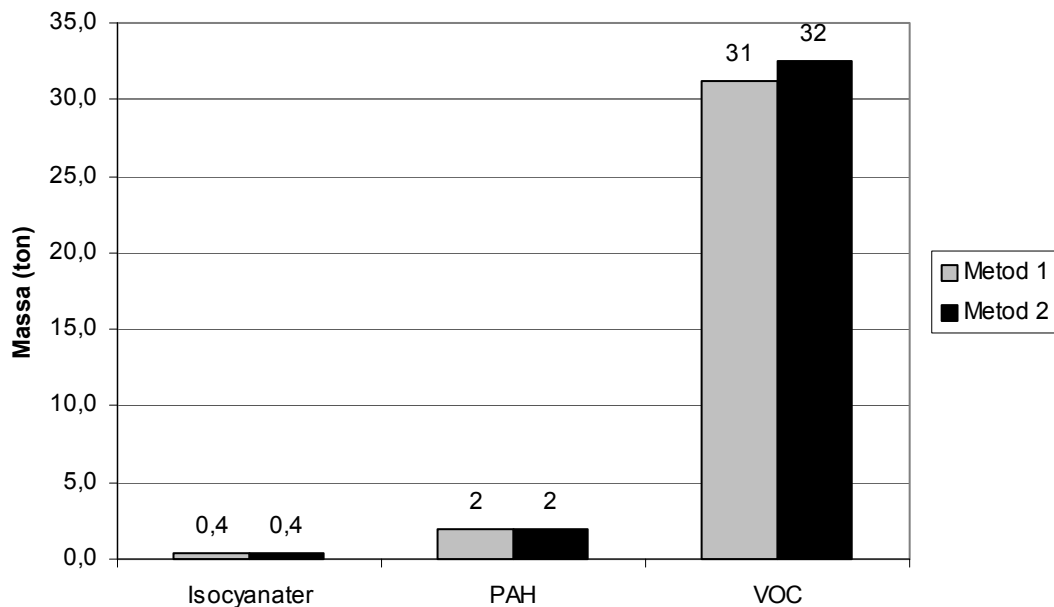
**Figur 10.1** Totala utsläppsmängden av koldioxid vid räddningstjänstens brandövningar under ett år. Uppskattningen av utsläppet baseras på räddningstjänsternas årliga bränsleförbrukning.

Utsläppet av koldioxid ligger på 5000 ton om året. Koldioxiden härstammar från både förnybara och fossila bränslen. Eftersom trä utgör det huvudsakliga bränslet kommer största delen av koldioxiden från förnybara bränslen.



**Figur 10.2** I diagrammet redovisas totala utsläppsmängden för de olika förbränningsprodukterna koldioxid, sot, kvävedioxid och svaveldioxid som genereras vid brandövningar under ett år. Uppskattningen av utsläppet baseras på räddningstjänsternas bränsleförbrukning som erhöles från enkätundersökningen.

Den näst största utsläppsprodukten från övningsbränder är sot och det årliga utsläppet från räddningstjänstens brandövningar uppskattas till cirka 70 ton. Från övningarna släpps det dessutom årligen ut strax över 30 ton kolmonoxid, mellan 6 och 7 ton kväveoxider och nästan 4 ton svaveldioxid. För de fibrösa och alkoholbaserade bränslena saknas utbytesdata för utsläppsprodukten svaveldioxid och för halm saknas utbytesdata för sot och partiklar. Totalutsläppet av svaveldioxid och partiklar är därför något underskattade.



**Figur 10.3** I diagrammet redovisas de totala utsläppsmängderna av några förbränningsprodukter som genereras vid brandövningar under ett år. Uppskattningen av utsläppen baseras på räddningstjänsternas bränsleförbrukning som erhöles från enkätundersökningen.

Årligen släpps det ut omkring 30 ton VOC från räddningstjänstens brandövningar. Motsvarande utsläppsmängder av PAH och isocyanater ligger på 2 respektive 0,4 ton. Eftersom det saknas utbytesdata för isocyanater, PAH och VOC för de alkoholbaserade bränslena är dessa föroreningar inte med i de kvantifierade utsläppsmängderna i figur 10.3. För isocyanater har det endast funnits utbytesdata för fibrösa material. Produktionen av isocyanater är ganska liten vid förbränning av fossila bränslen eftersom de innehåller mycket små mängder kväve. Avsaknaden av utbytesdata för isocyanater för de fossila bränslena har därför liten betydelse för de beräknade utsläppsmängderna av isocyanater. De årliga utsläppen av dioxiner från räddningstjänstens brandövningar uppskattas till totalt 35 ng TEQ varje år. Det årliga utsläppet av dioxiner från Räddningsverkets skolor har beräknats till 32 ng TEQ.

I tabell 10.3 redovisas de sammanställda utsläppsmängderna från landets räddningstjänster. Utsläppsmängderna är beräknade som ett medelvärde mellan de uppskattade utsläppsmängderna beräknade med de två beräkningsmetoderna redovisade i kapitel 9. Utsläppsmängderna från Räddningsverkets fyra skolor i Revinge, Skövde, Rosersberg och Sandö har

också uppskattats. Information om bränsleförbrukning har endast kunnat erhållas från Räddningsverkets skola i Revinge. Därför antas att bränsleförbrukningen, och därmed även utsläppen, är i samma storleksordning för de fyra skolorna. För att uppskatta de totala utsläppen från Räddningsverkets skolor har de beräknade utsläppen från Revinge multiplicerats med fyra.

	CO <sub>2</sub>	CO	Sot	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	Isocyanater	PAH	VOC
Revinge	845	3,7	8,6	0,6	0,3	0	0,2	3,8
Revinge*4	3381	14,9	35,1	2,6	4,5	0	1,3	15,8
RT totalt	5076	33,5	71,5	6,5	3,5	0,4	2	31,5
Totalt	8457	48	107	9	8	0,4	3	47

**Tabell 10.3** I tabellen görs en jämförelse mellan olika utsläppskällor i samband med brandövningsverksamhet. De totala utsläppen från räddningstjänstens brandövningar (RT totalt) redovisas jämte uppskattade total utsläpp från Räddningsverkets skolor (Revinge\*4).

Vid en jämförelse mellan utsläppen från Räddningsverkets skolor och det totala utsläppet från räddningstjänsternas i landet visar det sig att skolornas brandövningsverksamhet står för en betydande del av det totala utsläppet till atmosfären i samband med brandövningar. Storleken på utsläppen från Räddningsverkets skolors brandövningsverksamhet uppgår till hälften av de utsläppsmängder som räddningstjänsterna släpper ut i samband med brandövningar.

Av det totala utsläppet av koldioxid på cirka 8 500 ton kommer omkring 6 500 ton från förnybara källor. Denna utsläppsmängd utgör cirka 70 procent av det totala koldioxidutsläppet från övningsverksamheten.



# 11 Provtagningar av produkter i brandgas

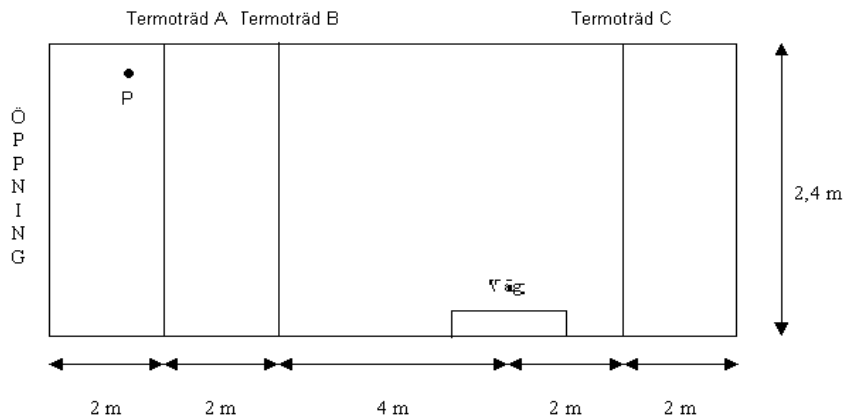
*Genom att göra försök i verklig skala och mäta parametrar som koldioxid-, kolmonoxid- och syrehalten i brandgaserna, samt temperaturen i brandgaslagret och massförlusten av bränslet, är det möjligt att beräkna utbytet av dessa föroreningar vid förbränning av några vanliga bränslen som används vid räddningstjänstens brandövningar. I försöken togs även prover på partikelkoncentrationer i brandgaslagret. Syftet med försöken var framförallt att undersöka rimligheten i att använda utbytesdata från småskaliga brandförsök i litteraturen för att uppskatta utsläppsmängder från brandövningar. De uppmätta värdena på utbytesdata har alltså inte använts för att beräkna utsläppen från räddningstjänstens brandövningar.*

Stora delar av den utbytesdata som idag återfinns i litteraturen är framtagen ur småskaliga brandförsök. Det är därför inte självklart att dessa värden kan användas direkt för att uppskatta utsläppet från bränder i större skala. Brandförhållandena i småskaliga försök utförda i kontrollerad miljö kan skilja sig mycket åt från de brandförhållanden som råder i större brandförsök utförda under mindre kontrollerande former. Det huvudsakliga syftet med genomförda försök har därför varit att undersöka om det går att använda data från småskaliga försök vid utsläppsberäkningar för brandövningar för bränslena Citydiesel, EcoPar, Biodiesel 101, lastpallar, tretex- och spånskivor. Den övning som undersöktes är brand i container. Anledningen till detta val är att detta är en vanlig brandövning och det förekommer också att det eldas i container i samband med andra större övningar.

## 11.1 Försöksuppställning

Brandförsöken utfördes fältmässigt i större skala i en container av den typ räddningstjänsten ofta använder i samband med brandövningar. Parametrar som mättes i varje försök var koncentrationer av koldioxid, kolmonoxid och syre. Även partiklarnas massakoncentration och antalskoncentration mättes, såväl som storleksfördelningen av partiklarna. För att kunna uppskatta totalhalten av producerad mängd koldioxid, kolmonoxid och partiklar vid varje försök mättes temperaturen i brandgaslagret. Även massförlusten av bränslet under brandförloppet mättes. Ur detta beräknades ventilationsgraden,  $\Phi$ , för det första försöket med lastpallar.

Containern i vilka försöken utfördes var placerad på ett öppet fält. Under provtagningarna var vindarna måttliga. Containern hade längden 12 meter, bredden 2,5 meter och höjden 2,4 meter och var tillverkad i plåt. Provtagningspunkten, P, för mätningarna av koldioxid, kolmonoxid, syre och partiklar var placerad 1,1 meter in i containern från öppningen. Provtagningspunktens avstånd från väggen var 0,6 meter och punkten var placerad på höjden 2,2 meter över containergolvet. I figur 11.1 visas en schematisk bild över containern.



**Figur 11.1** Bilden visar placeringen av de tre termoträden (termoträd A, B och C) som användes för att mäta temperaturer på olika höjder i containern. Längre in i containern låg vågkonstruktionen, vilken mätte massförlusten under respektive brandförlopp. Provtagningspunkten, P, låg 1,1 m in i containern och på höjden 2,2 m. Avståndet från väggen till punkten P var 0,6 m. I provtagningspunkten mättes halter av koldioxid, kolmonoxid, syre och partiklar.

## 11.2 Mätningar

### 11.2.1 Temperatur och massa

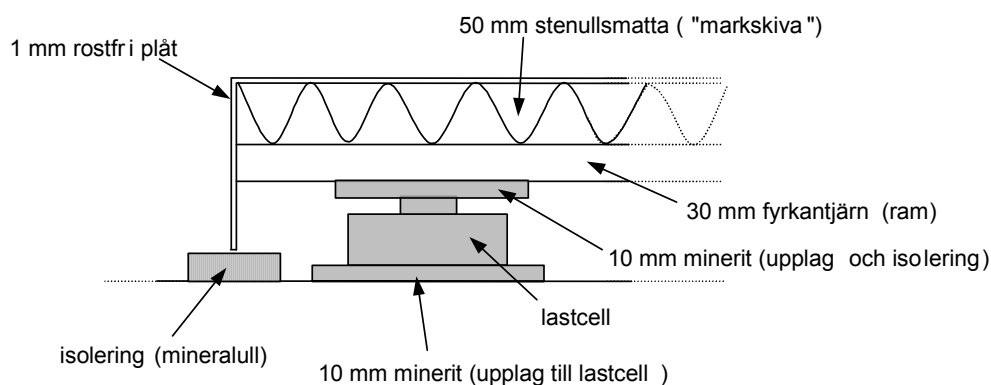
I containern placerades tre termoträd (träd A, B och C) på avstånden 2, 4 respektive 10 meter från containeröppningen. Termoträden användes för att mäta temperaturerna i containern under de olika försöken. Träden bestod av metallstolpar med höjden 2,3 meter och var klädda med isolering och termoträd var placerad med mätpunkter på olika höjder. Termoträden var uppbyggd av två metalltrådar klädda med isolerande material. Trådarna klarar av att mäta temperaturer uppemot 1300°C. De mäter inte temperaturen direkt, utan mäter istället spänningen mellan de två metalltrådarna. Spänningen i sin tur är temperaturberoende och kan därför omvandlas till temperaturer.

De tre termoträden mätte temperaturen på olika höjder i containern. På termoträd A och C var fyra mätpunkter placerade, medan termoträd B mätte temperaturen på sju olika höjder. Mät punkterna för temperaturen på de tre termoträden anges i tabell 11.1. Höjderna är uppmätta från containergolvet och anger mätpunkten som höjden över golvet.

Termoträd A		Termoträd B		Termoträd C	
Mät punkt	Höjd (m)	Mät punkt	Höjd (m)	Mät punkt	Höjd (m)
16	2,20	7	2,20	20	2,30
		6	1,96		
15	1,61	5	1,62	19	1,60
		4	1,35		
14	0,92	3	0,86	18	0,95
		2	0,56		
13	0,25	1	0,23	17	0,23

**Tabell 11.1** I tabellen anges på vilka höjder respektive temperaturmätning ägde rum. Höjderna som är angivna med containergolvet som referenspunkt (nollpunkt).

Åtta meter in i containern var en vågkonstruktion placerad. Konstruktionen vilade på tre lastceller, som var isolerade med mineralull. En järnram med underliggande isolering var placerad runt konstruktionen för att skydda lastcellerna och för att underlätta placeringen av bränslet på konstruktionen. Lastcellerna fungerade som vågar och mätte mängden förbränd massa per tidsenhet under varje försök. Principen för vågkonstruktionen illustreras i figur 11.2. Bilder på vågen och lastcellerna kan ses i figur 11.3.



**Figur 11.2** Schematisk bild av den vågkonstruktion som användes vid försöken för att mäta massförlusten av bränslet under brandförloppet i containern. Närmast golvet placerades ett underlag till uppställningen. Varje lastcell isolerades med mineralull. En järnram placerades runt konstruktionen för att hålla allt på plats. För att skydda det isolerande materialet omslöt konstruktionen också med ett skal av rostfri plåt (Svensson, S., 2004).



**Figur 11.3** Bilderna visar den vågkonstruktion som användes för att mäta massförlusten i samband med brandförsöken i Revinge. I figuren till vänster omges vågkonstruktionen av ett skyddande plåthölje som också underlättade placeringen av bränslet på lastcellerna. Figuren till höger visar de tre lastcellerna omgivna av isolerande mineralull.

Detaljerad beskrivning över vilka instrument som användes vid mätningarna av massa och temperatur vid de olika försöken anges i tabell 11.2.

Storhet	Avser	Mätområde
Temperatur	Termoelement stapel, termoelement typ K, Ø 0,52 mm	0 – 1300°C
Last	Lastcell, Vetek LPX250	0 – 250 kg
Logger	INTAB AAC-2 <sup>16</sup>	-

**Tabell 11.2** I tabellen redovisas de instrument som användes för mätningar av temperatur på brandgasen i containern och massförlusten av bränslet.

### 11.2.2 Koldioxid, kolmonoxid och syrehalt

De instrument som användes för att mäta halten koldioxid, kolmonoxid och syre i brandgaserna bestod av ett kopparrör som var placerat med insug i brandröken. Halterna av gaserna mättes med direktvisande instrument och kunde avläsas dels direkt på instrumentets display, dels på en datormonitor. Använd modell på instrumenten anges i tabell 11.3. Detektionsgränserna i instrumenten var vid mättillfällena 0 till 1 procent för kolmonoxid, 0 till 10 procent för koldioxid och 0 till 100 procent för syre. Halterna visades dels på instrumentets display och dels på en datormonitor.



Storhet	Avser	Mätområde
Syre	M&C PMA 10	0-100 %
Koldioxid	Leybold-Heraeus typ Binos	0 – 10 %
Kolmonoxid	Leybold-Heraeus typ Binos	0 – 1 %

**Tabell 11.3** I tabellen anges de instrument som användes för mätning av halten syre, koldioxid och kolmonoxid i brandgaserna.

### 11.2.3 Partiklar

Två metoder användes vid partikelmätningarna, dels en filtermetod, dels en kontinuerlig metod där både massa- och antalskoncentrationen av partiklar i brandgasen bestämdes. De filter som användes vid provtagningarna hade en pordiameter på 0,8 µm. Partikelfraktioner med en diameter större än 0,8 µm samlades upp på filterna. Massan partiklar i rökgaserna bestämdes genom att väga filterna före och efter provtagningen. För att korrigera för omgivningens påverkan på filterna togs blanka filterprover.

Instrumenten som användes för kontinuerliga partikelmätning utgjordes av ett system kallat Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS). I SMPS-systemet ingick en Electrostatic Classifier (EC) och en Condensation Particle Counter (CPC). Principen för hur en EC fungerar bygger på att partiklar har en viss laddning eller elektrisk mobilitet beroende på deras aerodynamiska diameter. Genom att lägga en spänning över de inkomna partiklarna sorteras dessa utifrån vilken laddning de har och delas indirekt upp efter storlek. De fraktionerade partiklarna leds sedan in i en CPC för att räknas. Principen för en CPC är att det i en kammare finns en lättflyktig vätska, i detta fall butanol, som ger en övermättad gasmiljö. När partiklarna kommer in i kammaren kondenserar gasången på partiklarna och de växer i storlek. Härigenom blir det möjligt att detektera partiklar med en aerodynamisk diameter som är mindre än 1 µm. Det SMPS-system som användes i försöken detekterar partiklar med en aerodynamisk diameter på mellan 14 och 700 nm. För de större partikelfraktionerna användes ett annat instrument kallat Aerodynamic Particle Sizer (APS). APS-systemet mäter partiklar i storleksområdet 0,523 till 20 µm. I tabell 11.4 finns de olika mätsystemen närmare beskrivna. För att undvika alltför stora partikelkoncentrationer i mätinstrumenten späddes rökgaserna i alla mätningar, med undantag av en del filtermätningar. Spädningen var i storleksordningen 170 gånger.

System	Storhet	Instrument	Mät-område <sup>3</sup>
SMPS	Storlek Konc.	Electrostatic Classifier (EC) modell 3071 (TSI Inc., USA)	14-700 nm
SMPS	Antal Konc.	Condensation Particle Counter (CPC) modell 3010 (TSI inc., USA)	14-700 nm
SMPS	Antal Konc.	Condensation Particle Counter (CPC) modell 3022 (TSI inc., USA)	14-700 nm
APS	Massa och Storlek Konc.	Aerodynamic Particle Sizer (APS) modell 3321 (Tsi Inc., USA)	0,523-20 µm
Filter	Partiklar Massa	Portres, Polycarbonate, 0,8 µm; 37 mm	< 0,8 µm

**Tabell 11.4** I tabellen anges de instrument som användes för mätning av partiklar i brandgaserna. För bestämning av de mindre fraktionerna ( $0,01 < d_a < 1 \mu\text{m}$ ) användes ett SMPS-system bestående av en EC och en CPC. För bestämning av större partiklar ( $0,5 \mu\text{m} < d_a < 20 \mu\text{m}$ ) användes ett APS-system.

## 11.3 Beskrivning av brandförsöken

Under tre dagar genomfördes totalt nio brandförsök med sex olika bränslen. De undersökta bränslena var dels de tre vätskorna Citydiesel, EcoPar och Biodiesel 101, dels de tre fibrösa materialen tretexskivor, lastpallar och spånskivor. I alla försöken mättes temperaturen i brandrummet och massförlusten av bränsle kontinuerligt under hela brandförloppet. Diagram över temperatur och massförlust under respektive brandförlopp redovisas i Appendix D. Det gjordes även partikelmätningar, både direkt mätning av partikelmassan med filtermetod och kontinuerliga mätningar av massa och storlekkoncentration för olika fraktioner i storleksområdet 0,01 till 20 µm. Dessutom mättes halten koldioxid, kolmonoxid och syre i brandgaserna kontinuerligt.

Avståndet från golvet upp till neutrallagret i containern mättes vid varje försök för respektive bränsle. I beräkningarna av massutflödet av luft ur containern antas det att neutrallagret har en konstant tjocklek under hela brandförloppet för respektive bränsle. Även den bränslemassa som placerades på vågen vid försökets start mättes upp. Tiden för brandförloppet klockades med tidtagarur samt uppskattades genom att studera diagram över temperaturmätningarna som gjorts över tiden för brandförloppet.

<sup>3</sup> Avser partikelstorlek angiven som aerodynamisk diameter. Partikelmassan  $1 \text{ g/cm}^3$  är antagen vid beräkning av massakoncentrationen.

Parametrar som antogs vara konstanta i alla försöken:

$b$	= 1,2 m	Containeröppningens bredd
$h$	= 2,3 m	Containeröppningens höjd
$T_{luft}$	= 268 K (-5°C)	Omgivande luftens temperatur vid provtagningen
$\rho_{luft}$	= 1,293 kg/m <sup>3</sup>	Densitet av omgivande luft (vid -5°C och 1,013 bar)

Parametrar som varierar beroende på vilket bränsle som används:

$h_{neutrallager}$	Höjden upp till neutrallagret (m)
$m_{bränsle}$	Massa bränsle (kg)
$t$	Tiden för brandförloppet (s)
$T_{gas}$ (K)	Temperaturen i övre brandgaslagret
[X]	Uppmätt koncentration av koldioxid/kolmonoxid (%)
Partiklar	Koncentration av partiklar (g/m <sup>3</sup> )

### 11.3.1 Bränslena i de olika försöken

Citydiesel, diesel av miljöklass 1, används i dag som drivmedel till fordon på Räddningsverkets skolor och som bränsle vid en del räddningstjänsters brandövningar. EcoPar är ett nytt bränsle som hittills ännu bara testats inom skogsindustrin i någon större skala. Bränslet tillverkas idag ur naturgas, men det är också möjligt att framställa EcoPar ur förnyelsebara källor såsom träflis, biomassa och biogas och annat kolinnehållande material. Benämningen på bränslet är då istället BioPar.

Egenskaperna hos de fyra övriga bränslena Biodiesel 101, lastpallar, spånskivor och tretexskivor beskrivs mer ingående i tidigare kapitel 9.2.3 där räddningstjänsternas bränsleförbrukning behandlas.

### 11.3.2 Försök med vätskeformiga bränslen

Försöken med de vätskeformiga bränslena gjordes i ett fat med en diameter på 500 mm och höjden 100 mm. Fatet rymde cirka 20 liter och fylldes till hälften med vatten och till hälften av bränsle vid varje försök. Figur 11.4 visar fatet som användes vid försöken. Fatet var placerat mitt på vågkonstruktionen. Tiden för varje försök klockades med tidtagarur. Tiden som avses är tiden mellan antändning och tills dess att bränslet börjar ta slut och vatten från vattenbadet stänker upp ur fatet.



**Figur 11.4** Vid försöken med de vätskeformiga bränslena användes ett fat med diametern 500 mm och höjden 100 mm. Fatets totala volym var cirka 20 liter. Vid försöken fylldes halva fatet med vatten. Resterande del fylldes sedan med bränsle.

#### 11.3.2.1 Citydiesel

Det första försöket gjordes med Citydiesel (Citydiesel, försök 1). Försöket blev lite av ett test för att se hur och om instrument och mätningar fungerade. Tiden för branden togs inte, men annars mättes alla övriga parametrar. Med hjälp av temperaturmätningarna i containern kunde tiden för branden i efterhand uppskattas. Ett andra försök (Citydiesel, försök 2) gjordes med samma bränsle vid ett senare tillfälle och då mättes även tiden för branden. I detta försök gjordes inte kontinuerliga partikelmätningar under hela brandförloppet, utan istället mättes partiklar stötvis. Detta p.g.a. att insuget av partiklarna tidigare korkat igen och för att undvika att detta skulle ske igen rensades provtagningsröret under brandförloppet mellan de stötvisa mätningarna.

#### 11.3.2.2 EcoPar

Det andra vätskeformiga bränslet som testades var EcoPar. Även detta försök genomfördes två gånger. Vid försöken mättes alla tidigare nämnda parametrar. Skillnaden mellan de två försöken (EcoPar, försök 1 respektive EcoPar, försök 2) var dock att de kontinuerliga partikelmätningarna i det första försöket gjordes under hela försöket, medan de i det andra försöket istället gjordes stötvisa mätningar.

#### 11.3.2.3 Biodiesel 101

Det gjordes ett försök med Biodiesel 101 där samma parametrar mättes som för de tidigare bränslena. Kontinuerliga partikelmätningar gjordes under hela brandförloppet i försöket med bränslet.

Parametrar	Citydiesel försök 1	Citydiesel försök 2	EcoPar försök 1	EcoPar försök 2	Biodiesel 101
$h_{\text{neutrallager}}$	1,35 m	1,4 m	1,20 m	1,35 m	1,3 m
$m_{\text{bränsle}}$	9 kg	11 kg	7 kg	11 kg	6 kg
tid	1700 s	1200 s	1320 s	1245 s	1400 s

**Tabell 11.5** I tabellen redovisas erhållna mätvärden på neutrallager, massa bränsle och tiden för branden för försöken med Citydiesel, EcoPar och Biodiesel 101.

### 11.3.3 Försök med fasta bränslen

Det gjordes också försök med tre fasta bränslen, lastpallar, tretexskivor och spånskivor. Tiden för försöken med de fasta bränslena klockades med tidtagarur och tiden som avses är tiden från antändning tills det att pallarna eller skivorna börjar falla av vågen. Vid alla försöken antändes bränslena genom att det tändes eld på en liten mängd flis av tretex dränkta i Citydiesel.

Massförlusten för de fasta bränslena mättes under hela brandförloppet, men efter cirka 20 minuter började det uppbyggda bränslet rasa av vågen. Mätningarna på massförlusten stördes av detta och är därför inte riktigt representativa för slutskedet av branden. Allteftersom pallarna och skivorna började rasa skyfflades bränslet ut ur containern. När branden var på tillbakagång blev det mycket turbulens och omrörning i containern p.g.a. undanskyfflingen av bränslet. Detta har påverkat partikelmätningarna som är gjorda vid dessa tidpunkter. Samtidigt är det i denna miljö brandmännen normalt arbetar, varför det är intressant att se vad som finns kvar i luften i slutet av och efter branden.

#### 11.3.3.1 Lastpallar

Försöken med lastpallar, d.v.s. trä, genomfördes två gånger (lastpallar, försök 1 respektive lastpallar, försök 2). Provtagningsröret för partikelmätningarna korkade igen under det första brandförsöket, varför även ett andra brandförsök genomfördes med lastpallar (lastpallar, försök 2). Vid varje försök med lastpallar användes sju pallar med en sammanlagd massa på cirka 110 kilo. Försöksuppställningen för lastpallar visas i figur 11.5.



**Figur 11.5** Bilderna visar det första försöket med lastpallar. Bilden till vänster visar pallarna uppställda på vågkonstruktionen. I den högra bilden visas lastpallar under fullt utvecklade brand.

### 11.3.3.2 Tretex- och spånskivor

Det genomfördes ett försök med tretex- respektive spånskivor. Mängden bränsle i de båda försöken uppgick till 76 kg för tretexskivorna och 130 kg för spånskivorna. För att efterlikna de brandförhållanden som återfinns vid brandövningar byggdes en konstruktion av skivorna där de var delade och hopspikade med luftspalter mellan varje skiva och två gavlar som stöd åt skivorna. Konstruktionen, som visas i figur 11.6, var också nödvändig för att skivorna skulle passa vågkonstruktionen och för att de skulle hålla sig kvar så länge som möjligt på vågen under brandförloppet.

De kontinuerliga partikelmätningarna gjordes stötvis under de båda försöken för att undvika igensättning av insuget i provtagningsröret. Mätningarna av koldioxid, kolmonoxid och syrehalt i brandgaslagret gick om intet eftersom gummislangen som ledde röken in till mätinstrumentet korkat igen p.g.a. isbildning, vilket upptäcktes först i efterhand.



**Figur 11.6** Bilden visar hur tretexskivorna konstruerades så att de skulle passa vågen inne i containern. Konstruktionen var nödvändig för att skivorna skulle hålla sig kvar på vågen så länge som möjligt under brandförloppet. Spånskivorna var konstruerade på samma sätt.

Parametrar	Lastpallar, försök 1	Lastpallar, försök 2	Tretexskivor	Spånskivor
$h_{\text{neutrallager}}$	0,95 m	0,95 m	1,45 m	1,5 m
$m_{\text{bränsle}}$	108 kg	113 kg	76 kg	130 kg
tid	1150 s	1215 s	560 s	1600 s

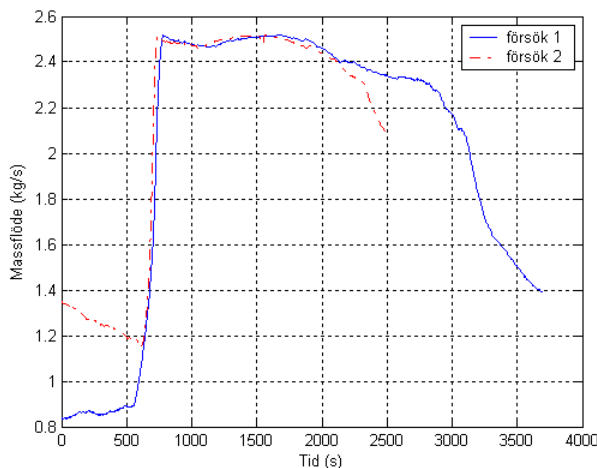
**Tabell 11.6** I tabellen redovisas uppmätta värden på neutrallager, massa bränsle och tiden för respektive brandförlopp

## 11.4 Beräkningar

Massflödet av brandgaser ut ur containern ( $\dot{m}_{\text{gas}}$ ) beräknades med hjälp av ekvation 4.1. Eftersom brandgaser inte är ideala gaser, d.v.s. inte friktionsfria, inkompressibla eller isotermiska kommer det att bli ett motstånd i gasflödet. Motståndet kan korrigeras genom flödeskoefficienten,  $C_d$ . För stora öppningar som t.ex. dörrar kan  $C_d$  antas vara 0,7 (Karlsson, B., et al, 2000).

$$\dot{m}_{\text{gas}} = \frac{2}{3} \cdot C_d \cdot b \cdot \rho_{\text{luft}} \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot \frac{T_{\text{luft}}}{T_{\text{gas}}} \cdot \left(1 - \frac{T_{\text{luft}}}{T_{\text{gas}}}\right) \cdot (h - h_{\text{neutralplan}})^{3/2}} \quad (\text{Ekvation 4.1})$$

I figur 11.7 redovisas i diagramform hur massflödet varierar med tiden under brandförloppet för försöken med lastpallar. I figuren har ekvation 4.1 använts för att beräkna massflödet. I Appendix D redovisas figurer över  $\dot{m}_{\text{gas}}$  för alla försöken.



**Figur 11.7** Figuren visar massflödet av brandgaser ut ur containern för de två försöken med lastpallar.

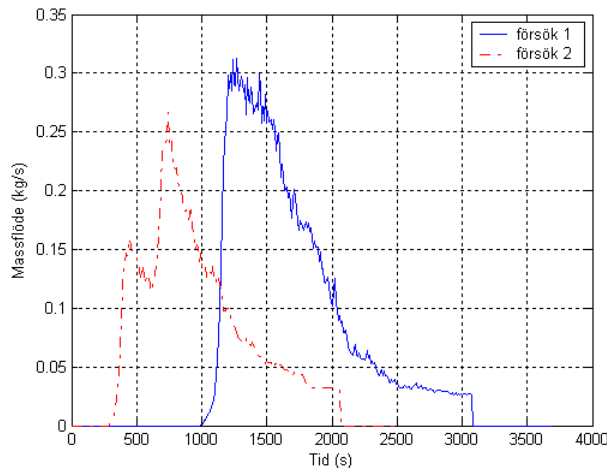
### 11.4.1 Utbytesberäkningar av koldioxids och kolmonoxid

Vid beräkning av utbytet av koldioxid ( $y_{\text{CO}_2}$ ) och kolmonoxid ( $y_{\text{CO}}$ ) användes  $\dot{m}_{\text{gas}}$  som beräknats ur ekvation 4.1. Genom att låta  $T_{\text{gas}}$  variera

över tiden men låta alla andra parametrar vara konstanta erhöles ett massflöde ut ur containern. Massflödet ( $\dot{m}_x$ ) av de två gaserna koldioxid och kolmonoxid beräknades sedan ur ekvation 11.1. I beräkningarna varierade både  $\dot{m}_{gas}$  och  $[X]$  över tiden, där  $[X]$  var den uppmätta koncentrationen av koldioxid respektive kolmonoxid i brandgasen.

$$\dot{m}_x = [X] \cdot \dot{m}_{gas} \quad \text{(Ekvation 11.1)}$$

I figur 11.8 visas diagram över  $\dot{m}_x$  för koldioxid. I Appendix D redovisas diagram över  $\dot{m}_x$  för koldioxid och kolmonoxid för alla bränslena.



**Figur 11.8** Figuren visar massflödet av koldioxid ut ur containern för de två försöken med lastpallar.

Den totala massan av koldioxid respektive kolmonoxid beräknades ur ekvation 11.2.

$$m_x = \int_0^t \dot{m}_x \quad \text{(Ekvation 11.2)}$$

Utbytet av koldioxid och kolmonoxid beräknades sedan enligt ekvation 10.1.

$$y_x = \frac{m_x}{m_{bränsle}} \quad \text{(Ekvation 10.1)}$$

I tabellerna 11.7 och 11.8 redovisas de utbytesdata som erhöles från mätningarna. Utbytena av koldioxid och kolmonoxid för respektive försök och bränsle har beräknats med hjälp av ekvationerna 4.1, 11.1, 11.2 och 10.1.



Parametrar	Citydiesel, försök 1	Citydiesel, försök 2	EcoPar, försök 1	EcoPar, försök 2	Biodiesel 101
$y_{CO_2}$	2,16 kg/kg	1,18 kg/kg	3,05 kg/kg	1,99 kg/kg	3,28 kg/kg
$y_{CO}$	0,050 kg/kg	0,025 kg/kg	0,054 kg/kg	0,049 kg/kg	0,046 kg/kg

**Tabell 11.7** Sammanställning av de uppmätta utbytena för Citydiesel, EcoPar och Biodiesel 101.

Parametrar	Lastpallar, försök 1	Lastpallar, försök 2	Tretexskivor	Spånskivor
$y_{CO_2}$	2,22 kg/kg	1,88 kg/kg	-	-
$y_{CO}$	0,040 kg/kg	0,033 kg/kg	-	-

**Tabell 11.8** Sammanställning de uppmätta utbytena för lastpallar, tretex- och spånskivor.

#### 11.4.2 Utbytesberäkningar av partiklar

Beräkningar av utbyten för partiklar för respektive bränsle gjordes för filtermätningarna och SMPS- och APS-mätningarna var för sig. Massan pålagda partiklar på filterna vägdes efter provtagningarna. Luftflödet genom filtret var känt för de olika mätningarna. Genom att beräkna den totala mängden luft som passerat filtret under tiden då provtagningen ägde rum kunde partikelkoncentrationen ( $g/m^3$ ) för de genererade brandgaserna i containern beräknas. Massflödet av den luft som lämnade containern vid respektive brandförsök bestämdes med ekvation 4.1. Volymen luft beräknades med allmänna gaslagen ( $pV=nRT$ ). Medeltemperaturen i brandgaslagret för de olika bränslena uppskattades för respektive försök med hjälp av diagrammen i Appendix D. Genom att multiplicera totala luftmängden ut ur containern med massakoncentrationen för partiklarna i brandgasen erhöles den totala massan genererade partiklar vid respektive brandförsök. Utbytet av partiklar erhöles sedan genom att dividera massan partiklar med massan uppbrunnet bränsle. I beräkningarna togs också hänsyn till spädningen.

Utbytesberäkningarna för SMPS- och APS-mätningarna innehåller massan för partiklar med en diameter mellan 0,01 och 20  $\mu m$ , där största delen av partiklarna dock har en storlek kring 1  $\mu m$ . Densiteten på partiklarna i SMPS- och APS-mätningarna är satt till 1  $g/cm^3$ .

Parametrar	Citydiesel försök 1	Citydiesel försök 2	EcoPar försök 1	EcoPar, försök 2	Biodiesel 101	Medel
SMPS+APS	0,1246	0,0984	0,0978	-	0,0820	<b>0,101</b>
Spädning	170 ggr	170 ggr	170 ggr	170 ggr	170 ggr	
Filter 1	0,2378	-	0,1363	0,0299	0,0186	<b>0,106</b>
Filter 2	-	-	0,0385	-	-	
Spädning	170 ggr	-	170 ggr	0 ggr	170 ggr	

**Tabell 11.9** I tabellen redovisas de uppmätta utbytena (kg/kg) av partiklar för vätskeformiga bränslen enligt filtermetoden och mätning med SMPS- och APS-systemen.

Parametrar	Lastpallar, försök 1	Lastpallar, försök 2	Tretexskivor	Spånskivor	Medel
SMPS+APS	0,00453	0,00581	0,00650	0,00417	<b>0,005</b>
Spädning	250 ggr	250 ggr	170 ggr	170 ggr	
Filter 1	-	-	0,0082	0,0028	<b>0,006</b>
Filter 2	-	-	-	0,0122	
Spädning	-	-	170 ggr	170 ggr	

**Tabell 11.10** I tabellen redovisas de uppmätta utbytena av partiklar för fibrösa bränslen i kg/kg enligt filtermetoden och mätningar med SMPS- och APS-systemen.

### 11.4.3 Ventilationsgraden

Ventilationsgraden ger en uppskattning av hur stor produktionen är av olika föroreningar i brandgaserna. Denna beräknades för lastpallar, försök 1, med hjälp av ekvation 4.4. Temperaturen  $T_{gas}$  för lastpallar, försök 1, uppskattades till 573 K med hjälp av figur D.13 i Appendix D och  $\dot{m}_{bränsle}$  uppskattades genom att beräkna riktningskoefficienten av kurvan för massan i figur D.13 i Appendix D. Den stökiometriska kvoten,  $r$ , beräknades till 0,601 enligt ekvation 4.3 i Appendix C.

$$\Phi = \frac{\dot{m}_{bränsle} \cdot \left( 1 + \left( \frac{T_{gas}}{T_{luft}} \right)^{1/3} \right)^{3/2}}{\frac{2}{3} \cdot h^{3/2} \cdot b \cdot C_d \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot \rho_{luft} \cdot \left( 1 - \frac{T_{luft}}{T_{gas}} \right)^{1/2} \cdot r} \quad (\text{Ekvation 4.4})$$

$\Phi < 1$  branden är bränslekontrollerad

$\Phi > 1$  branden är ventilationskontrollerad

$\Phi = 1$  branden är stökiometrisk

Den beräknade ekvivalenskvoten ( $\Phi$ ) för första försöket med lastpallar blev betydligt mindre än 1 och branden i det första försöket med lastpallar var därför bränslekontrollerad. Branden är med andra ord välventilerad. Detta förhållande anses gälla vid alla brandförsöken.

## 11.5 Resultat av provtagningar

I samband med genomförda brandförsök i container mättes halterna av några vanliga förbränningsprodukter i brandgaslagret. De föroreningar som mättes var koldioxid, kolmonoxid, syre och partiklar. För alla försök låg syrehalten på omkring 20,5 procent, vilket är samma halt som i atmosfären. För de övriga föroreningarna beräknades utbytesdata för respektive bränsle.

Resultatet från mätningarna av koldioxid och kolmonoxid i brandgaserna visar att uppmätt utbytesdata stämmer väl överens med den utbytesdata som återfinns i litteraturen för samma bränsle. Storleksordningen på de uppmätta utbytena av partiklar stämmer också med litteraturens utbyte av partiklar för liknande bränsle.

I utsläppsberäkningarna i kapitel 10 har dock utbytesdata från litteraturen använts, eftersom det finns utbyten för betydligt fler utsläppsprodukter än vad som gjorts mätningar för i detta arbete. De utbytesdata som finns angivna i litteraturen är framtagna under mer kontrollerade former och med ett antal upprepade försök för varje bränsle. Dessutom stämmer utbytesdata framtagen vid olika tillfällen i olika studier ofta väl överens, varför värdena bedöms som tillförlitliga. Vid de försök som genomförts inom ramen för detta arbete har endast en till två mätningar av förbränningsprodukterna gjorts för respektive bränsle. Syftet med mätningarna har i huvudsak varit att undersöka rimligheten i att använda befintlig utbytesdata från litteraturen.

En sammanställning över den uppmätta utbytesdatan och utbytesdatan i litteraturen för koldioxid, kolmonoxid och partiklar redovisas i tabell 11.11. Försöken har genomförts under välventilerade förhållande.

	Antal mätningar	Uppmätta utbytesdata				Utbytesdata från litteraturen		
		CO <sub>2</sub>	CO	Partiklar		CO <sub>2</sub>	CO	Partiklar
		SMPS +APS		Filter				
Citydiesel	2	1,67	0,038	0,1119	0,2387	2,86	0,061	0,091
EcoPar	2	2,52	0,052	0,0978	0,0831	2,86	0,061	0,091
Biodiesel 101	1	3,28	0,046	0,0820	0,0186	2,86	0,061	0,091
Lastpallar	2	2,05	0,037	0,0052	-	1,3	0,004	0,015
Tretexskivor	1	-	-	0,0024	0,0082	-	-	0,015
Spånskivor	1	-	-	0,0026	0,0028	-	-	0,015

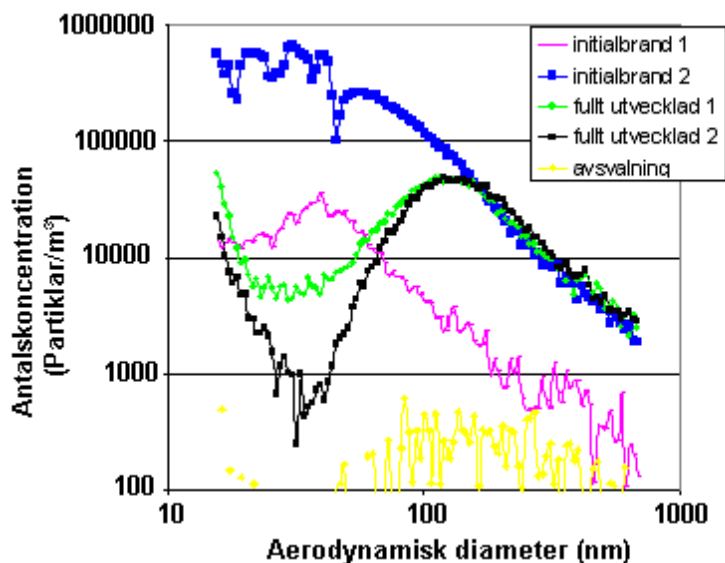
**Tabell 11.11** I tabellen redovisas beräknade utbytesdata för koldioxid, kolmonoxid och partiklar från genomförda brandförsök i container tillsammans med utbytesdata från litteraturen. Enheten är angiven i kg utsläpp/kg bränsle.

Vid en jämförelse mellan de uppmätta utbytena och de utbyten som återfinns i litteraturen hamnar utbytesdatan i samma storleksordning. Utbytena stämmer inte exakt överens, men med tanke på den enkla metod som använts för att ta fram den uppmätta utbytesdatan är resultatet väldigt bra. Dessutom finns det en korrelation mellan småskaliga och storskaliga försök för rena bränslen som tidigare beskrivits i kapitel 5. Med utgångspunkt från dessa fakta bedöms det därför som rimligt att använda utbytesdata från litteraturen för att beräkna de totala utsläppsmängderna som räddningstjänstens brandövningar ger upphov till varje år.

Utbytena som erhållits från mätningarna med filtermetoden respektive SMPS- och APS-systemet skiljer sig en del från varandra. Filtermetoden ger ett större utbyte av partiklar. Detta beror på att filtermätningarna inte är lika selektiva som SMPS- och APS-mätningarna samtidigt som det ligger stora osäkerheter i filtermätningarna. I de fall filtermetoden visar större värden än SMPS- och APS-mätningarna på den uppmätta utbytesdatan beror det dels på att SMPS- och APS-systemen inte mäter partiklar större än 20 µm, dels att filtermetoden samlar upp en del av gasfasen, vilket inte SMPS och APS gör. Filtermetoden mäter även större partiklar, d.v.s. partiklar >20 µm.

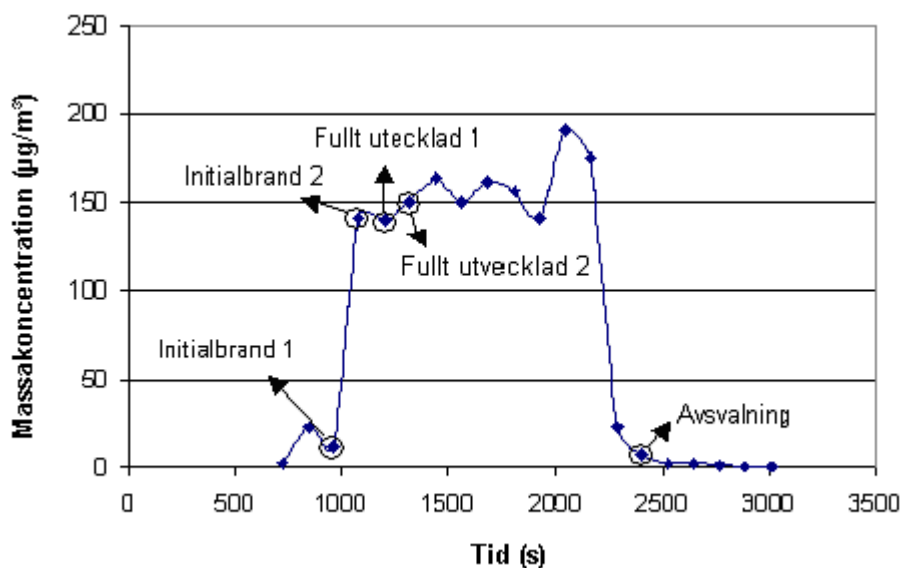
### 11.5.1 Partikelmätningar

Figur 11.9 visar hur masskoncentrationer uppmätt med SMPS-systemet varierar över tiden under det andra försöket med lastpallar.



**Figur 11.9** I figuren redovisas koncentrationerna av en viss partikelfraktion under olika stadier i brandförloppet för det andra försöket med lastpallar. Tiderna för vilka antalsfördelningarna är plottade är angivna i figur 11.10. I figuren är inte spädningen inkluderat, vilket innebär att den verkliga antalskoncentrationen egentligen är cirka 200 gånger större.

Figur 11.10 visar hur partikelstorleksfördelningen varierar vid olika faser under brandförloppet. Under den korta initialbranden erhålls en partikelfraktion med mycket små partiklar, mindre än 50 nm i diameter. Under fullt utvecklad brand är partikelkoncentrationen stabil med en antalsmedian kring 170 nm. Under avsvälningssfasen är partikelhalten i brandgaserna låg oavsett partikelstorlek.

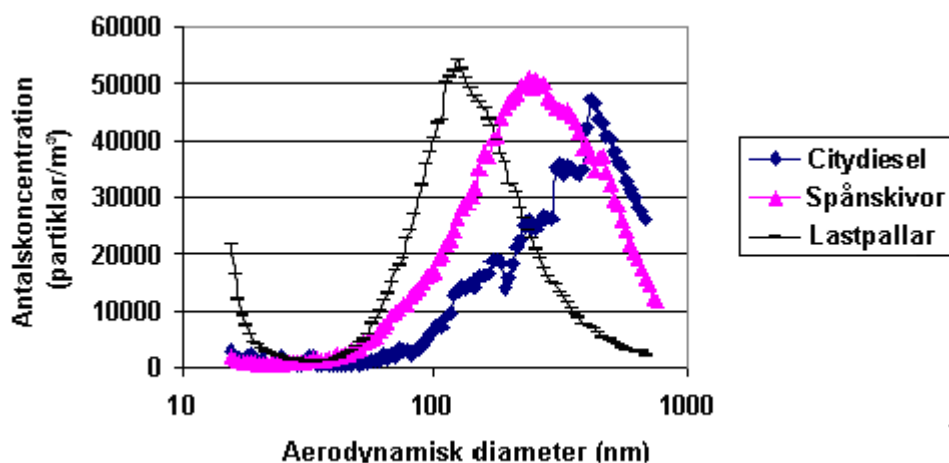


**Figur 11.10** Figuren visar partikelkoncentrationen över tiden för det andra brandförsöket med lastpallar. Partikelkoncentrationen är angiven med spädning och den verkliga partikelkoncentrationen är storleksordningen 200 gånger större.

För att förklara varför en del bränslen ger större partikelmassa vid förbränning än andra kan Citydiesel tas som exempel. Vid förbränning av Citydiesel bildas stora mängder små primära partiklar med en diameter på bara några få nanometer. De primära partiklarna kommer att koagulera och så småningom bilda större sekundära partiklar som egentligen består av agglomerat av partiklar. Resultatet av detta fenomen blir att en maximal koncentration av sekundära partiklar, en s.k. nukleeringsmod, erhålls oavsett den ursprungliga koncentrationen av primära partiklar. När de genererade brandgaserna kyls genom inblandning av omgivande luft, kondenserar gasblandningen på de sekundära partiklarna (agglomeraten) och bildar en s.k. ackumuleringsmod. Omfattningen av kondensationen bestäms av olika faktorer som t.ex. ångtryck och temperatur och även vilka gaser som förekommer och i vilka mängder gaserna finns närvarande i brandröken.

Den relativt höga masskoncentrationen för de vätskeformiga bränslena beror på att den låga temperatur vid vilken bränslena förbränts genererat stora mängder gaser som kunnat kondensera på sekundära partiklar. De fibrösa materialen däremot, har en högre förbränningstemperatur varför en mindre mängd kondenserbara gaser bildats. Masskoncentrationen från försöken med de fibrösa bränslena har därför blivit lägre. I figur 11.9 åskådliggörs närvaron av primära partiklar i brandgasen redan under initialbranden.

Figur 11.11 visar partikelstorleksfördelningen för några olika bränslen då branden är fullt utvecklad. Partikelstorlekar är normalt lognormal fördelade, vilket också erhållits i genomförda partikelmätningar i container. Intressant att notera är att antalskoncentrationerna som redovisas i tabell 11.12 är ungefär lika stora för de två typerna av bränsle, vätskeformiga respektive fibrösa bränslen. Antalsmedianen anger mediandiametern för partiklarna där antalskoncentrationen är som högst.



**Figur 11.11** I diagrammet redovisas koncentrationerna av en viss partikelfraktion vid fullt utvecklad brand för Citydiesel, spånskivor och lastpallar. I figuren är inte spädningen inkluderat, vilket innebär att den verkliga antalskoncentrationen egentligen är cirka 200 gånger större.

	Antalsmedian (nm)	GSD <sup>4</sup> ( $\sigma_g$ )
Citydiesel, försök 1	540	1,8
Citydiesel, försök 2	450	1,8
EcoPar, försök 1	540	1,6
EcoPar, försök 2	-	-
Biodiesel 101	540	1,7
Lastpallar, försök 1	170	2,1
Lastpallar, försök 2	250	2,1
Tretexskivor <sup>5</sup>	120	1,7
Spånskivor	380	1,9

**Tabell 11.12** I tabellen anges medianstorleken med avseende på antalet uppmätta partiklar i brandgaserna (antalsmedian). Den geometriska diametern ( $\sigma_g$ ) är ett mått på bredden av partiklarnas storleksfördelning.

## 11.6 Slutsatser av provtagning

För att vidare kunna utreda eventuella effekter på omgivningen från utsläppen av räddningstjänstens brandövningar krävs fler undersökningar om vilka föroreningar som produceras under olika stadier i brandförloppet. Detta är intressant både vad gäller partiklar och andra toxiska föroreningar.

För att kunna göra bedömningar om när det ur miljö- och hälsosynpunkt är bättre att låta det brinna eller när det är lönt att släcka objektet krävs det att prover på brandgaser tas kontinuerligt eller under olika stadier i brandförloppet. För att undersöka vad som händer med utsläppen av toxiska föroreningar när de släpps ut i atmosfären skulle det vara idé att göra mätningar dels nära brandkällan och dels en bit ifrån. Särskilt partiklars egenskaper kan ändra sig mycket under transporten från brandkällan och ut i atmosfären.

Det skulle också vara intressant att ta luftprover efter att ett släckningsarbete ägt rum, både efter brandövningar och efter riktiga bränder. Brandövningar är intressanta eftersom de ofta ställs upp och röjs undan av servicepersonal som arbetar på övningsplatsen. Normalt sker detta utan fullgott andningsskydd. Exponeringen av framförallt partiklar förmodas vara ganska stor i detta arbetsmoment. På partiklarnas yta sitter dessutom ofta andra föroreningar som t.ex. PAH och isocyanater. Exponering av partiklar kan därför även medföra exponering av andra toxiska föroreningar.

<sup>4</sup> Geometrisk standard avvikelse, d.v.s. kvoten mellan diametern före 84 % kvartilen och diametern för nedre 16 % kvartilen av den kumulativa antalsfördelningen ( $d_{84\%}/d_{16\%}$ ).

<sup>5</sup> Bimodal med lika mycket massa för  $dp$  5-20  $\mu\text{m}$ , antalsmedian ca 12  $\mu\text{m}$ .

## 11.7 Felkällor för bestämning av utbytesdata

### 11.7.1 Beräkningar

Brandgasernas massflöde ut ur containern har beräknats med hjälp av ekvation 4.1. Denna ekvation är giltig så länge det finns ett brandgaslager i rummet. Brandgaslagrets mäktighet har antagits vara konstant under hela försökstiden, vilket inte är sant. Uppmätt tjocklek på lagret gäller när steady-state, d.v.s. jämvikt, infunnit sig och brandgaslagrets tjocklek inte förändras med tiden. I försöken med de vätskeformiga bränslena uppnåddes steady-state efter kort stund och brandgaslagrets tjocklek var sedan konstant under hela brandförloppet. Vid försöken med de fibrösa materialen såg brandförloppet annorlunda ut och brandgaslagrets tjocklek varierade över tiden. Detta har påverkat det beräknade massflödet av brandgaser ut ur containern under brandförloppet. I själva verket varierade brandgaslagrets tjocklek med tiden.

Ett annat fel som uppstod till följd av antagandet om ett konstant brandgaslager under hela brandförloppet, var att det i några av diagrammen i Appendix D ser ut som att det redan innan branden börjar fanns ett massflöde ut ur containern. Exempelvis kan detta ses i diagram D.6 i Appendix D. Beroende på att temperaturen i containern i början av några av brandförsöken varit högre än omgivningens temperatur,  $T_{\text{luft}}$  i ekvation 4.1, har detta också bidragit till ett felaktigt massflöde ut ur containern vid/innan start. Den högre temperaturen i containern beror på den återstrålande effekten från containerväggarna som uppstår efter tidigare genomförda brandförsök i containern.

### 11.7.2 Mätningar

Ett problem som uppstod i samband med provtagningarna var att instrumenten som användes inte klarade av den låga temperaturen i den omgivande luften. Under dagarna då försöken genomfördes låg temperaturen runt  $-5^{\circ}\text{C}$ . Även om uppvärmning skedde i bilen där instrumenten stod fungerade instrumenten dåligt. Särskilt CPC:n var känslig, eftersom den kräver en viss arbetstemperatur för att kunna skapa den mättade atmosfär som krävs för att partiklar ska kunna växa och sedan detekteras.

Provtagningarna gjordes nära öppningen. Detta kan ha påverkat koncentrationerna av de uppmätta förbränningsprodukterna och partikelkoncentrationerna i brandgasen. Viss spädning av brandgasen kan ha skett vid öppningen genom inblandning av omgivande luft. Syrehalten i alla försöken låg på strax under 21 procent. Frågan är om denna halt skulle ha varit lägre om provtagningarna gjorts närmre brandkällan. Temperaturmätningarna på termoträd A kan också ha påverkats av inkommande luft och visat på lägre temperaturer i brandgaslagret.

I samband med försöken med lastpallar korkade insuget igen och det blev totalstopp. Vid senare mätningar mättes inflödet före och efter försöken och



då visade det sig att inflödet ändrade sig med tiden. Som exempel kan nämnas att under lastpallar, försök 2 var flödet i insuget från containern innan provtagningen 3,4 l/min medan det efter provtagningen hade minskat till 1,6 l/min. Spädningen av brandgaserna beror av flödet in i provtagningsmunstycket. Storleken på spädningen beräknades med hjälp av försök i labb efter genomförda mätningar genom att använda samma inställningar på mätutrustningen som använts under provtagningarna i containern. Eftersom inflödet inte var konstant under försöken antogs ett ”medelflöde”. Spädningsfaktorn kan därför ha blivit något missvisande. Troligt är att spädningen vid försöken av de fibrösa materialen var större än den senare framtagna spädningen. Detta har dock försökt att korrigeras genom att lägga på en lite större spädning för mätningarna på de fibrösa materialen. För att undvika igensättning av provtagningsmunstycket vid ytterligare mätningar gjordes SMPS- och APS-mätningarna stötvis under efterföljande försök. Dessutom rengjordes rören mellan varje mätning.

Vad gäller mätningarna av koldioxid och kolmonoxid var mätinstrumentet inte avsett för att lagra mätvärden i en dator, utan instrumenten var egentligen direktvisande. Resultatet från mätningarna kan därför se ut att vara mer exakta än vad de egentligen är. Detta har också gjort att i resultaten från försöken anges mätvärden på koldioxid på upp till 13 procent när instrumentet egentligen bara kan mäta halter upp till 10 procent.

### 11.7.3 Analysmetoder och mätutrustning

De använda instrumentens mätnoggrannhet bedöms vara av liten betydelse i förhållande till de övriga osäkerheter som råder i samband med genomförda brandförsök. Yttre omständigheter som t.ex. att flödet in i provtagningsmunstycket till SMPS- och APS-mätningarna ändrades med tiden, har haft större inverkan på resultaten.



## 12 Riskvärdering

*I följande kapitel förs en diskussion över resultat som framkommit under arbetets gång och vilka risker de innebär med avseende på miljö och hälsa. Tanken är att kapitlet ska utgöra en övergripande riskbedömning där identifierade miljö- och hälsorisker värderas i förhållande till de nationella miljö kvalitetsmålen och gränsvärden för olika föroreningar i luft. De miljö- och hälsorisker som avses är sådana risker som kan förekomma i samband med räddningstjänstens övningsverksamhet. I riskvärderingen används både kvalitativa och kvantitativa uppskattningar.*

### 12.1 Egenskaper hos olika bränslen

#### 12.1.1 Fibrösa bränslen

Det vanligaste bränslet vid brandövningar är **trä**, vanligen i form av **lastpallar**. Andra vanliga träbaserade material är **tretex**- och **spånskivor**. Fördelen med de fibrösa materialen ur miljösynpunkt är att de är förnybara energikällor. Vid förbränning ger de därför inget nettotillskott av koldioxid till atmosfären. Cirka 70 procent av de totala koldioxidutsläppen från räddningstjänstens brandövningar kommer från förnybara energikällor. Förbränningen av träbaserade material ger dock stora partikelemissioner, i storleksordningen 0,015 kg/kg förbränt material. Förbränning av spånskivor genererar förutom partiklar, även stora mängder hälsofarliga isocyanater, vilket behandlas mer ingående i avsnitt 12.2.9.

#### 12.1.2 Fossila bränslen

**Flygfotogen**, **bensin** och **diesel** är några vanliga fossila bränslen som används vid räddningstjänstens brandövningar. De bidrar alla till växthuseffekten och genererar vid förbränning dessutom en del sot och partiklar som kan ge negativa effekter på miljö och hälsa. Bränslena har potential till produktion av PAH och VOC vid förbränning, särskilt vid låg syretillgång och låg temperatur. Vid ett eventuellt utsläpp till mark och vatten vid hantering av produkterna ger bränslena toxiska effekter på miljön. Dessutom är de ofta svårnedbrytbara och kan därför ackumuleras i naturen (Svenska Shell, 2004).

**Citydiesel** består av miljöklassad diesel, diesel av miljöklass 1. Bränslet används i dag som drivmedel till fordon på Räddningsverkets skolor och som bränsle vid en del räddningstjänsters brandövningar. Bränslet bryts dåligt ned i naturen och det finns risk för att det kan bioackumuleras vid eventuellt spill (Svenska Shell, 2004). Räddningsverkets skolor vill undersöka möjligheten att byta ut Citydieseln mot ett annat bränsle, **EcoPar**. EcoPar är ett nytt bränsle som hittills ännu bara testats inom skogsindustrin i någon större skala. Bränslet tillverkas idag ur naturgas, men det är också möjligt att framställa EcoPar ur förnybara källor såsom träflis, biomassa och biogas och annat kolinnehållande material. Benämningen på bränslet blir då istället **BioPar**. I undersökningar som genomförts i testmiljö med EcoPar som drivmedel i fordon avsedda för skogsarbete, har bränslet

visat sig släppa ut 30 till 90 procent lägre halter av luftföroreningarna kolmonoxid, kväveoxider, svaveldioxid och kolväten jämfört med diesel av miljöklass 1 (Sveaskog, 2004). EcoPar antas vara biologiskt nedbrytbart och måttligt giftigt vid utsläpp i mark och vatten (Oroboros AB, 2004). I framtiden kan det bli möjligt att använda det förnybara bränslet BioPar istället, vilket skulle minska utsläppen till atmosfären vid förbränning i samband med brandövningar. Bidraget av växthusgaser till i atmosfären skulle därmed också kunna reduceras.

Fördelen med **gasol** jämfört med andra fossila bränslen är att gasen inte är lika förorenad. Detta innebär att utsläppen vid förbränning av gasol blir betydligt renare och det genereras mindre mängder sot och partiklar än vid förbränning av t.ex. diesel. Nackdelen med gasol är att det är ett fossilt bränsle och därför bidrar till den globala växthuseffekten. Förvaringen av gasen är av säkerhetsskäl inte heller helt enkel, eftersom den måste hållas under högt tryck i tuber för att förbli i flytande form. En viss säkerhetsrisk med gasol finns därför alltid.

### 12.1.3 Övriga bränslen

Ett bränsle som ofta används vid brandövningar är **Biodiesel 101** som är en blandning mellan diesel av miljöklass 1 och förnybar **rapsmetylester**. Rapsmetylestern är varken flyktig, giftig, allergiframkallande eller cancerogen. Vidare är rapsmetylestern biologiskt nedbrytbar och tas omhand av mikroorganismer i marken inom en vecka vid spill i naturen (Svenskt Gastekniskt Center AB, 2003). Det är okänt hur stor andel av den Biodiesel 101 som idag används av räddningstjänsterna vid brandövningar som utgörs av rapsmetylester. Biodiesel 101 antas övervägande utgöras av ickeförnybar diesel och namnet är därför missvisande. Ur hälsosynpunkt verkar Biodiesel 101 irriterande på ögon och andningsvägar. Vid spill i naturen finns risk för förorening av mark och vatten (Fred Holmberg & Co AB, 2003).

De bränslen som i övrigt används i samband med räddningstjänstens brandövningar är **etanol**, **propylalkohol**, **tändvätska** och **aceton**. Dessa bränslen är generellt ganska rena och används i så små mängder att de inte anses utgöra någon större risk, varken ur miljö- eller hälsosynpunkt. Vid brandövningar används ofta **halm** och **rökvätska** för rökproduktion. Användningen av dessa produkter är begränsad, varför det inte anses ha någon betydande miljöpåverkan. Eftersom de rökalstrande materialen producerar mycket partiklar, bör hälsoaspekter beaktas för dem som arbetar i denna miljö utan andningsskydd. Vid brandövningar förekommer det att det också används madrasser och däck. Dessa båda bränslen genererar stora mängder toxiska produkter vid förbränning. Det borde ses över om det är nödvändigt att använda dessa typer av bränslen vid brandövningar eftersom användningen innebär stora miljö- och hälsorisker.

### 12.1.4 Slutsatser kring räddningstjänstens bränsleanvändning

Vad gäller bränsleanvändningen vid räddningstjänstens brandövningar är det svårt att säga vilket bränsle som är att föredra framför andra. Klart är att

användningen av spånskivor idag är relativt vanligt, trots medvetenheten om vilka hälsorisker som användningen genererar. För att få en säkrare arbetsmiljö, både för servicepersonalen på övningsfälten och för brandmännen, skulle det vara **önskvärt att byta ut spånskivor mot ett alternativt bränsle** som t.ex. tretexskivor. Användningen av spånskivor kan ibland vara motiverad ur brandtekniska aspekter för att få ett mer verklighetstroget brandförlopp. Då spånskivor används vid brandövningar bör andningsskydd användas särskilt noggrant, även av dem som är åskådare till övningen eller som senare ska avlägsna brandresterna från genomförd övning.

För att minska utsläppen av koldioxid från räddningstjänstens brandövningar bör **förnybara bränslen användas framför fossila bränslen**. Idag används stora mängder trä vid brandövningar, men även en hel del fossila bränslen som t.ex. diesel av olika slag, gasol och naturgas. I framtiden kan det fossila bränslet EcoPar komma att ersätta dagens dieseltyper om bränslet visar sig vara bättre ur miljösynpunkt.

Det går inte att dra några slutsatser från genomförda försök i container om huruvida EcoPar är bättre att använda vid brandövningar än nuvarande dieselbränslen. Försök har endast genomförts en till två gånger och det ligger stora osäkerheter i resultaten. En annan produkt som är en motsvarighet till EcoPar är BioPar. BioPar är ett förnybart bränsle med samma egenskaper som EcoPar men bidrar inte till växthuseffekten.

Andra faktorer som också bör beaktas vid val av bränsle är hur transporterna av bränslet sker till övningsplatserna. Är det ett rent bränsle, men som transporteras på ett sådant sätt att dess miljövinster försvinner p.g.a. nedsmutsning under transporten är det inte säkert att det lönar sig att använda bränslet ur miljösynpunkt. Däremot kan det vara positivt ur ett lokalt perspektiv, eftersom effekterna på omgivningen kan bli mindre påtagliga.

Det kan också konstateras att **av de fossila bränslena är gasol det bränsle som är minst förorenat** av andra ämnen och vid brandövningar och förbränning därför genererar mindre mängder utsläpp av andra toxiska föroreningar. Gasen består uteslutande av propan och butan, d.v.s. kol och väte, och vid förbränning bildas därför i huvudsak koldioxid och vatten samt små mängder kolmonoxid.

## 12.2 Negativa effekter på miljö och hälsa

De årliga utsläppen från räddningstjänsternas och Räddningsverkets skolors brandövningsverksamhet har beräknats med utgångspunkt från den uppskattade bränsleförbrukningen och den utbytesdata som anges i litteraturen. I tabell 12.1 redovisas storleken på utsläppen från brandövningar i förhållande till de totala utsläppen i Sverige från andra källor och utsläppen från olycksbränder under ett normalår.

	Övnings- bränder (ÖB)  (ton)	Totalutsläpp i Sverige  (ton)	Olycks- bränder  (ton)	ÖB andel av totalutsläpp  (%)	ÖB andel av olycks- bränder  (%)
<b>Koldioxid</b>	8 475	51 000 000	20 000	0,017	42
<b>Kolmonoxid</b>	48	789 000	500	0,006	10
<b>Kväveoxider</b>	9	240 000	40	0,004	23
<b>Vätecyanid</b>	-	-	-	-	-
<b>Svaveldioxid</b>	8	44 000	100	0,018	8
<b>VOC</b>	47	230 000	(13-) 200	0,020	24
<b>PAH</b>	3	-	(2-) 12	-	25
<b>Sot/partiklar</b>	107	>14 000	1 000	0,8	11
<b>Isocyanater</b>	0,5	-	-	-	-
<b>Tungmetaller</b>	-	-	-	-	-
<b>Dioxiner</b>	68 ng TEQ	-	-	-	-

**Tabell 12.1** Tabellen visar en sammanställning av uppskattade utsläppsmängder från olika källor under ett år i Sverige. Utsläppskällorna utgörs av olycksbränder, övningsbränder och totalutsläpp från flera stora källor som t.ex. trafik och värmeproduktion.

För att få en uppfattning om hur stora utsläpp som sker i samband med övningsbränder skulle ett mått på utsläppen kunna vara antalet mil en bil kan köra för att generera samma utsläppsmängder. I exemplet har kväveoxidutsläppet från brandövningar använts som referensutsläpp. Utsläppet av kväveoxider från bilen uppskattas till 0,6 g/km (VTI, 2004). Ett utsläpp på 40 ton skulle motsvara en sträcka på  $7 \cdot 10^6$  mil med bilen. Med antagandet att en bil kör 1 500 mil under ett år motsvarar de årliga utsläppen från brandövningar i Sverige bilkörning av 4 500 bilar under ett år.

Totalutsläppen i tabell 12.1 är uppskattningar från naturvårdsverket för år 2001 (Naturvårdsverket, 2003). I utsläppen är de stora källorna medräknade, varav de mest betydande bl.a. kommer från trafik, industrier och energiproduktion.

I uppskattningarna av utsläppen från övningsbränder ligger en del osäkerheter. Utbytesdatan som använts vid utsläppsberäkningarna är framtagen i småskaliga försök och därför inte direkt applicerbar för övningsbränder. Resultaten av den uppmätta utbytesdatan har dock visat att det går att använda utbytesdatan från litteraturen för att kvantifiera utsläppen till luft från brandövningar. Dessutom har det visat sig att utsläppen vid förbränning av rena bränslen som trä och raffinerade

petroleumprodukter inte beror av storleken på branden, vilket är närmare beskrivet i kapitel 5.

Utsläppen från olycksbränder till atmosfären är mycket osäkra. I kapitel 5 beskrivs närmare hur utsläppen från olycksbränder är uppskattade. Utsläppen från olycksbränder har beräknats med hjälp av utbytesdata från litteraturen som är framtagen ur småskaliga försök under välventilerade brandförhållanden. Vid varje småskaligt försök har endast ett bränsle testats åt gången. Vid riktiga bränder däremot är det betydligt större materialmängder som brinner samtidigt som det är många olika material med olika toxiska egenskaper som förbränns. Toxiciteten beror i hög grad på vilka förorenande ämnen materialen innehåller. Dessutom är syretillgången begränsad vid olycksbränder vilket ytterligare bidrar till en större produktion av toxiska föroreningar. Utsläppen från olycksbränder förmodas vara kraftigt underskattade.

### 12.2.1 Koldioxid

Det årliga utsläppet av koldioxid från räddningstjänstens och Räddningsverkets skolors brandövningar ligger på omkring 8 500 ton. De beräknade utsläppsmängderna av koldioxid ger inte något betydande nettotillskott av gasen till atmosfären, eftersom 70 procent av utsläppen kommer från förnybara källor. Räddningstjänsten bör ändå sträva efter att i så stor utsträckning som möjligt använda förnybara bränslen. Gasen är ganska långlivad i atmosfären och har en uppehållstid på mellan 50 och 200 år. Utsläppen kommer därför att finnas kvar i atmosfären även lång tid efter att utsläppet ägde rum. Vid en jämförelse mellan de 8,5 kiloton koldioxid som släpps ut vid övningsbränder och det totala utsläppet från olycksbränder som för år 1990 uppskattades till 20 kiloton kan det konstateras att övningsbränder bidrar med en ganska stor andel av det totala koldioxidutsläppet från olycksbränder.

Ur hälsosynpunkt utgör exponering av koldioxid ingen direkt hälsorisk, eftersom det krävs höga halter för att allvarliga effekter ska uppstå. Gränsvärdena för koldioxid i arbetsmiljön uppgår till 9000 mg/m<sup>3</sup> luft (NVG) och 18000 mg/m<sup>3</sup> (KTV). Vid genomförda försök i container med vätskeformiga bränslen uppmättes koldioxidhalter på 12 000 mg/m<sup>3</sup> i brandröken i containern. Det används så gott som alltid fullgott andningsskydd vid brandövningar, varför exponeringen i arbetsmiljösammanhang blir väldigt liten.

### 12.2.2 Kolmonoxid

Utsläppsmängderna av kolmonoxid från övningsbränderna uppgår till 48 ton under ett år och utsläppen bedöms ha en försumbar påverkan på den totala halten av kolmonoxid i atmosfären. Därför utgör gasen ingen större miljö- eller hälsorisk. Gasen försvinner efter relativt kort tid i atmosfären, vanligen mellan 1 och 3 månader. Höga halter kolmonoxid i brandgaserna är ett resultat av ofullständig förbränning och är därför ett tecken på att andra toxiska föroreningar också bildas i branden.

Kolmonoxid utgör främst en hälsorisk för personer som arbetar i miljöer där höga kolmonoxidhalter förekommer. De hygieniska gränsvärdena för kolmonoxid uppgår till 40 mg/m<sup>3</sup> luft (NVG) respektive 120 mg/m<sup>3</sup> luft (KTV). I samband med provtagningarna i containern uppmättes kolmonoxidhalter i brandröken på omkring 250 mg/m<sup>3</sup> för de vätskeformiga bränslena. Denna halt är betydligt högre än de uppsatta hygieniska gränsvärdena. Ur arbetsmiljösynpunkt bedöms kolmonoxid inte utgöra någon särskild hälsorisk eftersom fullgott andningsskydd normalt används vid vistelse i brandrum. Närvaron av gasen kan tillsammans med andra toxiska gaser och föroreningar öka den totala toxiska effekten genom synergistisk samverkan.

### 12.2.3 Kväveoxider

Genereringen av kväveoxider bidrar till ohälsa i omgivningens befolkning främst genom att irritera andningsorganen. Negativa miljöeffekter som följer av utsläpp av kväveoxider är försurning och bildning av marknära och stratosfäriskt ozon. Det årliga utsläppet av kväveoxider till atmosfären från räddningstjänstens brandövningar ligger någonstans mellan 6 och 7 ton. Inkluderas även Räddningsverkets fyra skolor hamnar utsläppen av kväveoxider istället på cirka 9 ton. År 1990 uppskattades de totala utsläppen av kväveoxider i Sverige till 320 kiloton och från olycksbränder låg motsvarande utsläpp på 40 ton. Jämfört med de totala utsläppen av kväveoxider i Sverige är utsläppen från räddningstjänsterna och Räddningsverkets skolors verksamhet försumbara. De utgör endast någon promille av totalutsläppet. Jämfört med utsläpp i samband med olycksbränder utgör utsläppen dock en relativt stor del på knappt 20 procent av det totala utsläppet som kan förknippas med bränder.

För att uppskatta hur stora koncentrationer av kväveoxider är på olika avstånd från en brand simulerades utsläppen av kväveoxider från en varm rökövning på Malmö Brandkårs övningsplats Barbara. Bränsleåtgången vid en varm rökövning i Malmö uppgår till cirka 94 lastpallar och 30 liter Biodiesel 101 (Lindh, J.-I., 2003). Utsläppet av kväveoxider till atmosfären beräknades med hjälp av de utbytesdata som används i tidigare beräkningar av den totala emissionen av kväveoxider till atmosfären från räddningstjänstens brandövningar. Beräkningarna är gjorda med ett uppskattat utsläpp av kväveoxider på 2 kilo per timme. Rökvolymen från rökhuset uppskattades till 3,5 m<sup>3</sup>/s och utsläppshöjden sattes till skorstenhöjden 1 meter över markhöjd och diametern på skorstenen sattes till 4 meter. Diametern 4 meter uppskattades genom att öppningen på en container är omkring 2 meter bred och att det i anslutning till Malmö Brandkårs rökhuis finns två containrar ur vilka det sker utsläpp av brandrök. Spridningsberäkningarna i figurerna 12.1 och 12.2 gjordes för fyra olika tidpunkter under två dagar den 17 och 18 februari, 2003. Skillnaderna på rökplymens utbredning i de olika bilderna beror på meteorologiska variationer såsom vindhastighet, vindriktning och skiktning. Hur meteorologiska förhållanden påverkar spridning och transport för utsläpp i atmosfären finns beskrivet mer utförligt i kapitel 8.





**Figur 12.1** Figuren visar spridningsberäkningar av halten kväveoxider 1 meter över markhöjd från en varm rökövning på Malmö Brandkårs övningsplats Barbara i Malmö. Spridningsberäkningarna gjordes vid två olika tidpunkter under 2003-02-17. Skillnaderna i de två bilderna beror på meteorologiska variationer över dygnet.

Beräkningarna i figurerna 12.1 och 12.2 är gjorda i simuleringsprogrammet EnviMan. Det är ett datorprogram avsett för spridningsberäkningar av luftföroreningar från olika utsläppskällor. Programmet används av miljöförvaltningen i Malmö för att kartlägga utsläpp från olika utsläppskällor som t.ex. biltrafik.

Skillnaderna på plymens utseende i de två figurerna beror på meteorologiska variationer över dygnet. Simuleringarna kan ses som schematiska och skulle kunna appliceras på alla föroreningar som släpps ut i samband med brandövningar. Utsläppsbilden och spridningen av övriga förbränningsprodukter som bildas vid i samband med förbränning kan antas se ut på samma sätt, fast med andra koncentrationer i rökplymen.



**Figur 12.2** Figuren visar spridningsberäkning av halten kväveoxider från en varm rökövning på Malmö Brandkårs övningsplats Barbara. Spridningsberäkningarna gjordes vid två olika tidpunkter under 2003-02-18. Skillnaderna i de två bilderna beror på meteorologiska variationer över dygnet.

Figureerna 12.1 och 12.2 visar att halterna av kväveoxid i rökplymen från en brandövning av typen varm rökövning kan uppgå till mellan 10 och 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vid ogynnsamma väderförhållanden kan rökplymen passera tätbebyggt område och exponera de som bor i närheten av övningsplatsen. Medelvärdet av den uppmätta bakgrundshalten av kväveoxid i Malmö ligger omkring 15 till 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I området ligger också en starkt trafikerad motorväg som utgör en viktig transportled för tunga fordon. Denna väg kan under vissa perioder på dagen bidra med kväveoxidhalter uppemot 20 till 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det kan nämnas att den naturliga bakgrundshalten för kväveoxider i Sverige ligger på omkring 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Gustafsson, S., 2004). Ett ytterligare bidrag på 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  skulle innebära att de verkliga kväveoxidhalterna i plymen för brandrök vid vissa enstaka tillfällen skulle kunna uppgå till 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Kväveoxider är ett samlingsnamn för kvävemonoxid, kvävedioxid och dikväveoxid.

Enligt gällande miljö kvalitetsnormer bör halten kvävedioxid inte överstiga 90  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  satt som timmedelvärde. Motsvarande halter för ett dygn är 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och för medelvärdetiden ett år är gränsen satt till 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Som skydd för miljön bör halterna av kvävedioxid inte överskrida 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det framtida målet som ska vara uppnått år 2010 innebär att halterna inte ska överskrida 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmedelvärde. Det maximala timmedelvärdet får då uppgå till högst 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ur arbetsmiljösynpunkt är gränsvärdena för kvävedioxid 4  $\text{mg}/\text{m}^3$  (NVG) respektive 10  $\text{mg}/\text{m}^3$  (TGV).

Vid de tillfällen varm rökövning genomförs på Malmö Brandkår kan betydande halter av kväveoxider i omgivningen uppnås. Halterna beror dock

inte enkom av räddningstjänstens övningsverksamhet. Det är ändå viktigt att alla bidragande faktorer beaktas. De utförda simuleringarna är ganska grova, men ger ändå en indikation på att det lokalt i närheten av brandövningsplatser kan uppstå höga halter av olika luftföroreningar i omgivningen. Om och i sådana fall vilka effekter dessa förhöjda halter skulle ha på omgivningen behandlas inte här. Det kan bara konstateras att fler lokala undersökningar på enskilda objekts påverkan på omgivningen skulle vara önskvärt, både vad gäller utsläpp till atmosfären och till mark och vatten. Påverkan på omgivningen är särskilt intressant eftersom det övervägande antalet brandövningsplatser är belägna mellan 1 och 3 kilometer från tätbebyggt område eller naturmiljö.

#### 12.2.4 Vätecyanid

Utbytesdata för vätecyanid har inte funnits tillgänglig i litteraturen. Inga egna mätningar har inte heller gjorts. Vätecyanid utgör främst en hälsorisk. Utsläppen av gasen i samband med brandövningar bedöms vara mycket små. Föreningen innehåller en del kvävemolekyler i sin kemiska struktur och det är främst då kväveinnehållande material som t.ex. spånskivor förbränns som gasen bildas. Det är inte undersökt i hur stor grad servicepersonal och andra anställda exponeras för vätecyanid i arbetsmiljön på brandövningsplatser.

#### 12.2.5 Svaveldioxid

Utsläppen av svaveldioxid från räddningstjänstens och Räddningsverkets skolors brandövningar uppskattas årligen till omkring 8 ton. För att svaveldioxid ska bildas vid förbränning krävs ett svavelinnehållande bränsle, eftersom luften inte innehåller några större mängder svavel. De bränslen som används vid räddningstjänstens brandövningar utgörs främst av trä och lätta petroleumbränslen med lågt svavelinnehåll. Utsläpp av svavelföreningar i samband med räddningstjänstens brandövningar anses därför vara försumbara. Utsläppen bedöms därför inte påverka de delmål riksdagen satt upp för halterna av svaveldioxid i luft inom ramen för miljö kvalitetsmålet Frisk luft. Årsmedelvärdet för svaveldioxid får enligt detta delmål inte överstiga 5 µg/m<sup>3</sup>. Delmålet gäller alla kommuner i Sverige och ska vara uppfyllt år 2005.

#### 12.2.6 VOC

Sverige har som mål att minska utsläppen av VOC och år 2010 ska utsläppen inte överstiga 241 000 ton per år. I detta perspektiv är det totala utsläppet från olycksbränder i byggnader och räddningstjänsternas verksamhet på 250 ton ganska litet i förhållande till de totala utsläppsmängderna från andra källor. Utsläppen har därför inte heller någon större påverkan på de uppsatta nationella miljö kvalitetsmålen. Ur hälsosynpunkt verkar VOC irriterande på andningsvägarna. Föreningarna ingår också som en komponent vid bildningen av fotokemisk smog. Utsläppen från brandövningar skulle eventuellt kunna ge lokala effekter.

### 12.2.7 PAH

Utsläppen av PAH från brandövningar uppskattas årligen till omkring 3 ton. Uppgifter om storleken på de totala årliga utsläppen av PAH är i Sverige har inte funnits tillgängliga varför det är svårt att göra en jämförelse med hur stora utsläppen från räddningstjänsten är i förhållande till andra utsläppskällor. Jämfört med utsläppen av andra föreningar i förhållande till de totala utsläppen skulle en rimlig gissning vara att utsläppen av PAH från brandövningar utgör mellan 0,01 och 0,1 procent av det totala utsläppet från andra källor.

PAH är svårnedbrytbara organiska föreningar och kan därför bioackumuleras i naturen och så småningom ge effekter på högre trofinivåer i ekosystemen. Föreningarna utgör också en påtalad hälsorisk genom att de kan orsaka cancer.

### 12.2.8 Sot och Partiklar

Det totala utsläppet av partiklar från brandövningar uppgår årligen till drygt 100 ton. Andelen av de totala partikelemissionerna från andra källor som utgörs av partikelutsläpp från olycksbränder uppgår till hela 8 procent. Detta är betydligt mer än motsvarande andel för emissioner av andra föroreningar som släpps ut i samband med bränder. Enligt uppskattningar från år 1990 släppte vägtrafiken ut 9 000 ton partiklar och stationära förbränningsanläggningar omkring 4 000 ton. Det finns naturligtvis fler utsläppskällor, t.ex. hushållens vedeldning och olika industriella processer. Faktum kvarstår dock att bränder, framförallt olycksbränder, står för en betydande del av de totala partikelutsläppen i Sverige.

Utsläppen i samband med räddningstjänstens brandövningar förmodas framförallt ge lokala effekter på omgivningen och även de som arbetar i dessa miljöer. Förutom att partiklarna i sig kan ge effekter på klimat och hälsa bidrar de även till en ökad exponering av andra toxiska föroreningar som bildas vid bränder. Dessutom kan partiklar bidra med en effektivare långväga transport av toxiska föroreningar som t.ex. PAH och därför också bidra till negativ påverkan på mer än lokal nivå. Förekomsten av sot och partiklar på brandövningsplatser är påtaglig. Det är särskilt de mindre, inandningsbara fraktionerna med en diameter ner mot 1 µm som är av störst betydelse för hälsan. Dessa partikelfraktioner kan deponeras i de nedre delarna av luftvägarna och orsaka skada. Partiklarna kan bidra till en ökad exponering andra toxiska föroreningar som t.ex. PAH genom att bära med sig dessa på ytan. I de genomförda provtagningarna på partiklar i brandgas visade det sig att storleken på de partiklar som genereras från bränder med vätskeformiga bränslen ligger på omkring 0,5 µm. Motsvarande storlek för partiklar i försöken med de fibrösa materialen hamnade på 0,2 µm. För dessa fraktioner är sannolikheten för att de ska deponeras i luftvägarna mellan 0,1 och 0,2 enligt figur 6.2 i kapitel 6. Storleken på genererade partikelfraktioner varierar under brandförloppet. I det tidiga brandförloppet bildas en större mängd små partiklar. Vid fullt utvecklad brand är partiklarna större och färre till antal, beroende på att de slås ihop till större

agglomerat. Den totala massan partiklar är dock konstant under brandförloppet.

De uppmätta partikelhalterna överskrider de uppsatta miljö kvalitetsnormerna även om hänsyn inte tas till spädning. Enligt gällande miljö kvalitetsnormer för partiklar i utomhusluft får halten inte överskrida 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  luft per dygn. I brandgasen uppmättes partikelkoncentrationer på 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  luft utan spädning. Den verkliga koncentrationen är egentligen 30 000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  luft.

### 12.2.9 Isocyanater

Från övningsbränder släpps det årligen ut cirka 0,5 ton isocyanater. Utsläppen av isocyanater utgör ingen större miljörisk eftersom föreningarna snabbt bryts ner i atmosfären. Ur arbetsmiljösynpunkt utgör isocyanater däremot ett hälsoproblem för de personer som arbetar i miljöer där det kan ske exponering av isocyanater.

Räddningsverket genomförde år 2000 en arbetsmiljöutredning för att undersöka hur servicepersonal och brandmän exponeras för isocyanater i samband med brandövningar där material innehållande isocyanater förekommer. De övningar som undersöktes var brand i container med spånskivor som en del av de ingående bränslekomponenterna, bilbrand ute och bilbrand i garage. Förutom att mäta koncentrationen av isocyanater i luften vid och omkring övningsplatsen, togs även blodprov och urinprov på personalen som var med vid övningstillfällena. Personalen vid övningsplatsen utgjordes dels av den servicepersonal som ställer upp och plockar undan brandövningen och dels av de brandmän som genomförde själva övningen. Resultatet av studien visade att servicepersonal som arbetade på övningsplatsen utan andningsskydd exponerades för isocyanater. I de fall där fullgott andningsskydd användes skedde däremot ingen påvisbar exponering (Häggroth, T., et al, 2000).

I den genomförda enkätundersökningen framgår det att spånskivor används som bränsle i ganska hög utsträckning i samband med brandövningar vid många av landets räddningstjänster. Enstaka räddningstjänster använder uteslutande spånskivor, medan många kombinerar spånskivor med annat bränsle, t.ex. lastpallar eller gasol. Anledningen till att spånskivor används trots de kända hälsoriskerna är att de anses ge ett mer verklighetstroget brandförlopp, samtidigt som förloppet ofta går långsammare och därför är lättare att följa. Detta är en fördelaktigt framförallt i utbildningssyfte.

I samband med brandövningar är det vanligt att andningsskydd avlägsnas strax efter genomförd brandövning. Vid brandövningar där det förekommer material som innehåller isocyanater kan exponering av isocyanater ske i samband med att andningsutrustning avlägsnas efter genomförd övning. I den genomförda studien påvisades höga halter isocyanater även strax utanför och en längre bit från containern i vilken brandövningen ägde rum. De gränsvärden som finns uppsatta för isocyanater i arbetsmiljösammanhang är ganska låga, 0,005 ppm (NVG) eller 0,01 ppm (TGV). I arbetsmiljöutredningen överskreds dessa gränser flera gånger även

utanför containern i vilken övningen med isocyanatinnehållande bränsle ägde rum (Häggroth, T., et al, 2000).

Faktum kvarstår att användningen av spånskivor i samband med brandövningar medför stora emissioner av isocyanater med exponering av personal som följd. Precis som inom många andra yrken slarvas det med rekommenderad skyddsutrustning, varför exponering av isocyanater kan förmodas ske i ganska stor omfattning. Särskilt stor risk är det för övningsplatsens servicepersonal, som sällan eller aldrig använder fullgott andningsskydd när de vistas i de miljöer som utgör potentiella källor för exponering. Dessutom blir exponeringen av isocyanater större vid inandning av partiklar.

### 12.2.10 Tungmetaller

Inga närmare undersökningar har gjorts på utsläppet av tungmetaller i detta arbete. Med utgångspunkt från genomförda litteraturstudier har det visat sig att resterna av organiskt material från förbränning misstänkas innehålla en del tungmetaller. Tungmetaller förekommer framför allt i brandrester i form av aska som till största delen utgörs av partiklar av oorganiskt material. Vid biomassförbränning, d.v.s. förbränning av trä, har det visat sig att de mindre partiklarna ( $d_a < 1 \mu\text{m}$ ) innehåller mellan 80 och 90 procent av den totala massan av de tre tungmetallerna zink, kadmium och bly (Szpila, A., et al, 2003). Eftersom det är samma material som används vid brandövningar (trä) kan det misstänkas att innehållet av tungmetaller i de mindre partikelfraktionerna ser ut på samma sätt för de partiklar som genereras i samband med brandövningar och där träbaserat bränsle används.

Inhållet av tungmetaller i brandrester eller partiklar bidrar ytterligare till en potentiell miljö- och hälsorisk. I partikelform kan metallerna transporteras längre sträckor innan de deponeras. Dessutom finns risk för att lokala effekter ska uppstå.

### 12.2.11 Dioxiner

Från övningsbränder släpps det årligen ut omkring 35 ng TEQ. Motsvarande utsläpp från Räddningsverkets skolor har uppskattats till 32 ng TEQ. Detta ger ett totalt dioxinutsläpp på 72 ng TEQ. I förhållande till det totala utsläppet av dioxiner till luft som idag uppskattas till omkring 50 g per år (Marklund, S., 2004) är utsläppen från brandövningar mycket små, storleksordningen  $10^9$  gånger mindre.

Dioxiner är mycket toxiska föreningar och genereras vid ofullständig förbränning vid temperaturer mellan  $250^\circ\text{C}$  och  $650^\circ\text{C}$ . Vid räddningstjänstens brandövningar används förhållandevis rena bränslen och utsläppen av dioxiner bedöms därför inte vara något större problem. Vid olycksbränder däremot är de material som brinner i regel mer förorenade av olika ämnen som t.ex. klor. Bränslets egenskaper i kombination med dålig ventilation så produceras sannolikt större mängder dioxiner vid bränder i samband med olyckor än vid övningsbränder

## 12.3 Miljömålen och ekologisk hållbar utveckling

Utsläppen till atmosfären från räddningstjänstens och Räddningsverkets skolors brandövningar är genomgående små i förhållande till andra utsläppskällor och kan därför försummas ur ett globalt perspektiv. Utsläppen har mycket liten påverkan på de uppsatta nationella miljömålen. Inkluderas olycksbränder i utsläppsuppskattningarna av de aktuella föroreningarna till atmosfären ser utsläppsbilden något annorlunda ut. Fortfarande kan utsläppen av de miljöpåverkande föroreningarna koldioxid, kolmonoxid, kväveoxid, svaveldioxid och VOC i princip försumma i ett större perspektiv. Utsläppen från övningsbränder förmodas dock ge lokala effekter på miljö och hälsa i närheten där själva olycksbranden eller brandövningen sker.

Vad gäller utsläppen av PAH är det mer osäkert för hur stor utsläppskälla bränder är i förhållande till andra källor. Antagligen rör det sig om samma förhållanden som utsläppen av de flesta andra föroreningar, d.v.s. 0,1 till 0,01 procent av det totala utsläppet.

En annan utsläppskälla från bränder som, jämfört med utsläpp från andra källor, inte kan anses vara försumbar är utsläppet av partiklar. Olycksbränder utgör uppskattningsvis 6 till 7 procent av den totala partikelemissionen till atmosfären i landet. Motsvarande andel för partikelutsläppen i samband med brandövningar ligger på 0,8 procent. Förutom att partiklar i sig är farliga bär de dessutom med sig andra toxiska föroreningar varav de allvarligaste är PAH. Partiklarna bidrar till en längre uppehållstid i atmosfären vilket ger en ökad spridning och exponering av omgivningen för de vidhäftande föroreningarna.

## 12.4 Räddningstjänstens miljöarbete

### 12.4.1 Dokumentation

Dokumentationen av övningsverksamheten är mycket dålig. I enkätundersökningen framkom det bl.a. att bränsleförbrukningen i samband med brandövningar sällan bokfördes och det saknades ofta skrivna dokument där sådana uppgifter var tillgängliga. Om inget annat så borde dokumentation av övningsverksamheten ske för att möjliggöra att räddningstjänsten själv kan kontrollera vilka faktiska bränslekostnader övningsverksamheten har. Samtidigt sker då också en dokumentation över vilka bränslemängder övningsverksamheten förbrukar. Denna dokumentation skulle kunna ligga till grund för både ekonomiska och miljömässiga besparingar.

### 12.4.2 Övningsrutiner

För att underlätta för räddningstjänsterna att miljöanpassa deras övningsverksamhet hade det varit önskvärt att Räddningsverket gav ut rutiner för hur genomförandet av och bränsleanvändning för några vanliga standardövningar skulle se ut. Det verkar som om en del räddningstjänster

genomför fler brandövningar än andra räddningstjänster i förhållande till räddningstjänstens och kommunens storlek. Genom att ge ut rekommendationer och rutiner för genomförandet av brandövningar och vilka bränslen som är att föredra framför andra skulle det vara möjligt att anpassa brandövningsverksamheten till att ge en så liten påverkan som möjligt på omgivningen. Exempel på några åtgärder är att byta ut användningen av spånskivor mot tretexskivor och att minska användningen av fossila bränslen såsom diesel, flygfotogen och gasol. Beroende på vilka behov som finns i kommunen där räddningstjänsten är verksam skulle det inom vissa ramar kunna vara upp till varje räddningstjänst att anpassa sin övningsverksamhet efter kommunens krav. Varje räddningstjänst skulle sedan med utgångspunkt från den egna verksamheten kunna göra korta beskrivningar över uppställning och bränsleanvändning för de brandövningar som genomförs. Härigenom skulle dokumentationen av övningsverksamheten och bränsleanvändningen kunna ske på ett smidigt sätt. Samtidigt som dokumentationen gör det lättare att gå igenom verksamheten. Detta är viktigt framförallt om förbättringar ska göras med avseende på miljö och hälsa.

En hjälp på vägen för att få räddningstjänsterna att i större utsträckning dokumentera övningsverksamheten med avseende på bränsleanvändning och genomförda övningar skulle vara att utforma ett enkelt dokument som är färdigt att fylla i. Räddningstjänsterna skulle i mån av egna behov kunna modifiera dokumentet så att det passade deras verksamhet. Ett färdigt dokument skulle kunna vara tidsbesparande för den enskilda räddningstjänsten och kanske också bidra till att dokumentation skulle ske överhuvudtaget.

### 12.4.3 Rening av utsläpp till luft, mark och vatten

I genomförd enkätundersökning visade det sig att kraven på anmälningsplikt av brandövningsverksamheten till kommunen för räddningstjänsterna runt om i landet skiljer sig åt. Egentligen borde så inte vara fallet, eftersom lagar och förordningar i grund och botten är desamma för alla. I mindre kommuner kan bristande resurser vara förklaringen till att en del räddningstjänster inte upplever att de måste anmäla övningar eller söka tillstånd för särskilda aktiviteter. I kommunerna är det miljöförvaltningen som har hand om tillståndshanteringen kring brandövningar. I mindre kommuner är antalet miljöinspektörer normalt färre och det finns andra prioriterade områden än att se till att räddningstjänsterna inte släpper ut förorenat släckvatten direkt till marken eller vattenledningssystemet.

I enkätundersökningen framkom att det framförallt var de större räddningstjänsterna som hade tillgång till oljeavskiljare för att rena förorenat släckvatten i samband med brandövningar. De större räddningstjänsterna har en större övningsverksamhet och genererar därför större mängder utsläpp. Det är idag enligt miljöbalken obligatoriskt att rena förorenat släckvatten som genereras vid brandövningar. Trots detta finns det en del räddningstjänster som inte har någon oljeavskiljare och släpper därför ut släckvatten direkt till mark och vatten. Skälet till detta anges vara att utsläppet av förorenat släckvatten är litet och införandet av en oljeavskiljare



skulle medföra orimligt höga kostnader. Investeringskostanden för en oljeavskiljare uppgår till mellan 30 000 kr och 45 000 kr (Alström, L., et al, 2001). Till detta kommer kostnader för att samla upp vattnet. Detta görs genom att hårdgöra en yta som förhindrar vattnet från att infiltrera marken. Andra kostnader som tillkommer är underhållskostnader bl.a. för tömning av oljeavskiljaren. Enligt rimlighetsprincipen i miljöbalkens andra kapitel ska åtgärden vara ekonomiskt försvarbar i förhållande till den nytta åtgärden genererar. I fallet med avsaknad av oljeavskiljare är det ibland försvarbart att inte ha oljeavskiljare eftersom utsläppen ofta är relativt små och de resurser som skulle kunna användas till införskaffandet av en oljeavskiljare därför gör bättre nytta på annat håll.

Idag sker i princip ingen rening av rökgaser i samband med räddningstjänstens brandövningar. Det har gjorts försök på några håll, men med dåligt resultat. Det är dyrt att installera rökgasrening jämfört med att installera en oljeavskiljare. Kostnaden för en rökgasrening med cykloner av enklare modell och med en reningskapacitet på 10 000 m<sup>3</sup> luft/timme ligger i grova drag någonstans runt 1 miljon kronor. Med ett el-filter skulle motsvarande rökgasrening istället kosta 5 miljoner kronor (Alström, L., et al, 2001). Dessutom krävs det tillräckligt stora byggnader och brandrum för att kunna samla upp gasen från större brandövningar. I enkätundersökningen angav en räddningstjänst att de planerade att bygga ett nytt rökhus och samtidigt installera en rökgasrenare. Tanken finns nog hos många räddningstjänster, men på grund av de höga kostnaderna är rökgasrening det inget alternativ. Rökgasrenare finns dock installerad på ett övningsobjekt på Räddningsverkets skola i Skövde.

#### 12.4.4 Övningsplats

I undersökningen framkom att de flesta räddningstjänsterna har sin övningsplats belägen nära tätbebyggt område. Oftast var avståndet från övningsplatsen till närmaste bebodda område mellan en och tre kilometer. Vid större brandövningar med större utsläpp är det därför risk för en betydande påverkan på omgivningen. I en del kommuner får räddningstjänsten inte genomföra vissa övningar vid ogynnsamma väderförhållanden och det finns risk att rökutsläppen kan störa omgivningen. Det förekommer också att räddningstjänsterna själva tagit initiativ att inte öva om det finns risk för att omgivningen ska störas. Detta är positivt och ännu ett bevis för att det finns en vilja att minska verksamhetens påverkan på omgivningen.

### 12.5 Osäkerhetsanalys

Enkätundersökningen hade en svarsfrekvens på hela 59 procent. Detta är en bra siffra och ger därför ett bra underlag för uppskattningen av den totala bränsleförbrukningen. De besvarade enkäterna motsvarar 29 procent av de 219 räddningstjänster som är verksamma i Sverige.

Den uppskattade utbytesdatan som beräknats ur provtagningarna på brandgas i container stämde väl överens med utbytesdata som återfinns i

litteraturen. Uppskattningen av det totala utsläppet av olika föroreningar till luften från övningsbränder anses därför vara tillförlitligt.

Tidigare uppskattade utsläpp från olycksbränder är däremot mycket osäkra, eftersom den utbytesdata som använts har tagits fram under brandförhållanden som inte överensstämmer med de brandförhållanden som råder vid en olycksbrand. Uppskattade utsläppsmängder från olycksbränder förmodas därför vara underskattade eftersom brandförhållandena vid olycksbränder är okända, med avseende på både material och ventilationsgrad. Detta medför att olycksbränder genererar mer toxiska föroreningar än övningsbränder.

Storleken på utsläppen från övningsbränder utgör i de flesta fall mindre än 1 promille av de totala utsläppen från andra källor, med undantag av utsläppet av partiklar. Utsläppen från brandövningar i Sverige bidrar med all säkerhet inte till någon negativ påverkan på miljö och hälsa i ett globalt perspektiv. På lokal nivå förmodas dock utsläppen från övningsbränder kunna ha en negativ påverkan på omgivningen.

## 13 Riskreduktion

*I detta kapitel ges förslag på åtgärder för att minska de miljö- och hälsorisker som räddningstjänstens brandövningsverksamhet ger upphov till. De åtgärder som anges syftar till att förbättra arbetet mot en ekologisk hållbar utveckling och samtidigt minska påverkan på omgivningens från räddningstjänstens brandövningar.*

Räddningstjänstens brandövningsverksamhet bedöms inte ge något nämnvärt ökat tillskott av luftföroreningar till atmosfären jämfört med andra utsläppskällor. Det är trots detta viktigt att räddningstjänsten tillsammans med Räddningsverket fortsätter att arbeta aktivt med miljö- och hälsofrågor för att på sikt bidra med att arbeta mot en ekologisk hållbar utveckling. Övningsverksamheten förmodas främst kunna bidra till negativa miljö- och hälsoeffekter på lokal nivå.

I tidigare kapitel har en övergripande riskbedömning gjorts över de eventuella miljö- och hälsoeffekter som räddningstjänstens övningsverksamhet medför. I detta kapitel ges med utgångspunkt från den tidigare riskbedömningen förslag på riskreducerande åtgärder.

### 13.1 Föreslagna operativa åtgärder

Ur **miljöaspekt** rekommenderas fortsatt arbete enligt följande förslag:

- Arbeta med att minska användningen av fossila bränslen genom att övergå till att använda förnybara bränslen som t.ex. BioPar. Ett alternativ är att i framtiden i större utsträckning använda bränslen som är en blandning av fossila och förnybara bränslen såsom Biodiesel 101 i stället för rena fossila bränslen.
- I de fall fossila bränslen används bör renare bränslen som t.ex. gasol användas för att minska utsläppen av förorenande ämnen och sot.
- Samla större brandövningar till övningsfält där det finns möjlighet till rening av släckvatten. Genom att samla större brandövningar till särskilda platser kan det vara ekonomiskt försvarbart att investera i rökgasrening enligt rimlighetsprincipen. Övningsfälten bör vara lokaliserade på sådana platser att omgivningen inte störs. Främst bör denna övningsmöjlighet undersökas bland befintliga övningsplatser. Dock måste de ökade transporternas miljö- och hälsopåverkan beaktas.
- Vid varm rökövning kan förvärmning av övningsobjektet ske genom effektiv förbränning i någon uppvärmningsanordning med t.ex. gasol eller ved som bränsle. Rök skulle kunna genereras med rökvätska. Genom att förvärma rökhuset krävs det mindre eldning i huset och utsläppen till omgivningen skulle därigenom bli mindre. Dessutom skulle förvärmning av rökhuset minska utsläppen av direkt hälsofarliga föreningar som t.ex. PAH.

- Vid övning av bilbrand bör bilen tömmas på allt innehåll för att undvika onödiga utsläpp av toxiska föroreningar, både med avseende på miljö och hälsa.

Ur **hälsoaspekt** bör en riskreduktion behandla följande punkter:

- Minska användningen av spånskivor genom att byta ut dem mot tretexskivor för att minska hälsorisker för de anställda. Likaså bör användandet av andra material som avger toxiska produkter vid upphettning, som t.ex. skumgummimadrasser och bildäck, begränsas.
- Bättre skyddsutrustning till servicepersonalen och annan personal som arbetar på övningsfälten. Exempelvis bör andningsskydd användas vid eldning av halm och andra kraftigt rökgenererande produkter.

## 13.2 Föreslagna åtgärder på ledningsnivå från Räddningsverket

- För att få bättre kontroll över de utsläpp som sker i samband med räddningstjänsternas brandövningar bör Räddningsverket uppmana till att dokumentation av bränsleanvändningen i samband med brandövningar sker. Dokumentationen skulle underlätta för framtida uppskattningar av de utsläpp som sker i samband med räddningstjänsternas brandövningsverksamhet och ge möjlighet till att optimera bränsleanvändningen vid brandövningar. Dessutom skulle dokumentationen ge information om vilka övningar som genomförs och hur mycket det övas på olika håll i landet.
- För att underlätta för räddningstjänsterna att minska sin miljö- och hälsopåverkan skulle det vara önskvärt att Räddningsverket gav ut övningsrutiner för några vanliga standardbrandövningar. Gemensamma övningsrutiner skulle eventuellt kunna minska antalet brandövningar hos räddningstjänster där det eventuellt genomförs onödigt många övningar.

## 14 Slutsatser av studien

*I detta kapitel listas de viktigaste resultaten och slutsatserna av arbetet. Föreslagna åtgärder för att reducera påverkan på miljö och hälsa diskuteras närmare i kapitlet riskreduktion.*

- Det används stora mängder bränsle i samband med räddningstjänsternas övningsverksamhet. Utsläppen vid förbränning i samband med brandövningar är försumbara i större perspektiv, men förmodas ge lokala effekter på miljö och hälsa. Särskilt är utsläppet av partiklar och PAH av intresse för effekterna på omgivningen. Ur arbetsmiljösynpunkt förmodas även exponeringen av isocyanater hos de anställda på övningsplatserna förekomma i ganska stor utsträckning.
- På vissa håll används spånskivor i stor utsträckning i brandövningsverksamheten trots de kända hälsoriskerna som förbränning av spånskivor för med sig. Utsläppen av isocyanater i samband med brandövningar där spånskivor eller annat isocyanatinnehållande material används är betydande och förmodas medföra negativa hälsoeffekter på den personal som arbetar på övningsplatserna.
- Enligt enkätundersökningen övar en del räddningstjänster mer än andra i förhållande till storleken på räddningstjänsten och kommunen.
- Räddningstjänster efterfrågar övningsrutiner för genomförandet av brandövningar från Räddningsverket.
- En del räddningstjänster arbetar mer aktivt med miljöfrågor än andra. Cirka 60 procent av de räddningstjänster som besvarat enkäten anser att de på något sätt infört åtgärder för att minska påverkan på miljön i samband med genomförandet av brandövningar.
- Den metod som användes för genomförandet av provtagningar av koldioxid, kolmonoxid och partiklar i brandgas har visat sig ge mätdata som kunnats användas för att uppskatta rimliga värden på utbytesdata för de sex bränslena Citydiesel, Biodiesel 101, EcoPar, lastpallar, spån- och tretexskivor. Metoden skulle kunna utvecklas för att ta fram utbytesdata från större bränder som sker i samband med olyckor.



## 15 Framtida studier

*Förhoppningen är att detta examensarbete ska fungera som ett utgångsmaterial för det fortsatta arbetet med att minska miljö- och hälsopåverkan från räddningstjänstens brandövningar inom sektorn Skydd mot olyckor. I kapitlet tas intressanta problemställningar upp som framkommit under arbetets gång och det ges förslag på fortsatt arbete mot en ekologisk hållbar utveckling för brandövningsverksamheten i Sverige.*

I denna studie har framför allt utsläpp till atmosfären från räddningstjänstens brandövningar undersökts. Räddningsverket har för avsikt att fortsätta arbetet med att uppskatta utsläpp från olycksbränder och undersöka vilka negativa miljöeffekter som uppstår till följd av de utsläpp som sker vid olycksbränder. Detta arbete sker inom ramen för Räddningsverkets sektorsansvar inom sektorn Skydd mot olyckor.

Under genomförandet av detta examensarbete har bränders komplexitet tydligt framkommit. Utsläpp vid en brand styrs av en mängd olika faktorer. Vid olycksbränder är dessa faktorer sällan kända varför utsläppen idag är mycket svåra att kvantifiera. De uppskattningar som idag görs på utsläpp till atmosfären från bränder baseras på utbytesdata framtagna från försök i olika skalor för enskilda bränslen under kända brandförhållanden. När det brinner i t.ex. en byggnad är det betydligt större mängder bränsle som förbränns samtidigt som det är en mängd olika material som brinner. Dessutom är syretillgången vid större bränder mer eller mindre begränsad vilket ger en ökad produktion av toxiska föroreningar. Kombinationen av dessa två faktorer innebär i praktiken att det sannolikt bildas betydligt större mängder och fler toxiska föroreningar som släpps ut till atmosfären, än vad som uppskattats för olycksbränder (Persson, B., et al, 1995).

Förbränningen försämras ytterligare under släckningsarbetet, eftersom temperaturen i branden då blir lägre. Detta leder till att förbränningseffektiviteten försämras samtidigt som släckvattnet kan förorena mark och vatten. Frågan är om det under ett visst stadium i brandförloppet är lönt att släcka branden överhuvudtaget. Är det för sent att rädda byggnaden hade det ur miljösynpunkt ibland kanske varit bättre att låta objektet helt brinna ner. Det största problemet med denna hantering av bränder är av etisk och moralisk karaktär. Omgivningens reaktioner skulle säkerligen bli väldigt starka och detta skulle kunna resultera i att invånarna skulle misstro säkerheten i samhället. En annan viktig faktor att ta hänsyn till i detta avseende är hur de meteorologiska förhållandena ser ut. Skulle rökplymen innebära fara för närliggande samhällen kan det vara på sin plats att släcka elden för att skydda människor från exponering av toxiska föroreningar i de genererade brandgaserna. Sker branden istället på sådant sätt att den genererade rökgasen inte skulle innebära någon ökad risk för omgivningen skulle det kunna vara bättre att låta branden fortskrida och eventuellt påskynda brandförloppet.

## 15.1 Förslag på vidare studier

Fler och mer omfattande provtagningar i samband med genomförande av brandövningar bör göras. Särskilt av intresse är föroreningar som PAH, dioxiner och isocyanater. Räddningsverket har tidigare genomfört en arbetsmiljöundersökning för isocyanater (Häggroth, T., et al, 2000). Studien visade på höga halter av föroreningarna både inuti övningsutrymmet och utanför när material innehållande isocyanater, t.ex. spånskivor, användes vid brandövningar. Isocyanater är ganska kortlivade i atmosfären, varför de endast ger en lokal effekt. Föroreningar som PAH och dioxiner är betydligt mer långlivade i atmosfären och kan därför transporteras längre sträckor för att sedan deponeras. Dessa förorenande ämnen ger negativa effekter på miljö och människors hälsa, på både lokal, regional och global nivå. Analyser av sot från väggarna i ett rökhus på Stockholms brandförsvars övningsfält Ågesta visade förekomst av PAH i sotpartiklarna, varför huset sanerades (Linnsén, H., et al, 2002). Produktionen av PAH i samband med större brandövningar som t.ex. brandövning i rökhus, misstänks vara stor. Fler och mer omfattande provtagningar på PAH i samband med brandövningar är därför motiverbart, både med avseende på miljö och på hälsa.

För att kunna göra rimliga uppskattningar på de utsläpp som sker i samband med olycksbränder krävs fler och mer omfattande undersökningar av de produkter som genereras i en olycksbrand. I detta arbete har provtagningar gjorts på brandrök med ganska enkla metoder. Trots detta erhöles rimliga värden på den utbytesdata som beräknades ur den erhållna mätdatan från försöken. För att uppskatta utsläpp från olycksbränder skulle samma metod kunna användas för att få mätdata för utsläppen från fullskaliga bränder. En container eller ett komplex av containrar skulle kunna motsvara en byggnad med ett antal rum. Genom att konstruera komplexet så likt en byggnad som möjligt med fönster (öppningsbara luckor) och sedan möblera komplexet med samma typ och mängd av material som normalt återfinns i olika objekt skulle en verklig brandmiljö kunna skapas. Under ett arrangerat försök skulle kontinuerliga prover, eller åtminstone under brandens olika stadier, tas på en del intressanta förbränningsprodukter i brandgaserna som t.ex. koldioxid, kolmonoxid, VOC, PAH, isocyanater, partiklar, kväveoxider, svaveloxider och partiklar samt tungmetaller. Partiklarna skulle även kunna analyseras på innehållet, där tungmetaller, PAH och isocyanater är särskilt intressanta föroreningar.

Ur arbetsmiljösynpunkt för anställda på brandövningsplatser runt om i landet skulle det vara önskvärt att undersöka förekomsten av partiklar. På större räddningstjänster arbetar det i regel särskild servicepersonal som hjälper till med att ställa upp och plocka undan efter brandövningar. Servicepersonal kan också hjälpa till under brandövningar t.ex. med att elda halm för att rökfylla rökhuset vid en varm rökövning. Detta sker normalt utan fullgott andningsskydd. Engångsmunskydd har visat sig skydda dåligt mot inandning av föroreningar samtidigt som de sällan eller aldrig används. I samband med sådana mätningar skulle det vara lämpligt att även analysera andra föroreningar som kan finnas i eller sitta absorberade på partiklarnas



ytor. Kemiska analyser av partiklar bör göras för föroreningar som PAH, tungmetaller och isocyanater.

Bra tillfällen att göra mer grundliga undersökningar av brandövningars effekter på omgivningen skulle kunna vara då nyanläggning av övningsplatser sker på nya områden. Effekter på omgivningen skulle kunna kontrolleras genom att följa upp eventuella förändringar på lokal nivå genom regelbundna undersökningar av miljön runt omkring övningsplatsen och jämföra resultaten mot hur det var innan övningsplatsen anlades.

På miljöförvaltningen i Malmö är det möjligt att göra simuleringar över utsläpp i samband med räddningstjänstens brandövningar. Med de verktyg som förvaltningen har tillgång till skulle det teoretiskt vara möjligt att göra simuleringar över utsläpp från övningsplatser i hela Skåne län där utsläppen från räddningstjänsternas brandövningar kan jämföras med andra utsläppskällor som t.ex. biltrafiken. Härigenom skulle en mer omfattande och mer ingående riskbedömning över utsläppen kunna göras, både vad gäller lokal miljö- och hälsopåverkan och brandövningars bidrag till totalutsläppen jämfört med andra källor.

En annan viktig aspekt att diskutera är om det är möjligt att minska framtida utsläpp från brandolyckor genom förebyggande arbete som att genomföra brandövningar. Relevanta frågor att ta upp är t.ex. om det är miljömässigt försvarbart att öva i den utsträckning som räddningstjänsten gör idag eller är det möjligt att minska antalet genomförda brandövningar med oförändrat antal brandolyckor utan att konsekvenserna av olyckorna blir allvarigare? Andra frågor som kan diskuteras är om en ökning av antalet genomförda brandövningar skulle leda till minskade utsläpp från olycksbränder och om det i så fall skulle innebära en miljövinst?

Åldringsfenomenet för föroreningar som bildas i samband med bränder är en annan viktig omvandlingsprocess som bör undersökas närmare. När brandgaserna blandas med den omgivande luften och kyls kan sammansättningen på gaserna förändras. En del föroreningar kan bilda sekundära föreningar, medan mindre partiklar slås ihop till större partiklar med nya fysikaliska egenskaper. För att ta reda på hur dessa processer fungerar skulle det varit önskvärt att göra mätningar på olika avstånd från brandhärden. Åldringsfenomenet skulle då kunna studeras och en bättre bild över vad som händer med utsläppen när de kommer ut i atmosfären skulle erhållas. Med denna kunskap skulle det vara möjligt att göra en bättre riskbedömning över de negativa miljö- och hälsoeffekter som utsläppen från räddningstjänsternas brandövningar kan bära med sig.



# Referenser

## Rapporter, tidskrifter och böcker

Akselsson, R., Bohgard, M., Gudmundsson, A., Hansson, H.-C., Martinsson, B., Svenningsson, B., *Aerosoler*, Avdelningen för arbetsmiljöteknik, Avdelningen för kärnfysik, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, Lund, 1994

Alfredsson, C., Karlsson, M., Wermelin, M., Albinson, B., *Miljökunskap för räddningstjänsten - Från förebyggande till återställning*, Räddningsverket, Karlstad, 2001, beställningsnummer R00-237/01

Alström, L., Molin, A., *Minimering av miljöpåverkan från räddningstjänsternas övningar och övningsplatser*, SRV Rapport, Karlstad, 2001, beställningsnummer P21-367/01, ISBN 91-7253-096-0

ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists, *Advances in air sampling*, Lewis Publishers, inc, 1988

Andersson, B., *Combustion Products from Fires*, Institutionen för brandteknik, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, Rapport nr 1029, Lund, 2003

Bellander, T., Svartengren, M., Berglind, N., Staxler, L., Järup, L., *SHAPE – The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences*, Del 2, avdelningen för miljömedicin, Karolinska sjukhuset, Stockholm, 1999

Bengtsson, L.-G., *Inomhusbrand*, Elanders Skogs Grafiska AB, Malmö, Räddningsverket, Karlstad, 2001, beställningsnummer U30-611/03, ISBN 91-7253-199-1

Birgersson, B., Sterner, O., Zimerson, E., *Kemiska hälsorisker - Toxikologi i kemiskt perspektiv*, Berlings, Arlov, 1995, ISBN 91-23-01731-7

Björklund, C., Byman, K., Toll, M., *Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen*, Räddningsverket FoU rapport nr P21-376/01, Karlstad, 2001, ISBN 91-7253-113-4

Blomqvist, P., Persson, B., Simonson, M., *Utsläpp från bränder till miljön - Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften*, SP Brandteknik Borås, SRV Rapport, 2002, beställningsnummer P21-407/02, ISBN 91-7253-164-9

Brown, W., Foote, C., *Organic Chemistry*, Saunders College Publishing, 1998, ISBN 0-03-020458-5

Davidsson, G., Haeffler, L., Ljungdman, B., Frantzich, H., *Handbok för riskanalys*, Räddningsverket, Karlstad, 2003, beställningsnummer U30-626/02, ISBN 91-7253-178-9

- Dockery, DW., Pope III, CA., Xu, X., Spengler, JD., Ware, JH., Fay, ME., Ferris, Jr BG., Speizer, FE., *An association between air pollution and mortality in six U.S. cities*, New England J Med, 1993;329(24):1753-1759
- Drysdale, D., *An Introduction to Fire Dynamics*, John Wiley and sons, Chichester, 1998, ISBN 0-471-97290-8
- Edling, C., Nordberg, G., Nordberg, M., *Hälsa och miljö – en lärobok i arbets- och miljömedicin*, Studentlitteratur, Lund, 2000, ISBN 91-44-01130-X
- Eléhn, G., *F 7 Såtenäs – Utredning av utsläpp från brandövningsplatsen*, J&W Management, WSP group, uppdragsnummer 10007261, 2002
- Engström, L., Kalus, G., Nilsson, D., et al, *Energi- och miljöfysik 2000 del 2*, Avdelningen för atomfysik, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, 2000
- Flodström, S., Freilich, D., Heijkenskjöld, L., Johanson, A., Lundberg, I., Perenius, L., *Riskbedömning och Riskhantering inom Kemikaliekontrollen - 11/95*, Kemikalieinspektionen, Solna, 1995
- Grahn, L., Rosén, L., Hultén, A.-M., Bergdahl, K., *Olycksrisker och MKB*, Sjuhäradsbygdens Tryckeri AB, Borås, Räddningsverket, Karlstad, 2001, beställningsnummer U30-601/01, ISBN 91-7253-094-04
- Grennfelt, P., Holmer, B., Leksell, I., Lindahl, B., Lindskog, A., Steen, B., Wallin, G., Värmbly, G., Ågren, C., *Luftvård*, Graphic systems, Göteborg, 1991, ISBN 91-7776-058-1
- Haag-Grönlund, M., *An introduction to Health Risk Assessment of Chemicals*, Kemiinspektionen rapport nr 6/95, PrintGraf, Stockholm, 1995, ISSN 0284-1185
- Haefliger, L., Hannah, J., Davidsson, G., Ekersten, A. P., *Vägledning för riskbedömning av kyl- och frysanläggningar med ammoniak*, Räddningsverket, Karlstad, 2000, beställningsnummer P21-358/00, ISBN 91-7253-8011-2
- Hertzberg, T., *Partiklar från bränder - Förstudie*, Räddningsverket, Karlstad, 2000, beställningsnummer P21-377/00
- Hertzberg, T., Blomqvist, P., Dalene, M., Skarping, G., *Particles and isocyanates from fires*, SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP Rapport 2003:05, Borås, 2003, ISBN 91-7848-935-0
- Hinds, W., *Aerosol Technology – Properties, behaviour and measurement of airborne particles*, John Wiley & Sons, Inc., 1999, ISBN 0-471-19410-7
- Holgate, E., Samet, J., M., Koren, H., S., Maynard, R., L., *Air Pollution and Health*, Academic Press, 1999, ISBN 0-12-352335-4
- Håkansson, Å., *Combustion Chemistry – Investigation of Liquid and Solid Fuels*, Chalmers Reproservice, Göteborg, 2000, ISBN 91-7197-940-9

- Häggroth, T., Johansson, B.-O., Edvardsson, H., Wester, B., Blomgren, B., Claesson, C.-G., Dalene, M., *Arbetsmiljöutredning*, Räddningsverket, Karlstad, 2000, beställningsnummer P21-351/00, ISBN 91-7253-074-X
- IEC, *Dependability management – Part 3: Application guide – Section 9: Risk analysis of technological systems*, International Standard 300-3-9, 1995
- Jakob, D., *Introduction to Atmospheric Chemistry*, Princeton University Press, New Jersey, 1999, ISBN 0-691-00185-5
- Kaplan, S., *The Words of Risk Analysis. Risk Analysis*, Vol 17, No 4, sid 407-417, Society for Risk Analysis, London, 1997
- Karlsson, B., Quintere J. G., *Enclosure Fire Dynamics*, CRC Press LLC, Institutionen för Brandteknik, Lunds Universitet, Lund, 2000, ISBN 0-8493-1300-7
- Kolluru, R., Barell, S., Pitblado, R., Stricoff, S., *Risk Assessment and Management Handbook*, McGraw-Hill Inc., New York, sid 1.3-1.41, 1996, ISBN 0-07-035987-3
- Larsson, I., Lönnermark, A., *Utsläpp från bränder – Analyser av brandfaser och släckvatten*, BRANDFORSK projekt 707-021, SP Statens Provnings- och Forskningsinstitut, SP Brandteknik, SP Rapport 2002:24, Borås, 2002, ISBN 91-7848-915-6
- Linnsén, H., Nilsson, R., *Utveckling mot en grönare övningsverksamhet i Stockholms brandförsvaret*, brandteknik, Lunds tekniska högskola, KFS AB, Lund, 2002, ISSN 1402-3504
- Mattsson, B., *Riskhantering vid skydd mot olyckor – problemlösning och beslutsfattande*, Sjuhärhadsbygdens Tryckeri, Borås, Räddningsverket, 2000, beställningsnummer R16/219-00, ISBN 91-7253-073-1
- Månsson, M., Lönnermark, A., Blomqvist, P., Persson, H., Babrauskas, V., *TOXFIRE – Fire Characteristics and Smoke Gas Analyses in Under-ventilated Large-scale Combustion Experiments*, Statens Provnings- och Forskningsinstitut, SP Fire Technology, SP Rapport 1996:44, Borås, 2001, ISBN 91-7848-649-1
- Nilsson, J., *Introduktion till riskanalytiska metoder*, Brandteknik, Lunds tekniska högskola, 2002
- Norling, U., *Kompendium för kursen miljövetenskap vid ingenjör- och teknikerprogrammen vid Malmö Högskola*, 2002
- Ondrus, J., *Brandförlopp*, Institutionen för brandteknik, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, Lund, 1990
- Ondrus, J., *Brandteori*, Skogs grafiska, Malmö 1996, Räddningsverket, Karlstad, 1996, beställningsnummer U14-414/95
- Persson, B., Simonson, M., Månsson, M., *Utsläpp från bränder till atmosfären*, SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP Rapport 1995:70, Borås, 1995, ISBN 91-7848-598-3

- Persson, K., Sjöberg, K., *Luftkvalitet i tätorter*, IVL Rapport B1514, Göteborg, januari 2003
- Phalen, R., *Inhalation Studies: Foundations and Techniques*, CRC Press, Inc, 1984
- Reistad, N., *Energi- och miljöfysik 2000 del 1*, Avdelningen för atomfysik, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, 2000
- Regeringsbeslut, prop. 1997/98:145, *Uppdrag till Statens Räddningsverk avseende miljömålsarbetet enligt miljöpropositionen Svenska miljömål*
- Riskkollegiet, *Att jämföra risker*, Skrift nr 1, Gotab 93989, Stockholm, 1991, ISSN 1102-1772
- Räddningsverket, *Rapportering av det särskilda sektorsansvaret för ekologiskt hållbar utveckling*, Karlstad, 2003
- Räddningstjänst i siffror 2002*, Statens Räddningsverk, Danagårds Grafiska, Karlstad, 2003, beställningsnummer 199-102/03, ISBN 91-7253-201-7
- SFS 2001:527, *Förordning (2001:527) om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft*, Miljödepartementet 2001-06-07
- SFS 2001:1079, *Miljöbalken (1998:808)*, andra kapitlet om de allmänna hänsynsreglerna
- Spanne, M., *On the Determination of Reactive Compounds in Aerosols*, Universitetstryckeriet, Lund, 2001, ISBN 91-628-4302-8
- Sterner, O., *Chemistry, Health and Environment*, WILEY-VCH Verlag GmbH, Weinheim, 1999, ISBN 3-527-30087-2
- Sterner, O., *Förgiftningar och miljöhot*, Studentlitteratur, 2003, ISBN 91-44-02242-5
- Storhammar, P., *Den gröna räddningstjänsten*, Räddningsverket, Karlstad, 1998, beställningsnummer P21-288/99, ISBN 91-7253-011-1
- Suter, G., Barnthouse, L., *Ecological Risk Assessment*, Lewis Publisher, Boca Raton, 1993
- Svensson, S., *Brandgasventilation*, Räddningsverket, Karlstad, 2000, beställningsnummer U30-602/00, ISBN 91-7253-066-9
- Szpila, A., Strand, M., Pagels, J., Lillieblad, L., Rissler, J., Gharibi, A., Bohgard, M., Swietlicki, E., Sanati, M., *Particle Emissions from Biomass Combustion*, Lunds universitet & Växjö universitet, KFS AB, Lund, 2003
- Tewarson, A., *Generation of heat and chemical compounds in fires*, The SFPE Handbook of Fire Protection Engineering, 2<sup>nd</sup> Edition, NFPA Publication Number HFPE-95, 1995, ISBN 0-87765-354-2
- Tuovinen, H., *CO Formation from Soot and CO<sub>2</sub> in the Hot Gas Layer*, SP Statens Provnings- och Forskningsinstitut, SP Rapport 2002:08, Borås, 2002, ISBN 91-7848-899-0

## Internet

Arbetskyddsstyrelsen 2000 (AFS 2000:3), *Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar*, ISBN 91-7930-9, [http://www.av.se/regler/afs/2000\\_03.pdf](http://www.av.se/regler/afs/2000_03.pdf), 2003-12-17

Arbetskyddsstyrelsen 1995 (AFS 1995:1), *Rök och Kemykning*, [http://www.av.se/regler/afs/1995\\_01.pdf](http://www.av.se/regler/afs/1995_01.pdf), 2004-01-12

Avdelningen för Yrkes- och Miljömedicin vid Lunds Universitet, *Kompendium i miljötoxikologi – För miljötoxikologikurs på Kemitekniklinjen*, Version 1.12.2002, <http://www.ymed.lu.se/utbildning/miljotox2002.pdf>, 2003-10-09

Fred Holmberg & Co AB (varuinformationsblad), <http://www.holmberg.se/>, 2003-12-15

Naturvårdsverket, <http://www.naturvardsverket.se/>, 2003-10-16

Nordberg, G., *Kapitel 1 – Miljömedicinsk Metodik, Toxikologi*, [http://www.miljomedicin.gu.se/Kap1\\_3-AHLBORGtox.htm#Ankare445390](http://www.miljomedicin.gu.se/Kap1_3-AHLBORGtox.htm#Ankare445390), Avdelningen för miljömedicin vid Göteborgs universitet, 2003-10-20

Oroboros AB (varuinformationsblad), <http://www.oroberos.se/produkt.htm>, 2004-02-06

Rylander, R., *Kapitel 2 – Kemiska Miljöfaktorer, Luftföroreningar*, [http://www.miljomedicin.gu.se/Kap2\\_1-RRluft.htm#Ankare482541](http://www.miljomedicin.gu.se/Kap2_1-RRluft.htm#Ankare482541), Avdelningen för Miljömedicin vid Göteborgs Universitet, 2003-10-09

Skogsindustrierna, *Skogsindustriernas webbplats för trä och byggande*, <http://www.trainformation.se/mainpage/>, 2003-12-02

SRV, Statens Räddningsverk, <http://www.srv.se/>, 2003-10-16 & 2004-02-25

Statistiska Centralbyrån, <http://www.scb.se/>, 2003-10-16

Svenskt Gastekniskt Center AB, *Energigas och miljö*, <http://www.sgc.se/energiomiljo/resources/handbok.pdf>, 2003-11-25

Sveaskog, [http://www.sveaskog.se/templates/Page\\_7233.asp](http://www.sveaskog.se/templates/Page_7233.asp), 2004-02-06

Svenska Shell (varuinformationsblad), <http://www.shell.com/home/Framework?siteId=se-sv>, 2004-02-18

VTI, Väg- och transportforskningsinstitutet, <http://www.vti.se/default.asp>, 2004-03-22

## Muntliga källor

Carlsson, Claes-Håkan, Räddningsverket, 2004

Gudmundsson, Anders, Universitetslektor, Avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi, Lunds tekniska högskola, 2003 & 2004

Gustafsson, Susanna, Miljöförvaltningen i Malmö, 2004

Lindh, Jan-Inge, Servicetekniker Malmö Brandkårs övningsplats Barbara, 2003

Martinsson, Bengt, Professor, Avdelningen för kärnfysik, Lunds tekniska högskola, 2001

Marklund, Stellan, Professor, Umeå universitet, 2004

Spanne, Mårten, Doktorand, Avdelningen för ergonomi och aerosolteknologi, Lunds tekniska högskola, 2004

Svensson, Stefan, Forskningsingenjör, Räddningsverkets skola i Revinge, 2004



# Appendix A: Ordlista

<b>Adiabatisk process</b>	Expansion eller kompression utan värmeutbyte med omgivningen.
<b>Aerodynamisk diameter</b>	Ett mått på en partikels storlek. Aerodynamisk diameter, $d_a$ , är den diameter hos en sfärisk kropp med densiteten $1 \text{ g/cm}^3$ som har samma sedimentationshastighet i luft som den aktuella partikeln, oberoende av dess verkliga storlek, form och densitet.
<b>Aerosol</b>	Ett flerfassystem bestående av fasta- och/eller vätskeformiga partiklar suspenderade i en gas eller blandning av gaser.
<b>Alveoler</b>	Alveoler är små lungblåsor som sitter i druvklasformade strukturer längst ut i bronkträdet i lungorna. I dessa sker utbyte av koldioxid och syre.
<b>Aromatiska kolväten</b>	Kolväten innehållande en eller flera bensenringar.
<b>Brandorsak</b>	Vad som orsakat branden, t.ex. överhettande hushållsapparater eller TV.
<b>Brandstiftare</b>	Det föremål som orsakat branden, t.ex. spis, TV eller strykjärn.
<b>Brownsk rörelse</b>	Slumpmässig rörelse av partiklar på grund av kollision mot luftens molekyler
<b>Bränslekonfiguration</b>	Anger hur bränslet är placerat i rummet i förhållande till andra brännbara material. Bränslekonfigurationen är av stor betydelse för effektutvecklingen.
<b>Bränslekontrollerad brand</b>	När bränsletillgången är avgörande för brandens utveckling. Det är normalt fri tillgång på syre.
<b>Buffringsförmåga</b>	Buffringsförmågan är ett mått på hur bra recipienten står emot förändringar av pH vid sur nederbörd. Den utgörs i huvudsak av $\text{CO}_3^{2-}$ , $\text{HCO}_3^-$ och $\text{H}_2\text{CO}_3$ – systemet.
<b>Cilier</b>	Cilier är ett slags flimmerhår som klär insidan av luftvägarna. Håren täcks av ett slemlager som av ciliernas rytmiska rörelser förs upp mot svalget och sväljs. Detta innebär att deponerade föroreningar, gas och partiklar,

---

	renas från de ciliebeklädda delarna av andningsvägarna.
<b>Diesel, miljöklass 1</b>	Diesel av miljöklass 1 ett relativt rent bränsle med mycket lågt svavelinnehåll. Utsläppen av partiklar och andra hälsovådliga ämnen blir mindre vid användningen av bränsle av miljöklass 1.
<b>Diffusion</b>	Nettorörelsen av partiklar eller gas från högre till lägre koncentration
<b>Dioxiner</b>	Dioxiner är kolväten innehållande klor och bensenringar i olika konfigurationer. Är extremt toxiska och kan orsaka cancer.
<b>Dos-effektsamband</b>	Samband mellan dosen av ett ämne och den uppkomna skadans effekt.
<b>Dos-responsbedömning</b>	Samband mellan dosen av ett ämne och andelen drabbade i en population.
<b>Dygnmedelvärde</b>	Genomsnitt halt i luft under ett dygn.
<b>Dynamisk turbulens</b>	Orsakas genom friktion mot underlaget när vinden blåser över ett område. Ökar med ökad vindhastighet.
<b>Effektutveckling</b>	Den värmeenergi som utvecklas under ett tidsintervall vid brand. Anges i enheten Joule/sekund eller watt.
<b>Ekologiskt hållbar utveckling</b>	Ekologiskt hållbar utveckling innebär skydd av miljön, hållbar försörjning och effektiv användning av resurser (Regeringsbeslut, prop. 1997/98:145).
<b>Ekvivalenskvot</b>	Ekvivalenskvoten, $\Phi$ , beskriver ventilationsförhållandena i en brand.
<b>Emas</b>	EMAS (Eco Management and Audit Scheme) är ett miljöledningssystem som utarbetats av EU. Systemet baseras på ISO 14001 och den egentliga skillnaden ligger i att EMAS kräver att alla handlingar ska vara offentliga. EMAS syftar till att allt miljöarbete på företag och i organisationer ständigt ska effektiviseras och förbättras.
<b>Emission</b>	Utsläpp från en källa, t.ex. från en brand eller fabrik.
<b>Epidemiologiska studier</b>	Studier om sjukdomars förekomst bland befolkningen.

<b>Fagocytos</b>	Omslutning av partiklar
<b>Flamförbränning</b>	Vid flamförbränning sker en homogen oxidation, d.v.s. oxidationsmedel och bränsle är i samma fas.
<b>Flampunkt</b>	Den temperatur då antändning sker med hjälp av gnistbildning. Temperaturer mellan 300°C och 400°C.
<b>Flexibla mekanismer</b>	Mekanismerna är skapade för att ge industriländerna möjlighet att klara sina åtaganden genom Kyotoprotokollet. Mekanismerna gör det möjligt att reducera utsläpp av klimatpåverkande gaser där det är mest kostnadseffektivt. Det finns tre flexibla mekanismer, nämligen Handel med utsläppsrättigheter, Gemensamt genomförande och Mekanismen för ren utveckling.
<b>Flygaska</b>	Partiklar som består av oorganiskt material. Brandrester innehåller ofta denna typ av partiklar.
<b>Freoner</b>	Freoner (CFC) är en grupp bestående av klorinnehållande kolväten. Föreningarna är mycket stabila och kan därför ta sig upp i stratosfären. Här kan de fotolyseras av solens ultravioletta strålar och fria kloratomer genereras. Dessa kloratomer bidrar i sin tur till nedbrytning av det livsviktiga ozonlagret. Freoner fungerar dessutom som en växthusgas.
<b>Förbränningshastighet</b>	Den hastighet med vilken pyrolys sker från omgivande material. Anges i enheten $\text{g/m}^2\text{s}$ . Även den hastighet med vilken en flamma rör sig i en gasmassa. Anges i enheten $\text{m/s}$ .
<b>Glödbrand</b>	Vid glödbrand är oxidationsmedel och bränsle inte i samma fas, s.k. heterogen oxidation.
<b>Heterogen oxidation</b>	Oxidationsmedel och bränsle befinner sig inte i samma fas.
<b>Homogen oxidation</b>	Oxidationsmedel och bränsle är i samma fas.
<b>Hygieniskt gränsvärde (HGV)</b>	Högsta godtagbara genomsnittshalt av luftförorening i inandningsluften. Luftföroreningen kan vara ett ämne eller en blandning av ämnen. Ett hygieniskt gränsvärde är antingen ett nivågränsvärde eller ett takgränsvärde.

---

<b>Hygroskopiska egenskaper</b>	Förmågan att ta upp vatten från omgivningen.
<b>Immission</b>	Luftföroreningars förekomst i atmosfären. I begreppet ingår även transport av föroreningar från atmosfären till mottagaren.
<b>Impaktion</b>	Om en partikel har tillräcklig stor tröghet så att den kan avvika från en strömningslinje och deponeras på en yta.
<b>Individrisk</b>	Risken för en individ som befinner sig inom en effektzon för tänkbara olyckor eller exponering. Vanligt mått på individrisk är sannolikheten att omkomma per år. Måttet tar ej hänsyn till hur många individer som kan påverkas av den negativa effekten.
<b>Inversion</b>	Inversion kan liknas vid en omvänd temperaturskiktning där varmare luft ligger som ett lock över ett kallare luftlager. Den kalla luften kan därför ej stiga vertikalt. Det sker mycket lite omblandning av luften och höga föroreningskoncentrationer kan därför uppnås.
<b>IPCC</b>	Intergovernmental Panel Climate Change. FN:s klimatpanel som bildades 1988. Panelen har uppgift att utvärdera den vetenskapliga informationen kring klimatförändringar.
<b>ISO 14001</b>	ISO 14001 är ett miljöledningssystem som ska fungera som ett verktyg och en hjälp till företag och organisationer att bedriva ett genomtänkt miljöarbete. Genom att arbeta efter en skriven standard ska dokumentationen leda till ständiga förbättringar av miljöarbetet. Arbetet kan ske interna eller fungera som underlag för en extern certifiering.
<b>Korttidsvärde (KTV)</b>	Ett rekommenderat värde som utgörs av ett tidsavvägt medelvärde för expositionen under en referensperiod av 15 minuter.
<b>Kreosot</b>	Kreosot utvinns ur stenkolstjära och är en blandning av hundratals olika föroreningar. 70 procent av dessa utgörs av mindre PAH-molekyler, men innehåller också låga halter genotoxiska PAH och fenoler.
<b>Kritisk effekt</b>	Den skadliga effekten som man bedömer som avgörande för riskreducerande åtgärder.

<b>Kritiskt organ</b>	Det organ som drabbas i sin funktion och som alltså är underlaget till den kritiska effekten.
<b>Kyotoprotokollet</b>	Syftet med Kyotoprotokollet är att arbeta med att sänka den antropogena emissionen av koldioxid och andra växthusgaser till atmosfären. Under perioden 2008-2012 ska utsläppen av växthusgaser minska med 5 procent jämfört med referensåret 1990. Detta ska ske genom samverkan mellan flera nationer. Protokollet är ännu ej ratificerat och har därför ännu inte trätt i laga kraft.
<b>LC<sub>50</sub></b>	Dödlig koncentration (LC, Lethal Concentration) där halva populationen dör vid exponering av det toxiska ämnet.
<b>LD<sub>50</sub></b>	Dödlig dos (LD, Lethal Dose) där halva populationen dör vid exponering av det toxiska ämnet.
<b>Linjekällor</b>	Utsläppskällor ordnade längs en linje, t.ex. en väg.
<b>Lungsurfaktanten</b>	Ytfilm som klär väggarna i alveolerna.
<b>Lungödem</b>	Tillståndet lungödem beror på att dessa gaser tar död på cellerna i alveolerna som då läcker ut vätska. Detta leder i sin tur till en vätskeansamling i alveolerna som ökar avståndet mellan den inandade luften och blodet. Luftens syre kommer då inte att kunna diffundera tillräckligt effektivt genom lungväggen. Syrebrist kommer därför att uppstå i kroppens alla organ och detta tillstånd leder slutligen till döden genom inre kvävning
<b>Makrofager</b>	Ett slags städceller (vita blodkroppar) som finns i immunförsvaret. Bryter ner partiklar genom fagocytos (omslutning).
<b>Mol</b>	Vanligt mått för att ange antal atomer/molekyler i kemiska sammanhang. En mol är ett antal av $6 \cdot 10^{23}$ (Avogadros tal).
<b>Molmassa</b>	Massan av en mol av ett visst ämne. Anges i enheten gram/mol.
<b>Nationella miljö kvalitetsmålen</b>	Dessa beskriver den kvalitet eller det tillstånd för miljön och dess natur- och kulturreсурser som är långsiktigt ekologiskt hållbar (Regeringsbeslut, prop. 1997/98:145).

<b>Nitropolyaromater</b>	Nitropolyaromater är aromatiska föreningar bestående av två eller flera bensenringar. Kännetecknande för gruppen är att de innehåller en nitrogrupp, -NO <sub>2</sub> (Brown, W., et al, 1998). Dessa ämnen är starkt cancerframkallande (Sterner, O., 2003).
<b>Nivågränsvärde (NGV)</b>	Hygieniskt gränsvärde för exposition under en arbetsdag (8 h).
<b>NOEC</b>	No Observed Effect Concentration. Vid koncentrationer lägre än NOEC har inga effekter på djur eller människor i en viss population observerats.
<b>NOEL</b>	No Observed Effect Level. Den exponeringsnivå där man inte kunnat se några negativa hälsoeffekter. Ämnen med NOEL saknar tröskelvärde.
<b>Olycksbränder</b>	Bränder i olika objekt som hus/lägenhet, industrier, avfallsupplag och bilar.
<b>PAH</b>	Polycykliska aromatiska kolväten. Föreningar som innehåller två eller flera bensenringar. Många PAH är cancerframkallande, varav den vanligaste är Bens(a)pyren.
<b>Partiklar</b>	Begreppet innefattar organiska och oorganiska partiklar av olika fraktioner.
<b>PM<sub>10</sub></b>	Partiklar som inte är större än att de kan passera genom ett selektivt intag som med 50 procents effektivitet skiljer av partiklar med en aerodynamisk diameter av 10 µm.
<b>Punktkällor</b>	Emission från en punkt, t.ex. en skorsten.
<b>Pyrolys</b>	Kemisk omvandling från komplexa till enklare beståndsdelar orsakade genom inverkan av värme. Sker då fasta material utsätts för värmepåverkan och avger brännbara gaser. Sker vid temperaturer mellan 100°C och 250°C.
<b>Respirabel partikel</b>	Den andel (fraktion) av luftburna partiklar som kan nå (penetrera ner till) den alveolära delen av andningsvägarna.
<b>Samhällsrisk</b>	Risken för en grupp individer som befinner sig inom en effektzon för tänkbara olyckor eller exponering. I riskmättet tas hänsyn till hur många som kan tänkas påverkas av den negativa effekten.

---

<b>Sektorn skydd mot olyckor</b>	Sektorn skydd mot olyckor omfattar åtgärder för att förebygga och begränsa konsekvenserna av olyckor (Räddningsverket, 2003).
<b>Skyddsmål</b>	De skyddsvärden som ska beaktas i riskanalysen när potentiella riskkällor identifieras.
<b>Sot</b>	Organiska partiklar som genereras vid förbränning av organiskt material.
<b>Sänka</b>	En process som för bort ett ämne ur atmosfären, t.ex. löser sig koldioxiden i haven och de fungerar därför som en sänka för koldioxid.
<b>Takgränsvärde (TGV)</b>	Hygieniskt gränsvärde för exposition under en referensperiod av 15 minuter eller annan period.
<b>TEF</b>	Toxisk ekvivalentfaktor (TEF) för ett dioxinliknande ämne baserat på en sammanvägning av alla hittills tillgängliga toxicitetsstudier.
<b>TEQ</b>	Toxisk ekvivalent (TEQ) utgörs av summan av enskilda kongeners koncentrationer multiplicerat med deras respektive TEF. TEQ har skapats för att förenkla riskbedömningar och regleringen av dioxiner och dioxinlika ämnen som förekommer i miljön, ofta i komplexa blandningar.
<b>Termisk turbulens</b>	Turbulens orsakad av vertikala temperaturskillnader i atmosfären. Gynnar vertikal omblandning av luftlager.
<b>Timmedelvärde</b>	Genomsnittlig halt i luft under en timme.
<b>Utbytesdata</b>	Anger förhållandet mellan producerad massa av ett ämne och den förbrukade massan av ett bränsle. Anges i kg utsläpp/kg förbränt bränsle.
<b>Ventilationskontrollerad</b>	När syretillgången är begränsande för brandens utveckling. Det finns normalt fri tillgång på bränsle.
<b>VOC</b>	Flyktiga organiska kolväten. Bensen är en vanlig förening inom denna grupp av ämnen.

<b>Växthuseffekten</b>	Benämning på den temperaturökande effekten som en del gaser har på lufttemperaturen närmast jordytan.
<b>Ytkällor</b>	Emission från en yta, t.ex. en stad med många oljeeldade värmepannor.
<b>Årsmedelvärde</b>	Genomsnittlig halt i luft under ett kalenderår.



# Appendix B: Utbytesdata för utsläppsberäkningar

## Definition av utbyte för ämnet i, $y_i$ , i enheten (kg/kg)

$$y_i = \frac{m_i}{m_{\text{bränsle}}}$$

$m_i$  = Producerad massa av ämne i (kg)

$m_{\text{bränsle}}$  = Förbrukad massa av tillförd gasbränsle (kg)

## Beteckningar för utbyte av respektive ämne

CO <sub>2</sub>	= Utbyte av koldioxid
CO	= Utbyte av kolmonoxid
Sot	= Utbyte av sot
NO <sub>x</sub>	= Utbyte av kväveoxid och kvävedioxid
SO <sub>2</sub>	= Utbyte av svaveldioxid
Isocyanater	= Utbyte av isocyanater
PAH	= Utbyte av polycykliska aromatiska kolväten
VOC	= Utbyte av flyktiga kolväten
Dioxin	= Utbyte av dioxiner

Alla siffror i följande tabeller är angivna i kg utsläpp per kg förbränt material.

Bränsle	CO <sub>2</sub>	CO	Sot
Aceton	2,14	0,003	0,014
Etanol	1,77	0,001	0,008
Isopropylalkohol	2,01	0,003	0,015
<b>Alkoholer medelvärde</b>	<b>1,97</b>	<b>0,002</b>	<b>0,012</b>
Red Oak	1,27	0,004	0,015
Douglas fir	1,31	0,004	-
Pine	1,33	0,005	-
<b>Trä medelvärde</b>	<b>1,30</b>	<b>0,004</b>	<b>0,015</b>

**Tabell B.1** Utbytesdata för några vanliga bränslen vid välventilerade försök för några vanliga bränslen. Resultaten är erhållna ur småskaliga försök utförda i Flammability apparatur, FMRC (Tewarson, A., 1995, del 3, kapitel 4 sida 3-78 till 3-81). De angivna medelvärdena är beräknade ur de uppmätta värdena på utbytesdata. Det är dessa som används i utsläppsberäkningarna.

Bränsle	CO <sub>2</sub>	CO	Isocyanater <sup>6</sup>
Spånskiva (1)	1,4	0,0020	0,0007388
Spånskiva (2)	1,5	0,01	0,0008166
Spånskiva (3)	1,5	0,010	0,0006907
<b>Spånskivor medelvärde</b>	<b>1,47</b>	<b>0,007</b>	<b>0,0007487</b>
Trä	-	-	0,0000252

**Tabell B.2** Utbytesdata erhållna ur småskaliga försök med spånskivor utförda i konkalorimeterskala. Utsläppen i brandgaserna är uppmätta med FTIR (Fourier Transform InfraRed) (Hertzberg, T., et al, 2003).

Bränsle	Dioxin (ng TEQ/g)	PAH	VOC
Trä, olika typer	0,002 (PCDD/F)	0,000024 <sup>7</sup>	
Träfiberprodukter*	0,02 (PCDD/F)	0,0001 – 0,001	0,001 – 0,020
Hö och utsäde*	0,002 (skattad)	0,0001	0,001
Trä*	-	0,0001 – 0,001	0,001 – 0,020
Petroleumprodukter	0,002-0,001	0,001	0,0075

**Tabell B.3** Uppskattade värden på emissioner vid förbränning av olika material gjorda genom litteraturstudier (Blomqvist, P., et al, 2002). Värden med markeringen (\*) anses vara de mest korrekta att använda vid uppskattning av utsläpp av respektive ämne.

Bränsle	CO <sub>2</sub>	CO	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>
Trä	1,63	0,058	0,0014	-
Bensin/olja	2,86	0,061	0,0017	0,008
Utsäde	1,53	0,054	0,0013	0,002

**Tabell B.4** Utbytesdata erhållna vid storskaliga försök för de tre bränslena trä, bensin/olja och utsäde (Persson, B., et al, 1995).

<sup>6</sup> Produktion av isocyanater mättes med konkalorimeter som brandmodell. Försöken med konkalorimeter utfördes enligt standarden ISO 5660-1. Även produktionen av partiklar och partiklarnas storleksfördelning mättes samtidigt med isocyanaterna. Konkalorimeter är en småskalig brandmodell som ofta används vid brandförsök. Modellen är en väldefinierad och väl vedertagen småskalig testmetod och det är relativt enkelt att göra kvantitativa uppsamlingar av rökgaser för vidare analys.

<sup>7</sup> Medelvärde vid försök i DIN ugn.

Bränsle	CO <sub>2</sub>	CO	VOC	Partiklar	Sot	NO <sub>x</sub>
Gasol	2,85	0,005	0,001		0,002	-
Flygfotogen	2,72	0,022	0,001	0,093	0,091	0,001

**Tabell B.5** Utbytesdata erhållna ur storskaliga försök för gasol respektive flygfotogen (Eléhn, G., 2002).

Bränsle	CO <sub>2</sub>	CO	Sot	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>
Trä	1,30	0,004	0,015	0,0014	-
Spånskivor	1,47	0,007	0,015	0,0057	-
Tretexskivor	1,3	0,004	0,015	0,0014	-
Bensin	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Diesel	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Flygfotogen	2,72	0,022	0,091	0,0017	0,008
Gasol	2,85	0,005	0,002	0,0017	0,008
RME	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Biodiesel 101	2,86	0,061	0,091	0,0017	0,008
Alkoholer	1,97	0,002	0,012		
Halm	1,53	0,054		0,0013	0,002

**Tabell B.6** I tabellen redovisas utbytesdata som används vid beräkningar av totalutsläppen för några olika bränslen. Enheten anges i kg utsläpp/kg bränsle. Tabellen är en sammanställning av utbytesdata från olika källor (Tewarson, A., et al, 1995; Hertzberg, T., et al, 2003; Persson, B., et al, 1995; Blomqvist, P., et al, 2002; Eléhn, G., 2002).

Bränsle	Isocyanater	PAH	VOC	Dioxiner <sup>8</sup>
Trä	0,0000252	0,00055	0,0105	0,002
Spånskivor	0,0007487	0,00055	0,0105	0,02
Tretexskivor	0,0000252	0,00055	0,0105	0,02
Bensin	-	0,001	0,0075	0,051
Diesel	-	0,001	0,0075	0,051
Flygfotogen	-	0,001	0,001	0,051
Gasol	-	0,001	0,001	0,051
RME	-	0,001	0,0075	0,051
Biodiesel 101	-	0,001	0,0075	0,051
Alkoholer	-	-		-
Halm	-	0,0001	0,001	0,002

**Tabell B.7** I tabellen redovisas utbytesdata använda vid beräkningar av totalutsläppen. Enheten anges i kg utsläpp/kg bränsle. Tabellen är en sammanställning av utbytesdata från flera olika källor (Tewarson, A., et al, 1995; Hertzberg, T., et al, 2003; Persson, B., et al, 1995; Blomqvist, P., et al, 2002; Eléhn, G., 2002).

I de fall det inte funnits några siffror på utbytesdata för ett visst bränsle har utbytesdata för ett liknande material använts vid beräkningarna.

För tretexskivor kommer utbytesdata för koldioxid, kolmonoxid, sot, isocyanater och kväveoxider från samma källa som för medelvärde av trä (tabell B.1). Värdena på utbytena av dioxiner, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och flyktiga kolväten (VOC) gäller för träfiberprodukter och är tagna från tabell B.3.

Utbytesdata för dioxiner, PAH och VOC för spånskivor kommer också från träfiberprodukter i tabell B.3. För sot används samma värden som från medelvärde av trä (tabell B.1). Utsläppsdata för övriga föreningar vid förbränning av spånskivor är tagna ur tabell B.2.

Siffror för utsläpp av koldioxid, kolmonoxid, kväveoxider och svaveldioxid från förbränning av bensin finns angivna i tabell B.4. Utsläpp av sot och VOC för bensin är antagna att vara samma som för flygfotogen i tabell B.5, Appendix B. För diesel saknades data helt och utsläppen har därför antagits vara samma som för bensin (CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>) och flygfotogen (sot, VOC).

<sup>8</sup>Dioxiner mäts i enheten ngTEQ/g, där TEQ betyder Toxisk Ekvivalent

Utsläppsdata av PAH, VOC och dioxiner för bensin och diesel kommer från tabell B.3 där siffrorna anges för petroleumprodukter.

Data för flygfotogen återfinns i tabell B.5 Utsläpp av SO<sub>2</sub> saknas för flygfotogen och har antagits vara lika stort som för bensin (tabell B.4). Utsläpp av PAH och dioxiner för flygfotogen står i tabell B.3, där det benämns som petroleumprodukter.

För utsläppsberäkningar av gasol används data för gasol från tabell B.5. För utsläpp av SO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> antas samma siffror som för bensin (tabell B.4).

Utsläpp vid förbränning av övriga bränslen som RME och Biodiesel 101 används samma utsläppsdata som för bensin. För halm finns en del utsläppsdata i tabell B.3 (dioxiner, PAH, VOC) och i tabell B.4 (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>).

Gruppen alkoholer utgörs till största delen av isopropanol och etanol. En hel del tändvätska ingår också, liksom små mängder aceton. Den utbytesdata som används för utsläppsberäkningar för dessa bränslen är det medelvärde som är beräknat i tabell B.1.



# Appendix C: Formler för beräkningar

## Ventilationsförhållanden

Vilka produkter som bildas i en brand beror till stor del på tillgången på syre. Ventilationsförhållandena i en brand kan beskrivas med den s.k. ekvivalenskvoten,  $\Phi$  (Karlsson, B., et al, 2000).

Ekvivalenskvoten ( $\Phi$ ) kan definieras enligt ekvation 4.2 nedan. Här behövs parametrar såsom bränslets massförlust under branden ( $\dot{m}_{bränsle}$ ), mängden konsumerat syre ( $\dot{m}_{syre}$ ) per tidsenhet och det stökiometriska förhållandet ( $r$ ) (Karlsson, B., et al, 2000).

$$\Phi = \frac{\dot{m}_{bränsle} / \dot{m}_{syre}}{r} \quad \text{(Ekvation 4.2)}$$

$\Phi < 1$  är branden bränslekontrollerad

$\Phi > 1$  är branden ventilationskontrollerad

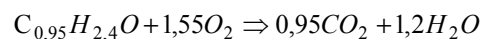
$\Phi = 1$  är branden stökiometrisk

## Stökiometriska förhållande

Det stökiometriska förhållandet ( $r$ ) beräknas genom att dividera massförlusten av bränslet ( $\dot{m}_{bränsle, stök}$ ) med mängden konsumerat syre per tidsenhet ( $\dot{m}_{syre, stök}$ ), givet att båda massförluster är angivna under stökiometriska förhållanden (Karlsson, B., et al, 2000).

$$r = \frac{\dot{m}_{bränsle, stök}}{\dot{m}_{syre, stök}} \quad \text{(Ekvation 4.3)}$$

Om ett antagande görs att det endast bildas koldioxid och vatten vid förbränning av trä gäller den stökiometriska formeln nedan för fullständig förbränning. Den kemiska beteckningen för trä (tallved) är  $C_{0,95}H_{2,4}O$ .



Den stökiometriska kvoten,  $r$ , beräknas enligt ekvation 4.3 för exempelvis tallved där  $m_{bränsle, stök}$  är massan bränsle under stökiometriska förhållanden och  $m_{syre, stök}$  betecknar massa syre under stökiometriska förhållanden (Karlsson, B., et al, 2000):

$$r = \frac{m_{bränsle, stök}}{m_{syre, stök}} = \frac{0,95 \cdot 12 + 2,4 \cdot 1 + 1 \cdot 16}{1,55 \cdot 2 \cdot 16} = \frac{29,8}{49,6} \approx 0,601$$

**Beräkning av ekvivalenskvot**

$$\Phi = \frac{\dot{m}_{bränsle} \cdot \left( 1 + \left( \frac{T_{gas}}{T_{luft}} \right)^{1/3} \right)^{3/2}}{\frac{2}{3} \cdot h^{3/2} \cdot b \cdot C_d \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot \rho_{luft} \cdot \left( 1 - \frac{T_{luft}}{T_{gas}} \right)^{1/2}} \cdot r \quad \text{(Ekvation 4.4)}$$

$\dot{m}_{bränsle}$  = Massförlust av bränslet (kg/s)

$T_{gas}$  = Temperaturen i övre brandgaslagret (K)

$T_{luft}$  = Omgivande luftens temperatur (K)

$h$  = Öppningens höjd (m)

$b$  = Öppningens bredd (m)

$C_d$  = Flödeskoefficienten

$\rho_{luft}$  = Densiteten av den omgivande luften (kg/m<sup>3</sup>)

$r$  = Stökiometriskt massförhållande mellan bränsle och luft

Eftersom gasen inte är ideal och alltså inte friktionsfri, inkompressibel och isotermisk kommer där bli ett motstånd i flödet. Detta motstånd tas hänsyn till genom flödeskoefficienten  $C_d$ . För stora öppningar t.ex. dörrar kan  $C_d$  sägas vara 0,7 (Karlsson, B., et al, 2000).

**Utbyte**

Utbytet av en komponent  $i$ ,  $y_i$ , definieras som förhållandet mellan producerad massa av ämne  $i$ ,  $m_i$ , och den förbrukade massan av bränslet,  $m_{bränsle}$ . Massorna mäts i enheten kilo (Karlsson, B., et al, 2000).

$$y_i = \frac{m_i}{m_{bränsle}} \quad \text{(Ekvation 10.1)}$$

$m_i$  = Producerad massa av ämne  $i$  (kg)

$m_{bränsle}$  = Förbrukad massa av tillfört gasformigt bränsle (kg)



**Beräkning av massflöde ut ur ett brandrum**

Massflödet av brandgaser ut ur ett rum ( $\dot{m}_{gas}$ ) beräknas enligt ekvation 4.1 (Karlsson, B., 2000).

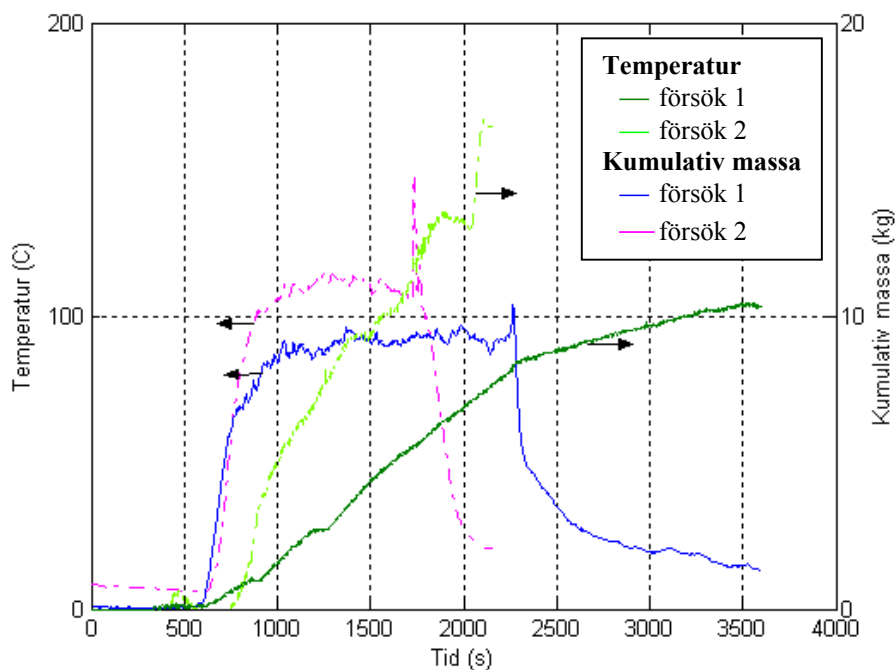
$$\dot{m}_{gas} = \frac{2}{3} \cdot C_d \cdot b \cdot \rho_{luft} \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot \frac{T_{luft}}{T_{gas}} \cdot \left(1 - \frac{T_{luft}}{T_{gas}}\right) \cdot (h - h_{neutralplan})^3} \quad \text{(Ekvation 4.1)}$$

- $\dot{m}_{gas}$  = Massflödet ut ur rummet (kg/s)
- $C_d$  = Flödeskoefficienten
- $b$  = Öppningens bredd (m)
- $\rho_{luft}$  = Densiteten av luften utanför rummet (kg/m<sup>3</sup>)
- $h$  = Öppningens höjd (m)
- $h_{neutralplan}$  = Höjden upp till neutrallagret från en referenspunkt (m)
- $T_{luft}$  = Inströmmande luftens temperatur (K)
- $T_{gas}$  = Temperaturen i övre brandgaslagret (K)

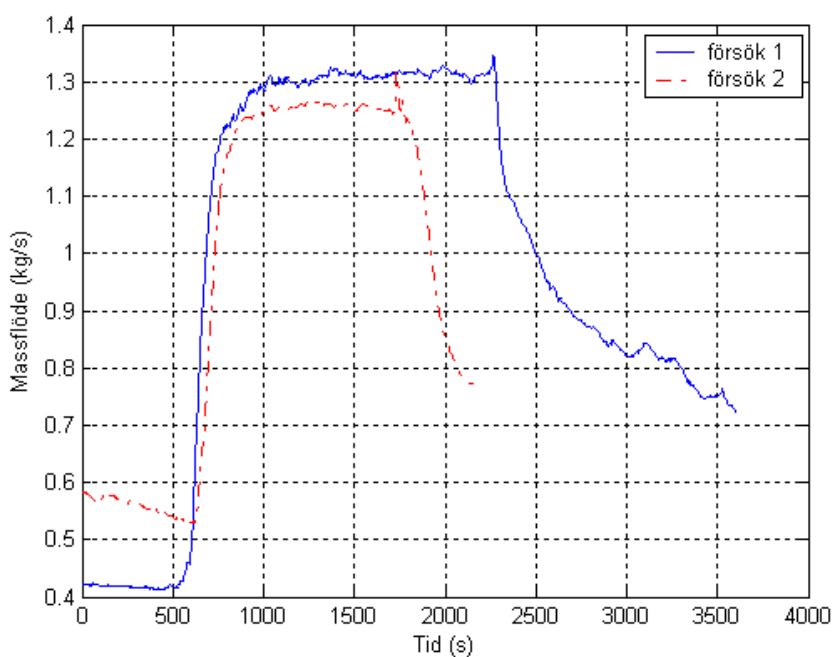


# Appendix D: Diagram av beräkningar från provtagningarna

## Citydiesel



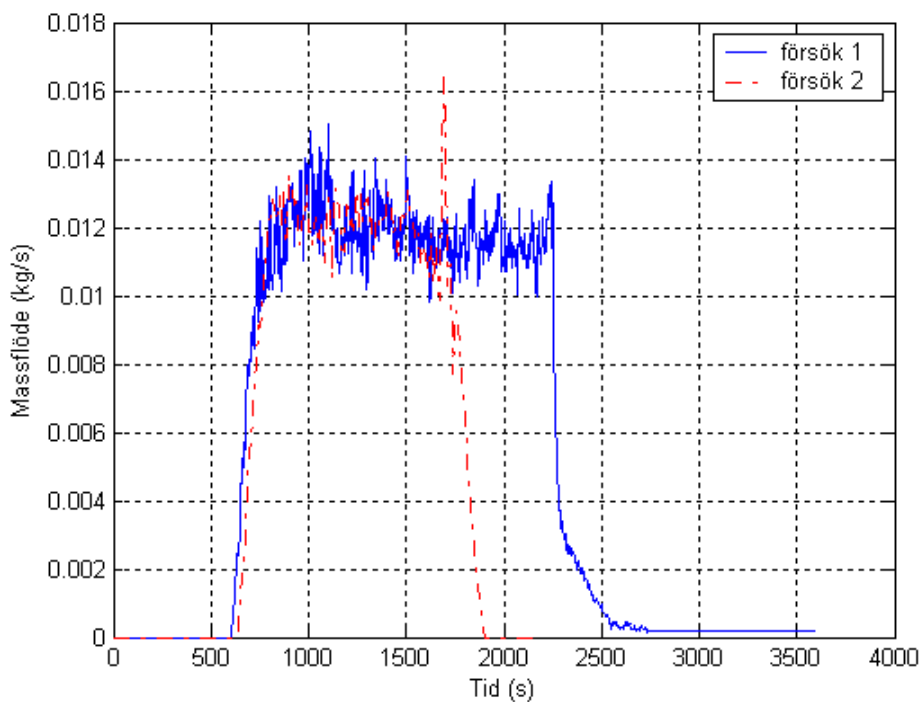
**Figur D.1** Figur visar hur temperaturen i det övre brandgaslagret varierar under brandförloppet och massavbrinningen av bränsle för de två försöken med Citydiesel.



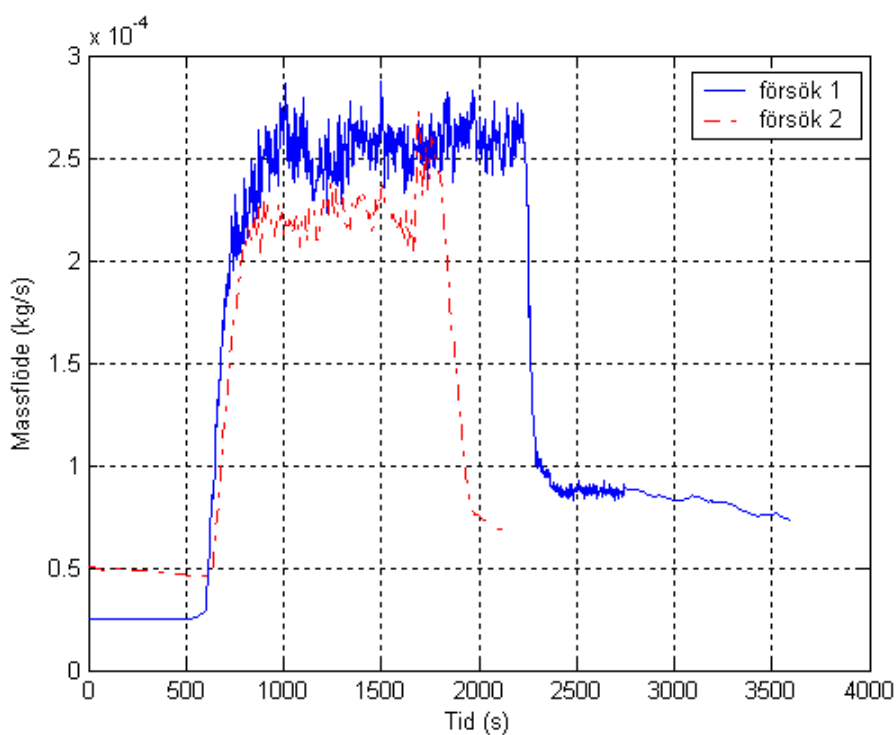
**Figur D.2** Figur visar massflödet av brandgaser ut ur containern för de två försöken med Citydiesel.

Fig

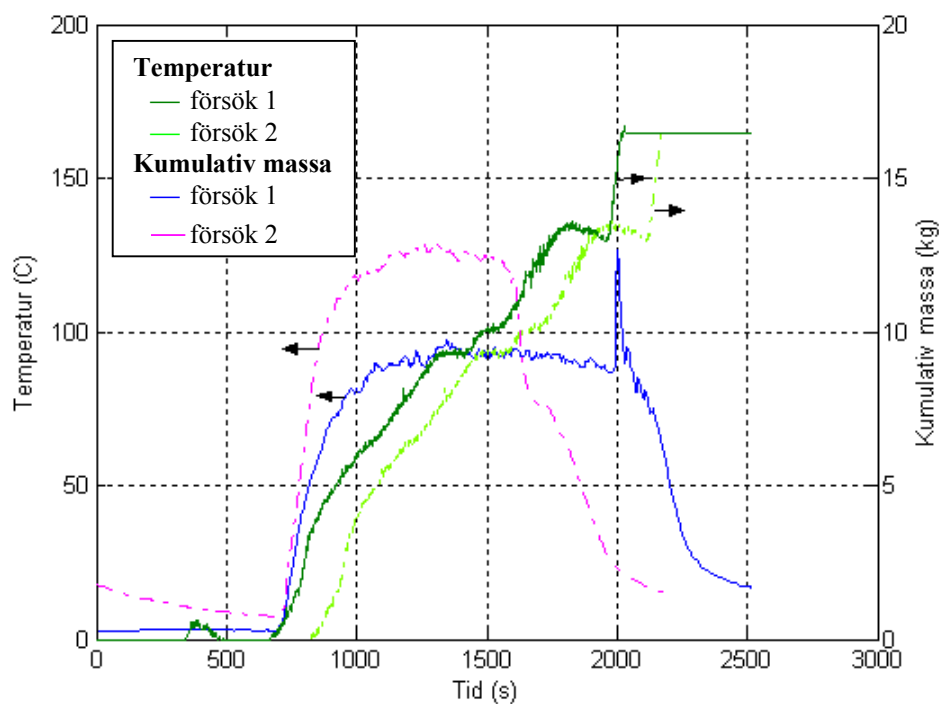




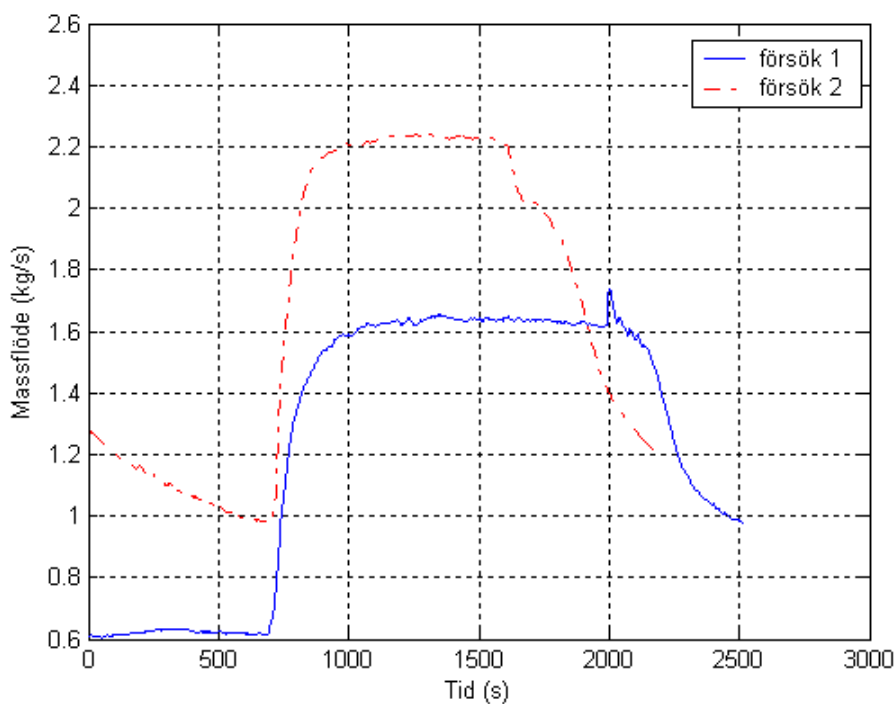
**Figur D.3** Figur visar massflödet av koldioxid ut ur containern för de två försöken med Citydiesel.



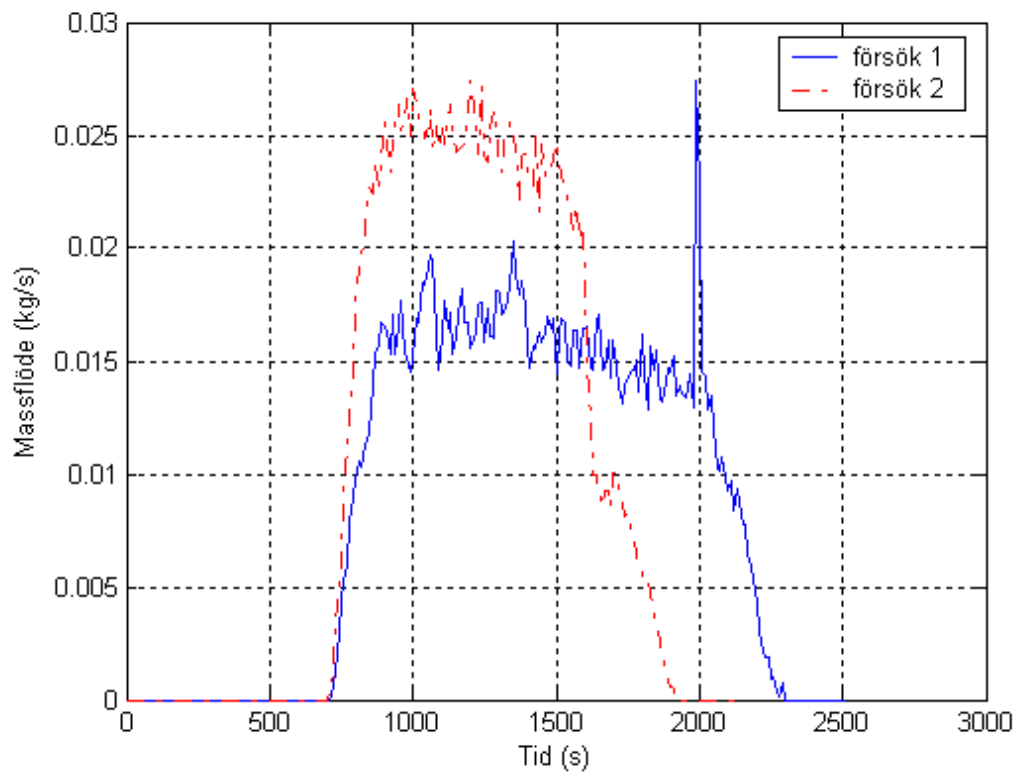
**Figur D.4** Figur visar massflödet av kolmonoxid ut ur containern för de två försöken med Citydiesel.

**EcoPar**

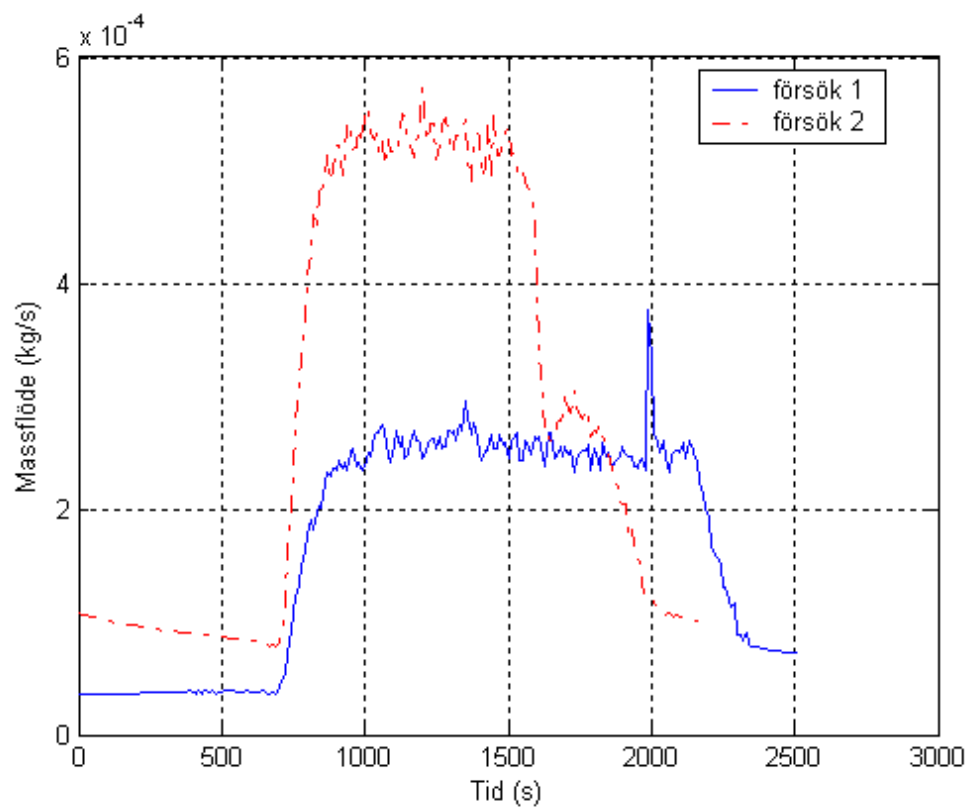
**Figur D.5** Figur visar hur temperaturen i det övre brandgaslagret varierar under brandförloppet och massavbrinningen av bränsle för de två försöken med EcoPar.



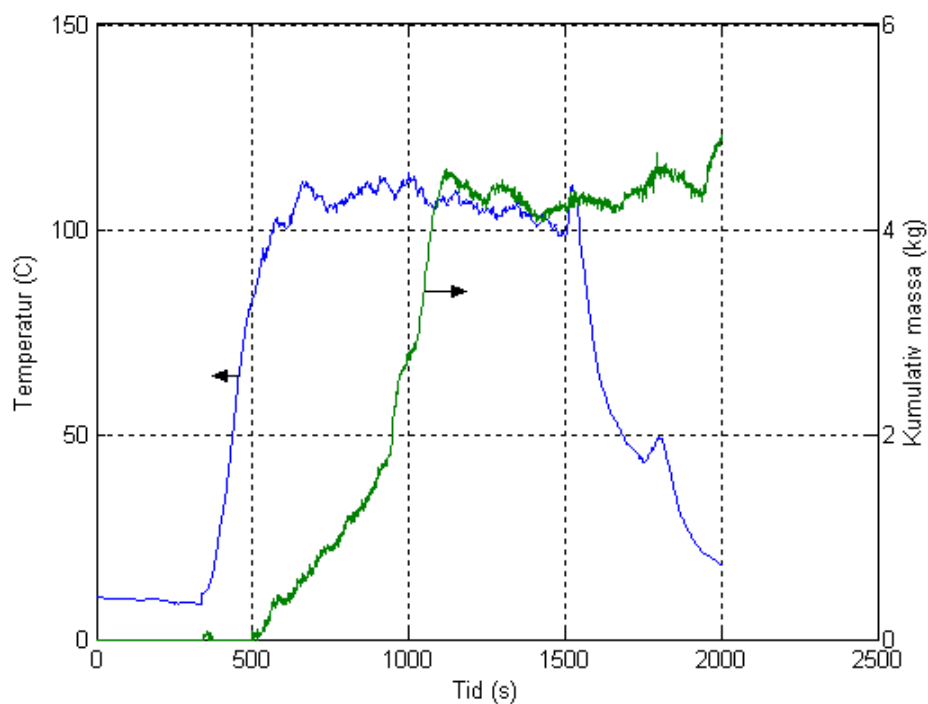
**Figur D.6** Figur visar massflödet av brandgaser ut ur containern för de två försöken med EcoPar.



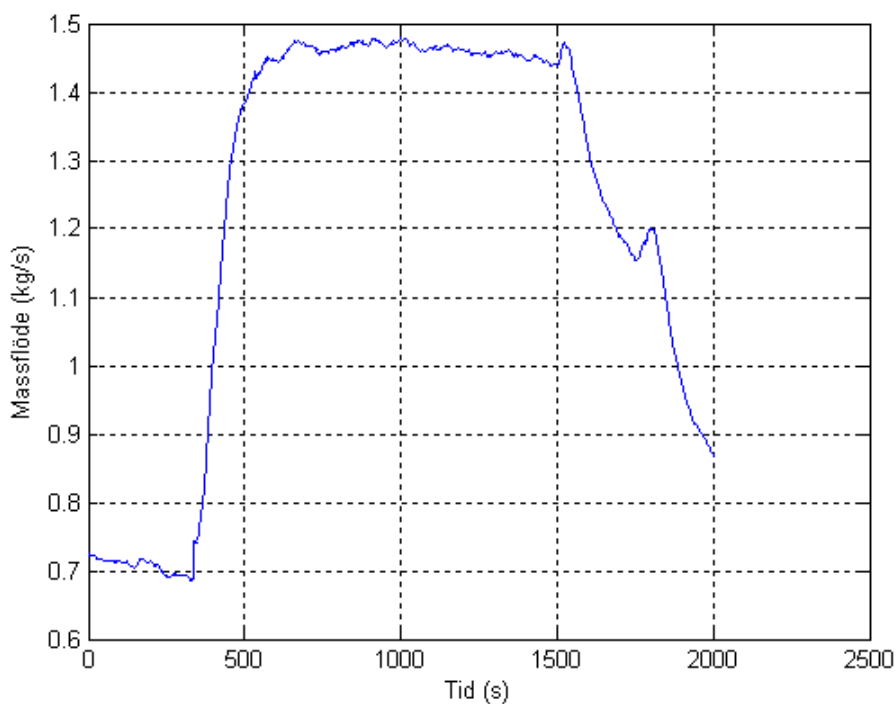
**Figur D.7** Figur visar massflödet av koldioxid ut ur containern för de två försöken med EcoPar.



**Figur D.8** Figur visar massflödet av kolmonoxid ut ur containern för de två försöken med EcoPar.

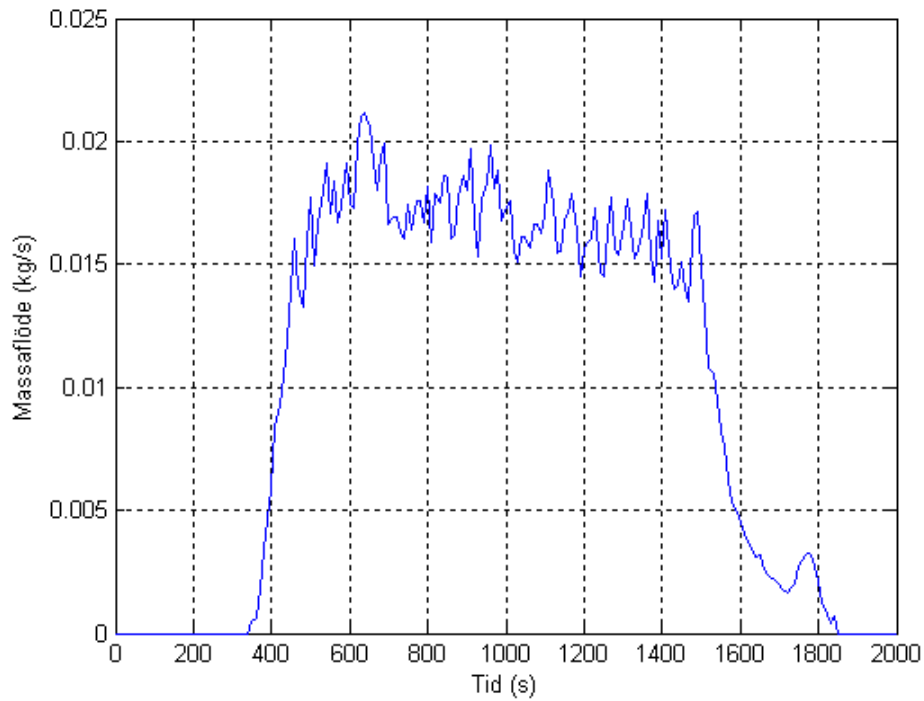
**Biodiesel 101**

**Figur D.9** Figur visar hur temperaturen i det övre brandgaslagret varierar under brandförloppet och massavbrinningen av bränsle för försöket med Biodiesel 101.

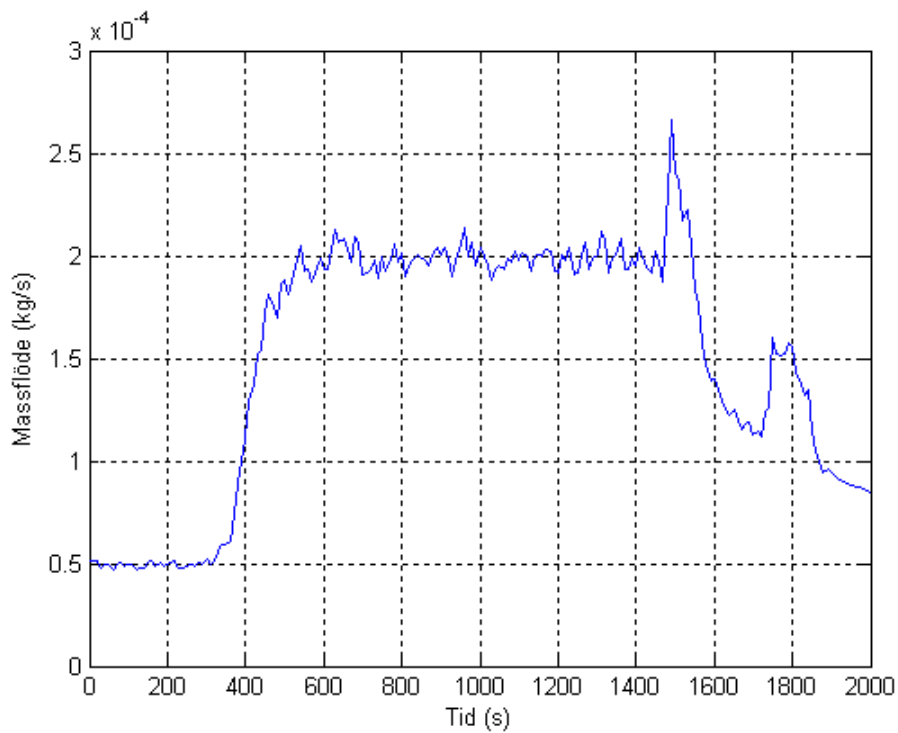


**Figur D.10** Figur visar massflödet av brandgaser ut ur containern för försöket med Biodiesel 101.

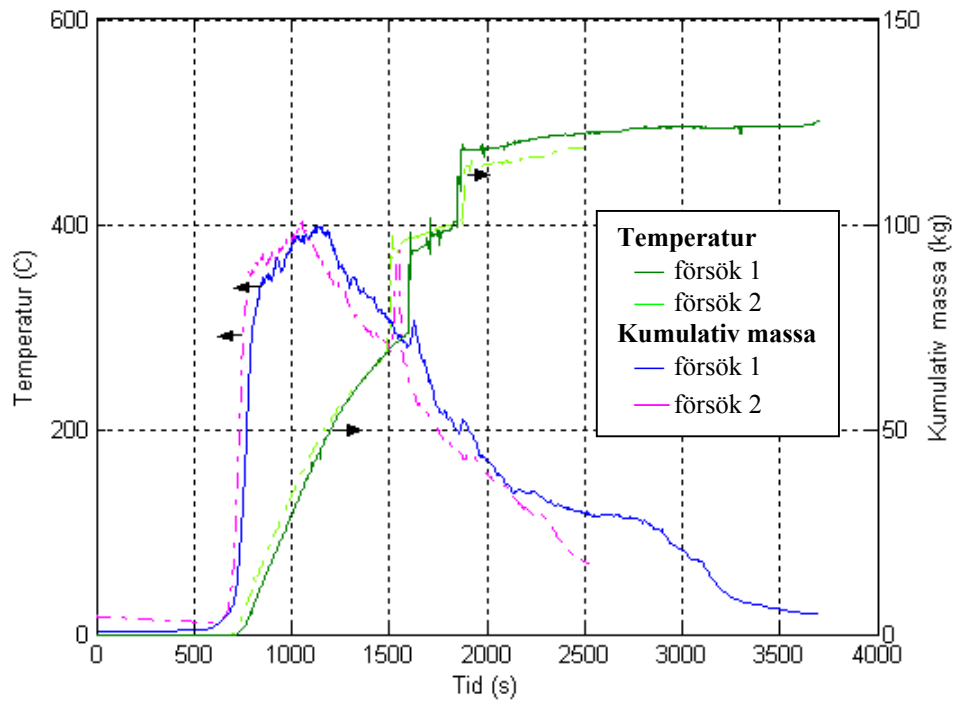




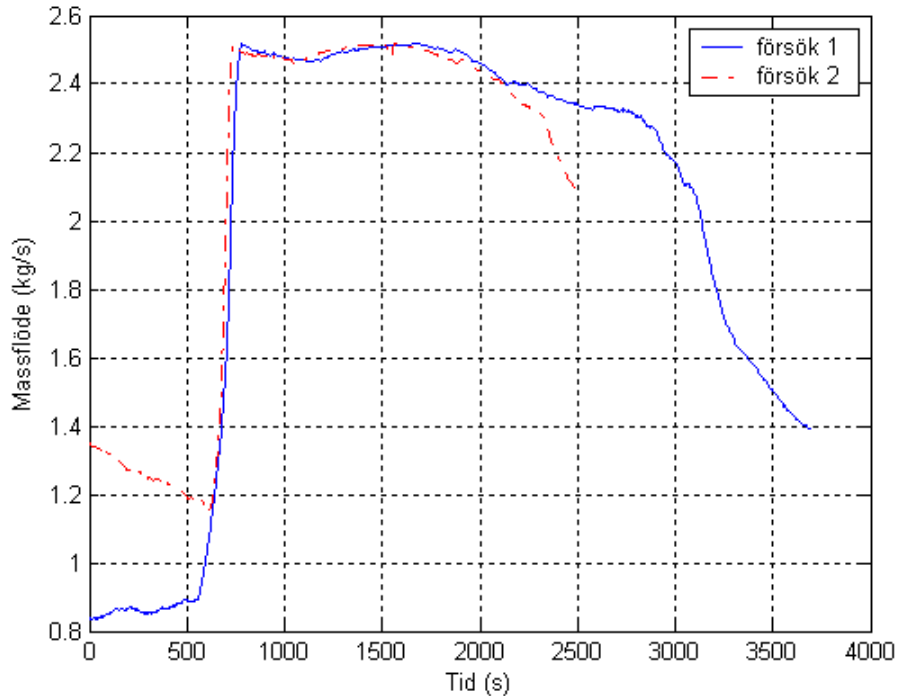
**Figur D.11** Figur visar massflödet av koldioxid ut ur containern för försöket med Biodiesel 101.



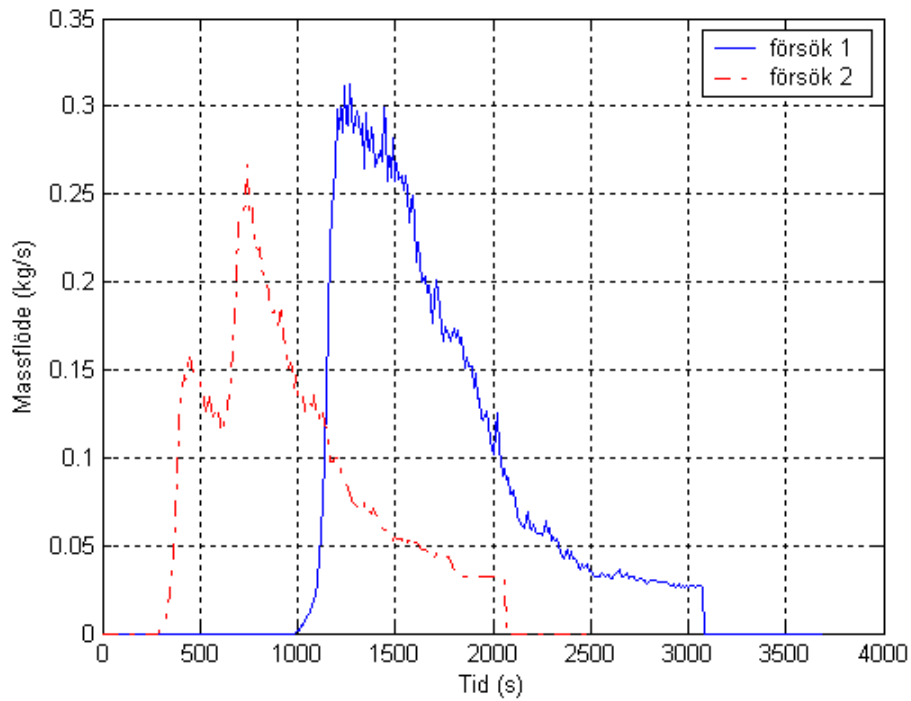
**Figur D.12** Figur visar massflödet av kolmonoxid ut ur containern för försöket med Biodiesel 101.

**Lastpallar**

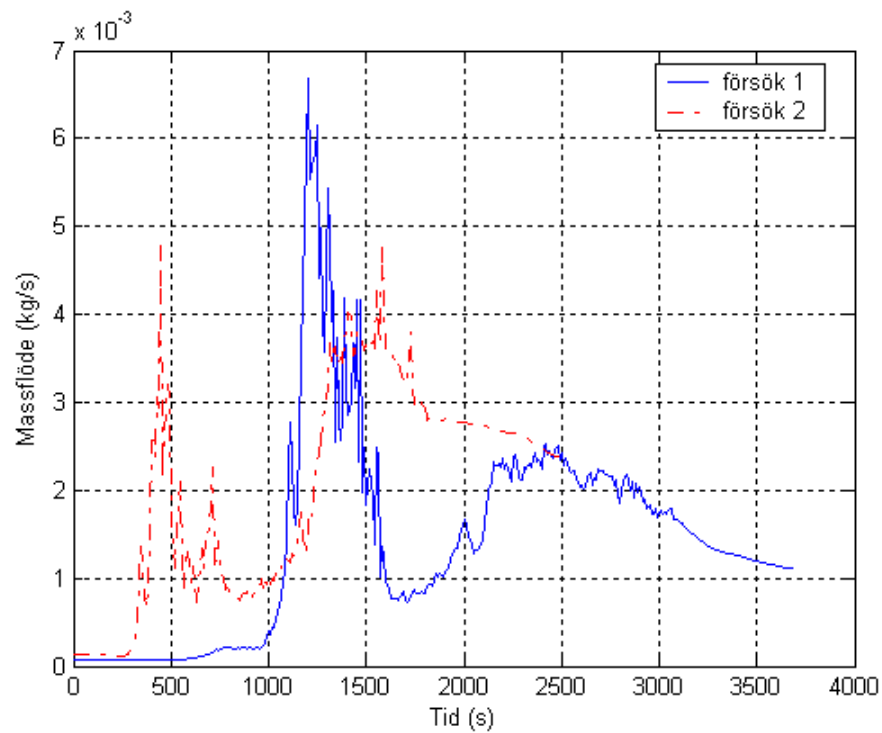
**Figur D.13** Figur visar hur temperaturen i det övre brandgaslagret varierar under brandförloppet och massavbrinningen av bränsle för de två försöken med lastpallar.



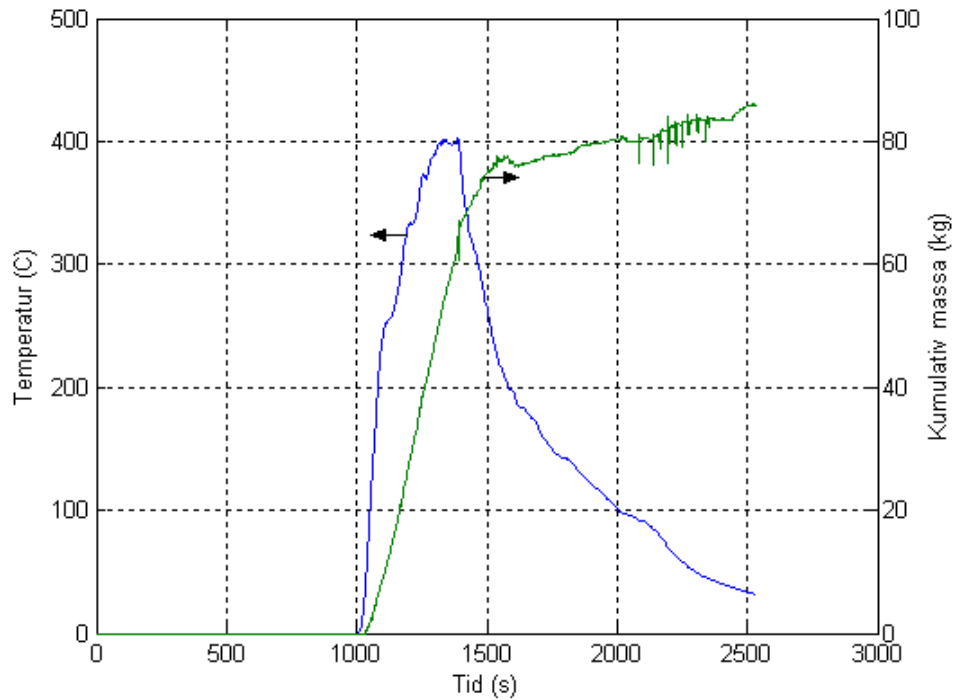
**Figur D.14** Figur visar massflödet av brandgaser ut ur containern för de två försöken med lastpallar.



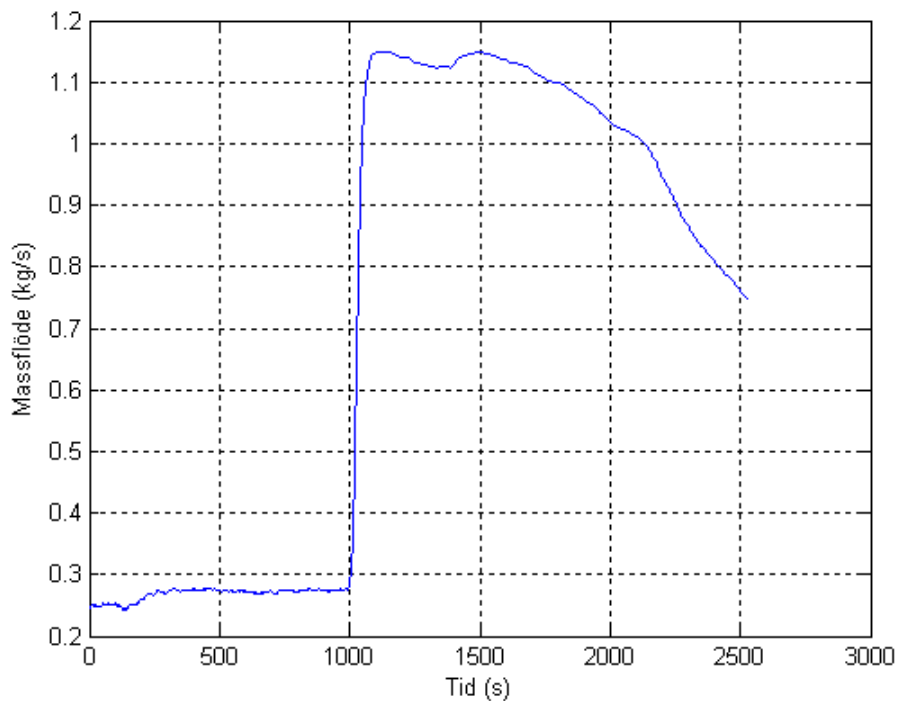
**Figur D.15** Figur visar massflödet av koldioxid ut ur containern förde två försöken med lastpallar.



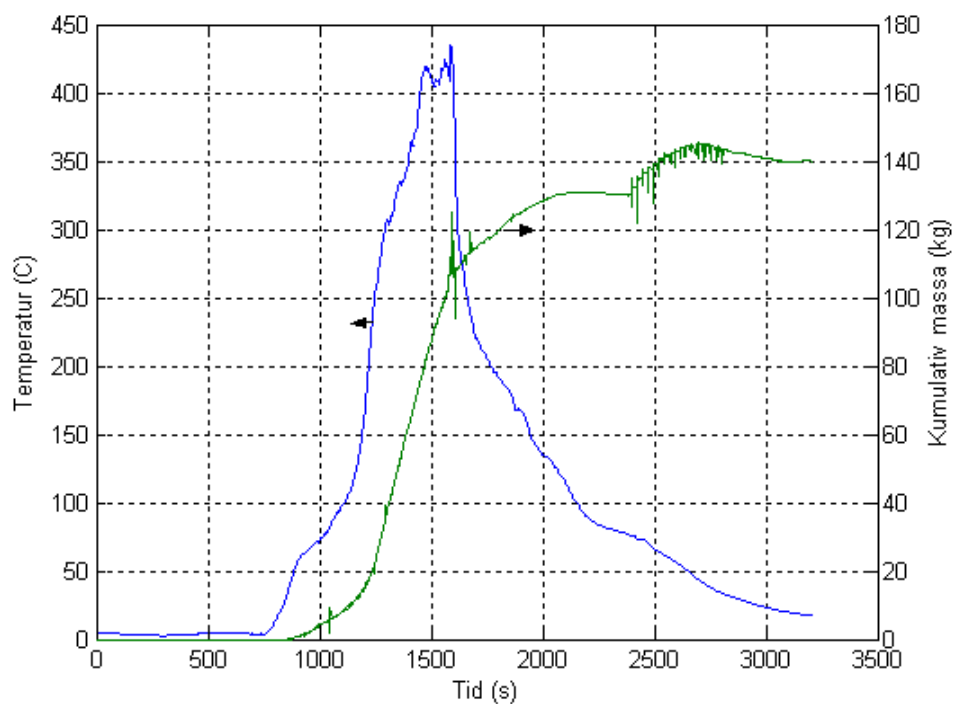
**Figur D.16** Figur visar massflödet av kolmonoxid ut ur containern förde två försöken med lastpallar.

**Tretexskivor**

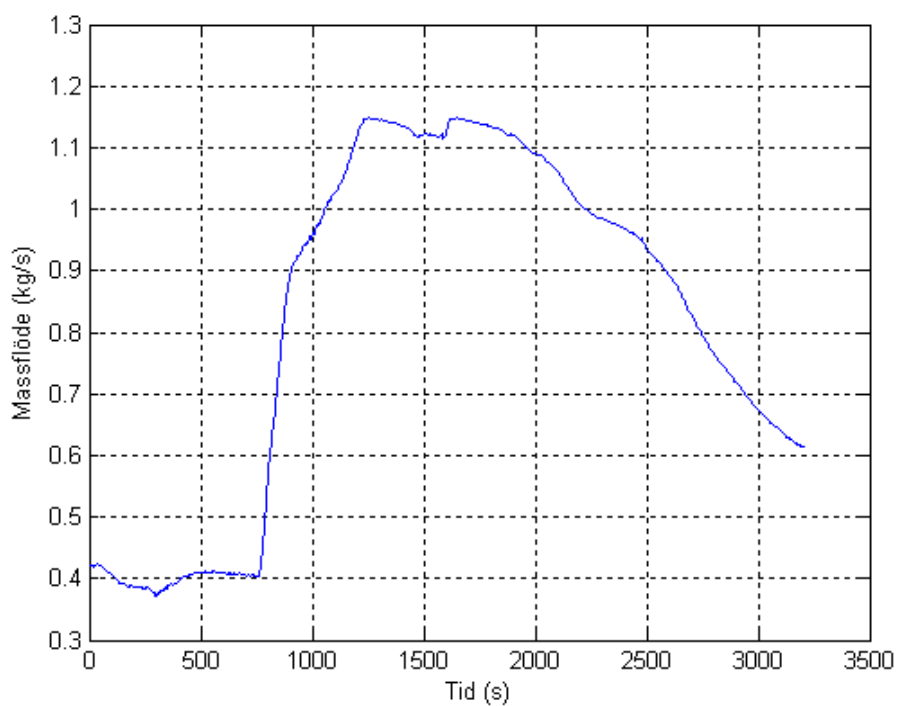
**Figur D.19** Figur visar hur temperaturen i det övre brandgaslagret varierar under brandförloppet och massavbrinningen av bränsle för försöket med tretexskivor.



**Figur D.20** Figur visar massflödet av brandgaser ut ur containern för försöket med tretexskivor.

**Spånskivor**

**Figur D.17** Figur visar hur temperaturen i det övre brandgaslagret varierar under brandförloppet och massavbrinningen av bränsle för försöket med spånskivor.



**Figur D.18** Figur visar massflödet av brandgaser ut ur containern för försöket med spånskivor.





**Räddningsverket, 651 80 Karlstad**  
**Telefon 054-13 50 00, fax 054-13 56 00. [www.srv.se](http://www.srv.se)**

Beställningsnummer P21-450/04. Fax 054-13 56 05  
ISBN 91-7253-243-2