

Bror Persson
Margaret Simonson
Margret Månsson

Utsläpp från bränder till atmosfären

Bror Persson

Margaret Simonson

Margret Månsson

Utsläpp från bränder till atmosfären

Abstract

Emission from fires to the atmosphere

The amount of various pollutants emitted to the atmosphere from fires per year is estimated. The pollutants that have been studied in detail are carbon dioxide (CO₂), carbon monoxide (CO), hydrogen cyanide (HCN), nitrogen oxides (NO_x), sulfur dioxide (SO₂), hydrogen chloride (HCl), unburnt hydrocarbons (THC and VOC) and particles (mainly ashes and soot). The emission of nitrous oxide (N₂O), aromatic hydrocarbons, dioxins, and heavy metals is discussed qualitatively. The estimate is based on the number of fires in buildings and cars in Sweden in 1994. The number of fires per year is, however, essentially constant and this estimate is assumed to be representative for fires during a 'normal' year.

The results indicate that the amount of combustible material that is burnt in fires per year is approximately 12 000 ton. The emission of particles and unburnt hydrocarbons is approximately equivalent to that expected from the combustion of 2 Mton of solid fuel in a combustion plant per year. This corresponds to an energy production of approximately 15 TWh per year. This emission is also of the same order of magnitude as that expected from trucks in Sweden each year. The emission of the other species studied in detail is negligible relative to other sources. In situ measurements under realistic conditions of those species that have not been studied in detail (such as dioxins) are necessary in order to determine the quantity of these species emitted per year.

The amount of combustible material quoted in this report should be interpreted as a lower bound. Certain years very large fires may take place, most importantly industrial fires, where the amount of combustible material involved can be several times that presented here. Further the contribution of forest fires is not included in this summary. Specific forest fires could conceivably contribute significantly greater amounts of combustible material than than cited as 'normal'.

Key words: emissions, smoke emissions, smoke production, air pollution

Sveriges Provnings- och
Forskningsinstitut
SP Rapport 1995:70
ISBN 91-7848-598-3
ISSN 0284-5172
Borås 1995

Swedish National Testing and
Research Institute
SP Report 1995:70

Postal address:
Box 857, S-501 15 BORÅS,
Sweden
Telephone + 46 33 16 50 00
Telex 36252 Testing S
Telefax + 46 33 13 55 02

	Sida
Abstract	2
Emission from fires to the atmosphere	2
Innehållsförteckning	3
Förord	4
Sammanfattning	5
1 Inledning	7
2 Statistik över brandskador	9
3 Underlag för bestämning av utbyte	11
3.1 Mätmetoder och litteraturdata	12
3.2 Utbyte baserat på storskaliga försök	15
3.3 Utbyte baserat på främst småskaliga mätningar	16
4 Uppskattning av totalutsläpp	18
4.1 Mängd material i olika objekt	18
4.2 Totalutsläpp	20
5 Diskussion	23
5.1 Hälsopåverkan	24
5.2 Miljöpåverkan	25
6 Slutsatser	27
7 Referenser	29
Appendix 1	
Appendix 2	

Förord

Föreliggande studie har utförts på uppdrag av Räddningsverket. Syftet har varit att söka kvantifiera de utsläpp som sker från bränder i byggnader och bilar och göra en uppskattning av totala utsläppen under ett år. Detta för att få en uppfattning om hur mycket föroreningar som släpps ut till atmosfären från bränder och betydelsen av dessa föroreningar jämfört med andra utsläppskällor.

Sammanfattning

En uppskattning har gjorts av hur stora utsläpp till luften som kommer från bränder under ett år. De utsläpp som behandlats detaljerat är koldioxid (CO₂), kolmonoxid (CO), vätecyanid (HCN), kväveoxider (NO_x), svaveldioxid (SO₂), klorväte (HCl), oförbrända kolväten samt stoft. Utsläpp av dikväveoxid (N₂O), aromatiska kolväten, dioxiner och tungmetaller diskuteras kvalitativt. Uppskattningen baserar sig på antalet bränder i byggnader och personbilar i Sverige under 1994. Antalet bränder per år är dock i stort sett konstant och uppskattningen ger därför en god bild av utsläppen från normalt förekommande bränder under ett år.

Sammanställningen visar att mängden brännbart material som omfattas av brand uppgår till cirka 12000 ton per år. Utsläpp när det gäller partiklar och oförbrända kolväten (stoft) blir i samma storleksordning som vid förbränning av 2 Mton fastbränsle i en förbränningsanläggning. Detta motsvarar en energiproduktion på 15 TWh per år. Utsläppen av stoft från brand är av samma storleksordning som de som kommer från lastbilar i Sverige under ett år. Utsläpp av övriga komponenter som studerats är försumbara jämfört med utsläpp från andra utsläppskällor. För att kunna kvantifiera utsläpp av ex vis N₂O och dioxiner behövs mätningar utförda under realistiska brandförhållanden.

Den uppskattade mängden brännbart material som redovisas här kan anses utgöra en undre gräns. Under vissa år kan mycket stora bränder uppträda, företrädesvis industribränder, där mängden material som involveras kan bli flera gånger mer än den normala mängden för byggnader och bilar. Vidare är inte bidraget från skogsbränder inkluderat i den här sammanställningen. Enstaka skogsbränder kan även de fort bidra med avsevärt mer än den normala mängden.

1 Inledning

I det moderna samhället finns ett flertal källor som förorsakar utsläpp till atmosfären och påverkar miljön [1]. De största utsläppen när det gäller luftföroreningar kommer från eldning av fossila bränslen (både för uppvärmning och energiproduktion) och från transportsektorn (bilar, bussar, sjöfart, tåg och flyg). Som exempel kan nämnas att av totalt 56 Mton koldioxid (CO_2) som släpptes ut 1993 kom drygt 22 Mton från industri (förbränning av fossila bränslen) och närmare 25 Mton från transportsektorn. Endast 8 Mton (<15% av totala utsläppen) kom från andra källor som hushåll, service och handel. Motsvarande siffror för totala utsläpp av kolmonoxid (CO) var 1,1, av kväveoxider (NO_x) 0,4 och av svaveldioxid (SO_2) 0,1 Mton. Av dessa utsläpp beräknas endast en försumbar del (<1%) av CO , NO_x och SO_2 komma från andra källor än industrin och trafiksektorn.

För de här nämnda utsläppskällorna finns krav och riktlinjer för hur mycket stoft och föroreningar som får släppas ut [2, 3]. För förbränning av fossila bränslen anges exempelvis i [2] att utsläpp av stoft får uppgå till max 0,5 g/kg vid eldning av fastbränsle i en anläggning som producerar mer än 10 MW. Här betecknar stoft en mindre väl definierad blandning av partiklar av sot, tjära, oförbränt bränsle och oorganiskt material som inte har tagits bort i rökgasreningen. Samma anläggning får endast släppa ut 1-8 gram NO_x per kilogram fastbränsle.

En föroreningskälla som hittills inte uppmärksamats när det gäller påverkan på miljön är brand. I Sverige rapporteras årligen mellan 30 - 40 000 bränder enligt statistik från Svenska Brandförsvarsförbundet och Räddningsverket. Antalet bränder under 1994 var exempelvis 35 990. Av dessa bränder hänför sig ca 31% till bostäder medan resterande omfattar industri, fastigheter och lantbruk. Bland villabränderna förekommer det ca 200 - 300 totalskador per år och motsvarande siffra för industrin är ca 10 -20. I det senare fallet kan det röra sig om byggnader med en yta på flera tusen kvadratmeter. Utsläppen kan vid brand lokalt bli betydande. Som exempel kan nämnas att det vid brand i träprodukter produceras mer än 10 gram stoft per kilogram bränsle även om förbränningen är välventilerad. Motsvarande siffror för plaster kan ligga upp mot 200 g/kg. Detta är alltså mellan 20 till 400 ggr mer än vad som tillåts vid utsläpp från förbränningsanläggningar. Vid ofullständig förbränning eller glödbland produceras avsevärt mer.

En kartläggning av utsläpp från bränder är angelägen inte bara som ett medel för att uppskatta betydelsen av bränder som en utsläppskälla bland andra men också som underlag för bedömning av ur miljösynpunkt effektiva sätt att bekämpa framförallt större bränder. Detta bör beaktas både utifrån brandmannens närmiljö, närmiljön för civila i närheten av en större brand och brandutsläppens långtidspåverkan på miljön. Dessa frågor är relaterade till varandra men inte helt överlappande. Som exempel kan nämnas att utsläpp av CO från bränder har stor betydelse för närmiljön (då det kan uppstå höga lokala koncentrationer av CO) men har ringa betydelse för miljön i stort eftersom brandutsläpp av CO är små jämfört med utsläpp från andra källor.

I föreliggande rapport görs en sammanställning av mängden utsläpp som bildas när olika material brinner. I sammanställningen har de vanligaste förekommande materialen i olika objekt som bostadshus, lägenheter, skolor etc tagits med. Totala mängden utsläpp från bränder har därefter uppskattats genom att utnyttja brandstatistik över antal bränder per år som tagits fram av Räddningsverket, Svenska Brandförsvarsförbundet och Försäkringsförbundet. Den uppskattning som därvid tagits fram är naturligtvis grov men ger en indikation av storleksordningen av utsläpp jämfört med utsläpp från andra källor.

Vid brand förekommer också utsläpp i samband med släckning. Förbränningsprodukter från branden förs med släckmedel in i avloppssystemet eller i marken kring brandkällan och påverkar miljön. Denna typ av utsläpp behandlas endast summariskt i denna rapport.

I nästa kapitel presenteras statistik över brandskador och i kapitel 3 görs en sammanställning över gängse metoder att uppskatta sammansättning och mängd av utsläpp från olika material. Utifrån detta görs en uppskattning av totala utsläppen i kapitel 4 uppdelade på olika material och objekt.

2 Statistik över brandskador

Statistik över brandskador har under lång tid sammanställts av Svenska Brandförsvarsförbundet. Statistiken ger totala antalet anmälda skador till försäkringsbolagen och omfattar hela skalan av skador från bagatellartade bränder till storskador. Storskador definieras som skador där brandskadebeloppet överstigit 1 miljon kronor. Statistiken ger också viss information om fördelning på mest drabbade riskslag och brandorsaker. Den här statistiken är dock inte tillräckligt detaljerad för att medge en uppskattning av mängden material som brunnit. Ett exempel på statistiken från Svenska Brandförsvarsförbundet för de senaste 4 åren ges i Tabell 1.

Tabell 1 Statistik enligt Svenska Brandförsvarsförbundet [4].

År	Totalt antal brandskador	Antal storskador	Fördelning av totalt brandskadebelopp %	
			Företag	Bostad
1991	32 408	381	73	27
1992	31 771	322	74	26
1993	36 583	344	72	28
1994	35 990	300	69	31

När det gäller storskador uppgår det totala skadebeloppet till 1200 Mkr under 1994. Fördelningen mellan företag (industri, lantbruk etc) och bostäder är här 76% för företag och 24% för bostäder, m a o är företagsbränder överrepresenterade bland storskadorna med 76% jämfört med 69% för samtliga skador.

Räddningstjänsten i en del kommuner har sedan 1991 börjat lägga in data i lokala system. Från samtliga kommuner som har systemet Alamos har Räddningsverket sedan gjort en sammanställning som ger en något mer detaljerad statistik än den som kommer från försäkringsbolagen. Rapporteringen omfattar data från samtliga utryckningar med uppgifter om brandomfattning etc. Tyvärr är systemet ännu inte fullt utbyggt men det finns ändå tillräckligt mycket information för att man skall kunna göra en extrapolerad uppskattning för hela landet. I statistiken kan man få fram fördelningen av stora respektive medelstora bränder bland totala antalet registrerade utryckningar. Med stora bränder avses här totalskador där hela mängden brännbart material förbrukats. Erfarenhetsmässigt kan man sedan anta att en medelstor brand i en villa omfattar ca 30% av en totalskada medan motsvarande siffra för en lägenhet är 50% och för en skola 30%. Detta bedöms vara konservativt dvs det uppskattade antalet totalskador är troligen underskattat.

Följande tabell ger totala antalet bränder för hela landet uppdelat på olika objekt. Vidare anges fördelningen av stora respektive medelstora bränder och det sammanvägda antalet totalskadade objekt. I den senare siffran ingår alltså antalet stora bränder plus 30% av antalet medelstora bränder för villor/skolor och 50% för lägenheter.

Tabell 2 Statistik enligt Räddningsverket [5].

Objekt	Totalt antal /år	Stor brand	Medelstor brand	Beräknat antal totalskador/år
Villa/radhus	4 380	260	390	377
Lägenheter	5 590	220	390	415
Skolor	1 650	30	30	39
Affärer	1 144	10	80	26

Den sista kolumnen i Tabell 2 anger antalet totalskador per år dvs bränder där allt brännbart material förbrukats.

När det gäller bilbränder anger statistik från Försäkringsförbundet [6] att det under 1994 förekom 9 254 skadetillfällen med brand varav 6 363 för personbilar. Av dessa bränder antas att 5 000 motsvarar totalt utbrända bilar.

3 Underlag för bestämning av utbyte

Vid bränder varierar utsläppen av föroreningar beroende på bränsletyp, ventilationsgrad, brandintensitet, bränsle- och inneslutningsgeometri. Välventilerad brand ger vid försök i modellskala en förbränningseffektivitet på 60-80% för de flesta fasta och vätskeformiga bränslen. Om branden blir underventilerad kan förbränningseffektiviteten ibland sjunka ner mot 10% innan branden slocknar. Vid brand kan därför förbränningsgaserna innehålla stora mängder oförbrända kolväten och stoft.

I följande Tabell visas exempel på utbyte vid förbränning av några vanliga material som förekommer vid bränder och hur utbytet varierar med förbränningsförhållandena. Som synes ökar utbytet av föroreningar drastiskt med ändrade förbränningsförhållandena. Med föroreningar avses här den sammanlagda mängden av oförbrända kolväten och stoft.

Tabell 3 Utbyte av föroreningar (oförbrända kolväten och partiklar) uttryckt i gram per kilogram brunnet material för olika material och förbränningsförhållanden.

Material	Välventilerad brand, data från:		Glödbrand
	Storskaliga försök STEP, m fl	Småskaliga försök Tewarson [7]	
Trä	10 *	15	210
PVC	60	170	-
PUR	20 *	100	540
Polystyren	20	160	-
Polyeten	10	60	-
Nylon	5	75	-

*) uppskattat värde

I det följande redovisas en sammanställning av kvantitativa data för utbyte baserat dels på uppskattningar från genomförda fullskaleförsök och dels på data från litteraturen.

Kvantifieringen här av de totala utsläppen till luft från bränder baseras på förutsättningen att identitet och mängd av de olika komponenterna i rökgasen kan ställas i direkt relation till de utbyten av komponenterna som fås vid brand i de enskilda materialen. Utifrån nuvarande kunskapsbas är det inte möjligt att kvantitativt väga in de ändrade betingelser som ges av en brand där många material i varierande proportioner är involverade. Faktorer av betydelse för utbytet är exempelvis aktuell förbränningstemperatur, konkurrens om tillgängligt luftsyre för förbränningen och bildandet av specifika rökgaskomponenter från övriga närvarande material.

3.1 Mätmetoder och litteraturdata

Det absoluta flertalet av de mätningar på brandgassammansättning som finns publicerade har haft som primärt syfte att kartlägga och 'kvantifiera' toxiciteten (giftigheten) hos rökgaserna. Mätningarna innebär oftast att på ett specifikt sätt generera en rökgas från ett enskilt material vilken kan tjäna som modell för ett specificerat brandscenario. Djur, oftast möss, exponeras för brandgaserna och man utvärderar hur stor andel av djuren som dör av den aktuella exponeringen. Resultaten vad gäller rökassammansättningen anges oftast som koncentrationen av de olika komponenterna i rökgasen. Modeller har utvecklats och testats för en sammanvägning av den totala toxiciteten utifrån halten av de enskilda komponenterna i rökgasen [8].

Mätmetoderna är mestadels småskaliga och pyrolysen/förbränningen sker generellt i någon ugnslutning där man kan reglera temperatur och atmosfär. Därigenom kan man åstadkomma betingelser alltifrån pyrolysis av materialet i inert atmosfär till förbränning med öppen låga med syre i överskott. Rökgasen leds från reaktionsdelen direkt till det specifika utrymme där djuren finns.

Grovt kan de småskaliga toxicitetsmetoderna hänföras till rörugnsmetoder, där den mest bekanta förefaller vara den s k DIN-ugnmetoden [9], och 'cup furnace' metoder, exempelvis NBS cup furnace-metoden [10].

För provning av materials brandegenskaper avseende tid till antändning, effektutveckling etc används metoder av typ konkalorimeter där den mängd syre som förbrukas vid förbränning av materialet mäts och ger ett mått på effektutvecklingen. Medelst en strålningskon kan provet utsättas för en definierad strålning vid mätningen. I laboratorievarianten av konkalorimetern [11] mäter man på prov av storleken 10 cm × 10 cm. Konkalorimetriska mätningar, som bara vid några enstaka laboratorier kan styras mot reducerad tillgång på syre för förbränningen, omfattar normalt även bestämning av halt koldioxid, CO₂, och kolmonoxid, CO samt röktäthet. En bredare kartläggning av andra rökgaskomponenter görs vanligen inte. Konkalorimeterförsök är endast undantagsvis kopplade till djurförsök.

Den s k möbelkalorimetern [12] är en storskalig variant av konkalorimetern. Återstrålningskonen är där ersatt med en passiv huv för uppsamling av rökgaserna. Mätningar öppnet under huv med utnyttjande av samma mätprincip som för konkalorimetern genomförs i skala upp till några hundra kilogram brännbart material.

Som del i ett EU-projekt (STEP) [13] har storskaliga mätningar på brand i enskilda material nyligen genomförts i den s k industrikalorimetern vid SP [14]. Kvantitativa bestämningar gjordes av utbytet av de vanligaste brandgaserna och mängden oförbrända kolväten (THC). Vidare mättes röktäthet och en kartläggning genomfördes av relativa halter av organiska ämnen i rökgasen; se vidare avsnitt 3.2. Mätningar i DIN-ugn, i konkalorimeter, och i 1/3-rum skala ingick också i projektet som syftade till att bestämma skalningseffekter vid olika ventilationsgrad.

Försök har i en del fall gjorts att efter inventering av bostadsmiljöer (Japan) genomföra rumsbrandprovningar med brandbelastning och fördelning av material i enlighet med sådana typiska miljöer [15, 16]. Kvantitativa tolkningar av resultaten i termer av ingående material är för närvarande knappast möjliga.

Pyrolysis och glödbland ger i allmänhet mera toxiska förhållanden än en väl utvecklad brand och dominerar därför datautbudet i litteraturen. Från resultat som anges som koncentration i gasfas kan relativa utbyten för exempelvis CO/CO₂ beräknas. Eftersom CO anses vara den komponent som generellt svarar för den största toxicitetsrisken vid bränder anges dess halt mestadels. Mera sällan anges halt HCN annat

än för kvävehaltiga material; NO_x -halter och THC (total unburned hydrocarbon) anges mycket sporadiskt. I en nyligen publicerad toxicitetsstudie (DIN-ugn; polymerer) anges halter i ppm för såväl CO_2 och CO som NO_x , HCN och HCl men inte för THC [17].

Akrolein och ammoniak hör också hemma bland de vanliga brandgaserna men finns nästan aldrig haltangivna. Åtminstone den förstnämnda är synnerligen obehaglig (korttidsgränsvärde 0,3 ppm [18]).

Stoft som härrör från oorganiskt material är sällan aktuellt vid mätningar på modellmaterial och ingår i uppmätt rök i fall då små mängder kan vara aktuella. I material av typ golvbeläggning, papper och kartong, färg mm kan oorganiska tillsatser som fyllmedel, armering, pigment och 'aska' ge upphov till avsevärda mängder av stoft som sprids över stora områden vid en brand. Partiklar från brand kan generellt vara bärare av otrevliga substanser, exempelvis polyaromatiska kolväten (PAH) och/eller sura komponenter som HCl [19].

Beträffande stoft har man vid tolkning av publicerade mätvärden komplikationen att det kan vara svårt att bedöma huruvida de alltid är jämförbara kvantiteter. Mätningarna består vanligen av en bestämning av andelen ljus som släcks ut (smoke obscuration) mellan en ljuskälla, vilken ger en ljusstråle vinkelrätt mot flödet, och en lämplig detektor för den ljusmängd som släpps igenom rökgasen. Minskningen i ljusintensitet påverkas utöver blockeringen från partiklar möjligen också i viss utsträckning av närvarande kolväten. I de fall där man även bestämmer totalmängden oförbrända kolväten, THC, mäts dessa då i någon mån dubbelt.

De mest studerade materialen är trä/ved och olika typer av syntetiska polymerer. Polymerer är väl kartlagda över hela området pyrolys till förbränning vad gäller vilka olika typer av organiska substanser som finns i rökgasen [20] men kvantifieringar saknas. I några få fall anges relativa halter i termer av respons från den använda detektorn.

Vid 'översättningar' av utbyten till en verklig (fullt utvecklad) brand har man svårigheter både då det gäller uppskalning från liten till verklig skala och tolkningen i termer av brandbetingelser. I en publikation från NIST [10] redovisas resultat från toxicitetsmätningar (inkl djurförsök) i skala från *NBS cup* till verklig skala *NIST: burn room-corridor-target room* för tre olika material; trä (Douglas fir; DF), mjukt polyuretanskum (PUR) och PVC. I rapporten diskuteras metodernas anknytning till ett visst brandscenario.

Resultatredovisningen i [10] omfattar de kvantitativa utbytena, i kg/kg, för CO_2 , CO, HCN (PUR) och HCl (PVC) men inte NO_x . Medelvärden från mätningarna visas i tabell 4. I några fall uppvisar CO_2 -halterna ett beroende av variationen i betingelser inom en viss metod.

Tabell 4 Utbyten, medelvärden i kg/kg, för koldioxid, kolmonoxid och vätecyanid [10].

Metod	Trä (DF)	PUR	PVC
- CO₂			
NBS Cup Furnace	1,4	2,0	1,3
SwRI/NIST	1,5	1,0	1,6
Konkalorimeter	1,0	1,1	0,4
Möbelkalorimeter	1,6	2,5	*
Verklig skala	1,4	2,0	0,8
- CO			
NBS Cup Furnace	0,18	0,20	0,10
SwRI/NIST	0,04	0,10	0,09
Konkalorimeter	0,004	0,06	0,07
Möbelkalorimeter	0,01	0,08	*
Verklig skala	0,09	0,12	0,33
- HCN			
NBS Cup Furnace	-	0,018	-
SwRI/NIST	-	0,003	-
Konkalorimeter	-	0,005	-
Möbelkalorimeter	-	-	-
Verklig skala	-	0,008	-
- HCl **			
NBS Cup Furnace	-	-	0,20 - 0,30
SwRI/NIST	-	-	0,21 - 0,26
Konkalorimeter	-	-	0,30
Möbelkalorimeter	-	-	*
Verklig skala	-	-	0,09 - 0,22

*) PVC-branden självsläckande

**) I rapporten påpekas att man räknar med att ha haft signifikanta förluster av HCl i såväl provtagningssystem som i exponeringskammare. Det stökiometriska utbytet (all klor till väteklorid) var 0,44 kg/kg.

För toxicitetsmätningarna bedömdes resultaten, vilka i samtliga fall i stort rymms inom en faktor 3, som praktiskt användbara.

3.2 Utbyte baserat på storskaliga försök

Inom ramen för de storskaliga brandförsöken i STEP-projektet genomfördes mätningar på sex olika material: Nylon 66, polypropen, polystyren, utan resp med flamskydd, PVC och klorbensen [21]. Förbränningarna arrangerades som öppna "pool"-bränder med stort luftöverskott.

Provmängden varierade från ca 25 till 120 kilogram per experiment. Kvantitativa bestämningar gjordes av utbytet av CO_2 , CO , NO_x , HCN , HCl och mängden oförbrända kolväten (THC). Vidare mättes rökthet och en kartläggning genomfördes av relativa halter av organiska ämnen i rökgasen.

Resultaten från de storskaliga mätningarna har utgjort basen för en uppskattning av utbytet av CO_2 , CO , NO_x , HCN och HCl för de materialtyper som dominerar bland material involverade i bränder under 1994. De på de storskaliga mätningarna baserade utbytena redovisas i tabell 5. För utbytet av SO_2 har antagandet gjorts att allt organiskt bundet svavel oxideras till SO_2 . I jämförelser med svavel i fasta bränslen är detta ett rimligt antagande. Möjligen har man en signifikant andel som svaveltrioxid SO_3 . För enkelhetens skull och för jämförelsen med andra utsläppskällor har allt räknats som varande SO_2 . Sulfater, exempelvis kalciumsulfat i gips, ger svaveloxid via termisk sönderdelning. Typ av sulfat, effektiv temperatur och uppehållstid avgör utbytet och proportionen SO_2/SO_3 .

Vid bedömningar av utbytet för de material som inte ingick i STEP-projektet har hänsyn tagits till materialens kemiska sammansättning, struktur och förbränningsenergi. Strukturer med C-H-O resp C-H-O-N anses generellt ge mer av CO och THC och mindre sot, dvs avspjälkning av kol, än rena C-H strukturer [22]. Bensenringar i molekylen ger upphov till speciellt stora sotmängder i brandgaserna. En hög förbränningsenergi betyder hög temperatur vid förbränningen.

Utbytena är givetvis även en funktion av den kemiska elementarsammansättningen. För mera komplexa material och för polymerer där sammansättningen varierar, exempelvis PUR, har uppskattningar gjorts av spannet för variationen och sedan har oftast ett medelvärde använts vid beräkningarna (underlaget redovisas i Appendix I).

Vissa förenklingar har gjorts ifråga om sammansättningen. Sålunda har exempelvis kvävehalten i limmade spånskivor försumrats. Flamskyddsmedel och blåsmedel av typ freoner har heller inte beaktats vad gäller de polymera materialen. Det har visats att flamskydd visserligen försvårar antändning men att de när materialet väl brinner resulterar i en något smutsigare förbränning. Den stora variationen ifråga om typ, och därmed även kemisk sammansättning, gör det emellertid till en ytterligt osäker övning att väga in dem i beräkningsunderlaget. Osäkerheter i underlaget när det gäller antal objekt och involverade mängder av olika material motiverar heller inte en fördjupning i finstruktur för sammansättningen för de polymera materialen.

Tabell 5 Utbyten, i kg/kg, baserade på resultat från storskaliga mätningar.

Material	CO ₂	CO	NO _x	HCN	HCl	SO ₂
Trä	1,63	0,058	0,0014	0,000010		
Papper	1,64	0,058	0,0014	0,000010		
Textilier	1,43	0,051	0,0012	0,000009		
PVC	1,46	0,116	0,0006	0,000009	0,32	
PUR	1,99	0,16	0,090	0,0018		
Polystyren	2,20	0,22	0,0008	0,000014		
Polyeten	2,82	0,060	0,0017	0,000017		
PMMA	1,97	0,070	0,0012	0,000012		
Nylon	2,50	0,020	0,008	0,0015		
Gummi	2,53	0,20	0,0047	0,000016		0,060
Bensin, olja	2,86	0,061	0,0017	0,000018		0,008
Gips						0,047
Utsäde	1,53	0,054	0,0013	0,000009		0,002

De CO-halter som uppmättes vid de storskaliga, välventilerade försöken på SP var genomgående lägre än de man fann i mindre skala. En liten uppjustering av CO-utbytena har det ansetts rimligt att göra här för att väga in resultaten från välventilerad förbränning i mellanskala (STEP).

3.3 Utbyte baserat på främst småskaliga mätningar

Tewarson har i [7] gjort en sammanställning av utbyten för CO₂, CO, THC och det han kallar 'smoke yield' d v s rök uttryckt som massutbyte (g/g). I tabell 6 har Tewarsons värden för dessa kvantiteter sammanställts. De baseras i allt väsentligt på resultat från småskaliga mätningar. För jämförelse visas resultaten från några konkalorimetermätningar.

Tabell 6 Utbyten, i kg/kg, enligt Tewarson [7]; jämförelser med publicerade resultat från mätningar i konkalorimeter skala.

Material	CO ₂	CO	THC	Rök	CO *	CO ₂ ; CO; rök * *
Trä	1,3	0,004	0,001	0,015	0,004	1,3; 0,004; 0,010
PVC	0,46	0,063	0,023	0,17		
PUR	1,5	0,03	0,005	0,02	0,20	
Polystyren	2,3	0,06	0,014	0,16	0,055	
Polyeten	2,8	0,024	0,007	0,060		2,9; 0,018; 0,048
PMMA	2,1	0,010	0,001	0,022		2,3; 0,005; 0,010
Nylon	2,1	0,038	0,016	0,075		
Bensin, olja	2,8	0,011	0,004	0,039		

* Konkalorimetermätningar [23]

** Konkalorimetermätningar; resultat för normal luftsammansättning [24]

Vid jämförelser av utbyten för material av typen PUR och PVC måste man hålla i minnet att mätningarna kan vara gjorda på material med avsevärda skillnader i elementarsammansättning med avseende på kväve- respektive klorhalt.

4 Uppskattning av totalutsläpp

4.1 Mängd material i olika objekt

För att få fram en uppskattning av totalutsläppen har en inventering gjorts av fördelningen av olika material i olika objekt. När det gäller material som ingår i villor har information hämtats från [25]. En sammanställning av data ges i Tabell 7.

Tabell 7 *Materialmängd i en typvilla.*

Material	Mängd [kg]
Trä	9 000
PVC	50
Polystyren	300
Polyeten	110
Gips	4 100

I tabell 7 redovisas de lägsta värdena för mängden av respektive material. Således varierar mängden av trä mellan 9 000 och 12 600 kg, polystyren mellan 300 och 600 kg, polyeten mellan 110 och 200 kg samt PVC mellan 50 till 100 kg. Gips har också tagits med i tabellen även om det inte är brännbart. Vid brand sönderdelas gipsskivor och ger upphov till utsläpp speciellt av stoft.

När det gäller inventarier i lägenheter, skolor och sjukhus har det tidigare genomförts utförliga undersökningar för att få fram uppgifter på brandbelastning för dimensioneringsberäkningar [26, 27]. Tyvärr anger denna statistik brandbelastningen som energi per ytenhet (MJ/m^2) i stället för mängd brännbart material. Därför har en omräkning och fördelning fått göras av brandbelastningen för att konvertera den till mängd av olika material. Därvid har det antagits att förbränningsenergin i inventarier i medeltal är 18 MJ/kg . Detta är ett rimligt medelvärde för de flesta material som förekommer i bostäder [27].

Brandbelastningen för lägenheter har enl [26] antagits vara 720 MJ/m^2 vilket svarar mot en materialtäthet på 40 kg/m^2 . Samma materialtäthet har också antagits gälla för villor. För skolor anges brandbelastningen till 285 MJ/m^2 eller 16 kg/m^2 . För att få fram fördelningen av olika material när det gäller inredning och inventarier har en kartläggning av olika objekt genomförts. Därvid har i första hand villor, radhus och lägenheter beaktats. Fördelningen för skolor och lekskolor har extrapolerats från dessa data. Det bedöms att de antaganden som gjorts om fördelningen av olika material inte är kritiska. Huvudparten av materialen hänför sig till trä, papper och textilier vilka alla ger likartade utsläpp.

I följande tabell ges en sammanställning av mängden material av inventarier fördelade per objekt. Därvid har vid beräkning av totala mängden inventarier antagits att en typisk villa har en bostadsyta på 120 m^2 , en typlägenhet en yta på 80 m^2 och en typisk skola en yta på 500 m^2 . Materialinnehållet i affärer har inte varit möjligt att kartlägga och därför har denna brandkälla inte tagits med. Det bedöms dock att detta bidrag är betydligt mindre än det som kommer från skolor (jämför antal bränder enl Tabell 2).

Tabell 8 Mängd brännbart material i inventarier [kg/enhet].

Material	Villa/radhus	Lägenhet	Skola
Trä	2 780	1 860	4 000
Papper	720	480	1 600
Textilier	720	480	800
PVC	240	160	1 600
PUR	240	160	0
Polyeten	100	60	0

Till dessa materialmängder från bostäder och skolor skall adderas de mängder som ingår i storskador i industri, lantbruk och liknande. För att få fram data för dessa senare källor har en mer detaljerad analys utförts av de största bränderna som finns redovisade i Sveriges Försäkringsförbunds statistik för 1994 [6].

Statistiken över storskador med ett skadebelopp på mer än 10 miljoner kronor per skada omfattar ett 25 tal olyckor enligt uppgifter från Försäkringsförbundet. I dessa olyckor ingår både explosion och brand. Totala skadebeloppet för egendom uppgår till 470 Mkr. Information om mängden brännbart material i bränder med skadebelopp över 10 Mkr har kunnat hämtas genom intervjuer med personal från Räddningstjänsten och personal från de skadedrabbade anläggningarna/företagen. I denna inventering är också inventarier inkluderade. Där data inte varit tillgängliga har materialinnehållet per ytenhet uppskattats med utgångspunkt från statistik över brandbelastning på samma sätt som för bostäder och skolor. På detta sätt har en grov uppskattning av vilka ämnen och de mängder som omfattats av bränderna kunnat göras.

Till dessa materialmängder skall adderas bidrag från storskador mellan 1 och 10 Mkr som finns inkluderade i Svenska brandförsvarsförningens statistik. Enligt denna statistik är totala skadebeloppet för storskador (större än 1 Mkr) 1 200 Mkr. Om man från detta belopp tar bort skadorna för bostäder på 270 Mkr återstår 930 Mkr för alla övriga storskador. Totala materialmängder för storskador i industri, lantbruk etc beräknas därefter som 930/470 gånger de mängder som beräknas vid inventeringen av skador över 10 Mkr. Det antas alltså grovt att fördelningen av material som ingår vid brand är lika inom hela skalan av storskador. De på det här sättet uppskattade materialmängderna redovisas i Tabell 9.

Tabell 9 Mängd brännbart material vid storskador exkl bostäder.

Material	Mängd [ton]
Trä	1 900
Papper	70
Textilier	70
PVC	140
PUR	30
Polyeten	6
Gummi	6
Bensin, lösningsmedel	20
Utsäde	405

Vidare skall till dessa materialmängder adderas det som kommer från bilbränder. När det gäller materialinnehållet i bilar har antagits att mängden brännbart material uppgår till 165 kg fördelade enligt Tabell 10.

Tabell 10 Mängd brännbart material i bilar.

Material	[kg/enhet]	[ton totalt]
PVC	10	50
PUR	20	100
Polyeten	10	50
PMMA o likn	60	300
Gummi	15	75
Bensin, olja	50	2 500

4.2 Totalutsläpp

Baserat på sammanställningen över totala materialmängder i olika objekt samt data över utbyten kan nu totala utsläpp från bränder beräknas.

Totala utsläpp för olika objekt redovisas i tabellerna 11 till 14. Vid beräkning av utsläpp baserade på Tabell 6 (Tewarson) har antagits att samma utbyte gäller för trä, papper och textilier. Där data saknas i Tabell 6 har samma värden som i Tabell 5 använts.

Tabell 11 Totala utsläpp i ton per år fördelat på olika objekt, välventilerad brand, utbyte baserat på storskaliga försök STEP etc.

Objekt	Utsläppsprodukter [ton/år]						
	CO ₂	CO	HCN	NO _x	SO ₂	HCl	Stoft
Villa/radhus	9 530	367	0,2	16	73	35	538
Lägenhet	2 170	87	0,1	8	19	21	149
Skola	2 980	117	0	2	31	20	222
Storskador	4 300	166	0,1	6	1	46	40
Bilar	1 910	76	0,2	10	7	16	12
Summa	20 890	813	0,6	42	131	138	961

Tabell 12 Totala utsläpp i ton per år fördelat på olika material, välventilerad brand, utbyte baserat på storskaliga försök STEP etc.

Material	Utsläppsprodukter [ton/år]						
	CO ₂	CO	HCN	NO _x	SO ₂	HCl	Stoft
Trä	14 860	529	0,1	12	0	0	91
Papper	990	36	0	0,9	0	0	24
Textilier	815	29	0	0,7	0	0	11
PVC	630	52	0	0,2	0	138	26
PUR	575	46	0,5	26	0	0	3
Polystyren	365	36	0	0,1	0	0	2
Polyeten	450	10	0	0,3	0	0	2
PMMA	605	21	0	0,4	0	0	3
Gummi	205	16	0	0,4	5	0	1,5
Bensin, olja	775	16	0	0,5	2	0	2,5
Gips					123		787
Utsäde	620	22		0,5	1		8
Summa	20 890	813	0,6	42	131	138	961

Tabell 13 Totala utsläpp i ton per år fördelat på olika objekt, välventilerad brand, utbyte enl Tewarson [8].

Objekt	Utsläppsprodukter [ton/år]							
	CO ₂	CO	HCN	NO _x	SO ₂	HCl	THC	Stoft
Villa/radhus	7 665	40	0,2	16	73	35	10	587
Lägenhet	1 720	11	0,1	8	19	21	3	156
Skola	2 365	14	0	3	31	20	4	242
Storskador	3 435	40	0,1	6	1	46	6	66
Bilar	1 835	36	0,2	10	7	16	8	49
Summa	17 020	141	0,6	43	131	138	31	1 100

Tabell 14 Totala utsläpp i ton per år fördelat på olika material, välventilerad brand, utbyte enl Tewarson [8].

Material	Utsläppsprodukter [ton/år]							
	CO ₂	CO	HCN	NO _x	SO ₂	HCl	THC	Stoft
Trä	11 853	36	0,1	13	0	0	9	136
Papper	786	2	0	0,9	0	0	0,6	9
Textilier	740	2	0	0,7	0	0	0,6	8
PVC	200	27	0	0,2	0	138	10	73
PUR	433	9	0,5	26	0	0	1,4	6
Polystyren	381	10	0	0,1	0	0	2,3	26
Polyeten	448	4	0	0,3	0	0	1,1	10
PMMA	642	12	0	0,4	0	0	4,9	23
Gummi	205	16	0	0,4	5	0	0	4
Bensin, olja	761	3	0	0,5	2	0	1,1	10
Gips	0	0	0	0	123	0	0	787
Utsäde	571	20	0	0,5	1	0	0	8
Summa	17 020	141	0,6	43	131	138	31	1 100

Trä dominerar totalt sett stort bland de brännbara materialen i samband med bränder och dess bidrag till de totala CO₂-utsläppen är av storleksordningen 70 %. Även för CO ger trä upphov till de klart högsta totalmängderna. Skillnaden i beräknat utbyte för CO från trä ger emellertid andelen ca 70 % enligt underlaget för tabell 12 (storskaligt, STEP) medan den är ca 30 % enligt underlaget för tabell 14 (småskaligt, Tewarson).

För gips har uppskattningar gjorts av bidragen till utsläpp av partiklar och SO₂. Båda är i nuläget ganska grova uppskattningar. Tänkbara bidrag till stoft som inte tagits med är aluminiumoxid från aluminium i exempelvis fönsterbågar.

5 Diskussion

Den här undersökningen har i huvudsak koncentrerat sig på att uppskatta utsläpp av ett mindre antal ämnen till atmosfären i samband med bränder under ett år. De ämnen som behandlats har varit CO₂, CO, NO_x, SO₂, HCl, HCN, stoft, och flyktiga organiska ämnen (VOC, engelska = volatile organic compounds). I det här avsnittet redovisas en diskussion av tänkbar hälso- och miljöpåverkan av de uppskattade utsläppen relativt andra utsläppskällor.

Tabell 15 visar en jämförelse mellan vår uppskattning av utsläpp av CO₂, CO, NO_x, SO₂ och stoft från bränder under ett år och utsläpp från industri och vägtrafik under motsvarande tidsperiod. Av tabellen framgår det tydligt att mängden CO₂, CO, NO_x och SO₂ som släpps ut från stationära anläggningar och vägtrafik är många gånger större än det som släpps ut från bränder. Däremot är mängden stoft som släpps ut från de angivna källorna i samma storleksordning.

Tabell 15 Mängd utsläpp från brand (i kiloton) från Tabell 12 jämfört med utsläpp från stationära anläggningar (inkl. industri och förbränning av fasta bränslen) och från vägtrafik under 1990.

Utsläpp	Stationära anläggningar	Vägtrafik	Brand
CO ₂	20 600	15700	20
CO	32	960	0,5
NO _x	51	172	0,04
SO ₂	59	8	0,1
Stoft	4	9	1

Siffrorna för stationära anläggningar i Tabell 15 är baserade på en årlig energiproduktion av 60 TWh. Med antagande om ett energiinnehåll på 8 kWh/kg för bränslet (kol och koks) ger detta ungefär 7.5 Mton bränsle per år [28]. De beräknade utsläppen får betraktas som en minimigräns eftersom andra fasta bränslen (som träbränsle) har betydligt mindre energiinnehåll vilket innebär större mängd bränsle per energienhet. Vid beräkning av utsläppen har antagits att max tillåten mängd stoft per kg bränsle produceras vilket ger cirka 4 000 ton stoft per år. På samma sätt har ungefärliga körsträckor per år för personbilar och lastbilar multiplicerats med miljökraven på utsläpp av stoft för dessa fordon för att få en uppskattning av totala utsläppen av stoft från vägtrafik [29, 30].

Resultatet av jämförelsen visar att utsläpp av stoft från bränder normalt är mindre men dock av samma storleksordning som utsläpp från stationära anläggningar och vägtrafik. I synnerhet är mängden stoft från lastbilstrafik (2 000 ton) och från bränder (1 000 ton) likvärdiga.

De utsläpp som redovisas för brand baserar sig på att det under "normala" år brinner cirka 12 000 ton. Vissa år kan dock större bränder öka utsläppen betydligt. Som exempel kan nämnas branden i Uppsala 1990 där cirka 70 000 ton torvbriketter brann upp. Andra stora olyckor är Munksjö 1977 med 14 000 ton pappersmassa och Malmö stad 1987 där två industribränder omfattade cirka 15 000 ton brännbart material. Vidare förekommer det vissa år omfattande skogsbränder. Vid en brand på Gotland 1992 eldhärjades 2 200 ha. Även om man räknar med en mycket modest brandbelastning torde denna brand ha omfattat mer än 20 000 ton. Enstaka stora skogsbränder kan därför lätt bidra med 2 gånger mer brännbart material än vad som brinner vid normala bränder i byggnader och bilar under ett helt år.

Stora industribränder kan vidare göra att de "normala" utsläppen utan vidare fler-dubblas.

5.1 Hälsopåverkan

Utsläpp av CO kan utgöra en stor fara för människor på brandplatsen. Varje år omkommer ca 100 personer på grund av kolmonoxidförgiftning. Detta har också lett till omfattande forskning när det gäller brandmannens farliga arbetsmiljö. CO tränger lätt undan syre från hemoglobinet i blodet och det krävs därför höga halter syre i inandningsluften för att minska risken för syrebrist då halten CO ökar. Kombinationen av lokalt höga halter CO och låga halter syre vid brand föranleder en förhöjd toxisk effekt av CO [31]. Risken behöver dock endast beaktas i dåligt ventilerade lokaler.

Mängden HCl och HCN som produceras vid brand är endast av lokal betydelse (i närheten av källan). Så kan exempelvis halten HCN från PUR bli hälsovådlig i direkt anslutning till en brinnande säng eller stoppad möbel [32]. Likaså kan halten av HCl bli tillräckligt hög i närheten av brinnande PVC för att orsaka irritation i ögon, näsa och hals.

Däremot kan brand vara en betydande källa när det gäller utsläpp av stoft och VOC. Detta beroende på att miljökraven är stränga på utsläpp av dessa ämnen från olika mer kontrollerade former av förbränning. Stoftavskiljning av rökgaser för stationära anläggningar begränsar effektivt mängden stoft. Förbränningen i såväl stationära anläggningar som transportfordon är närmast fullständig vilket begränsar mängden VOC som släpps ut. Detta tillsammans med diverse åtgärder för avgasrening håller nere mängden stoft och VOC som emitteras till atmosfären. Den negativa påverkan på människors hälsa minskar därmed. Bränder har naturligtvis ingen rökgasrening vilket innebär att utsläppsmängden stoft och VOC per kg förbränt material blir stor.

Stoft består huvudsakligen av en blandning av sot, tjära, ofullständigt förbränt bränsle och oorganisk material som inte har separerats bort i rökgasrening vid utsläppskällan [1]. Den exakta sammansättningen och partikelstorleken varierar mellan olika utsläppskällor och utsläppstillfällena. En diskussion om hälsopåverkan av stoft måste därför bli mycket generell. Ett rimligt antagande är att de organiska material som släpps ut är tämligen stabila, vilket innebär att de kan ackumuleras i levande organiskt material med effekter som ofta inte blir synliga förrän långt efter det att utsläppen har skett. Subtila effekter inkluderar ett nedsatt immunförsvar, försämrad reproduktion och minskad livslängd. En del ämnen misstänks ha cancerogena egenskaper vilket innebär att långtidsexponering, även på mycket låg nivå, medför en ökad risk att utveckla cancer [33]. Ett extra problem associerat med stoft är så kallad respirabelt stoft. Detta är stoft som är av sådan storlek att det kan inandas och i slutändan ge en försämrad lungfunktion och i värsta fall lungcancer. Hur mycket respirabelt stoft som släpps ut från bränder är inte känt. Stoft är dessutom en stor potentiell hälsorisk på grund av att bl a tungmetaller kan bäras med sotpartiklarna. Detta diskuteras mer i detalj senare.

Utsläpp av VOC har störst betydelse i storstäderna eftersom transportfordon utgör den största utsläppskällan. Flyktiga kolväten ihop med rikligt med sol och kväveoxider (som också släpps ut av transportfordon!) bidrar till bildandet av en farlig dimma som kallas fotokemisk smog - ett problem som här i landet uppträder främst i Göteborg och i stor-Stockholm. Effekten av fotokemisk smog liknar den för stoft, dvs nedsatt immunförsvar och minskad livslängd. Dessutom medför denna typ av smog irritation i ögon, näsa och hals och i förlängningen ökad risk för cancer. Eten, propen, butadien och bensen är de VOC som är av störst betydelse ur hälso- och miljösynpunkt. Alla dessa anses vara cancerogena och bensen kan dessutom orsaka leukemi hos människor [34]. En studie av utsläpp från förbränning av olika kemiska ämnen och påverkan på miljön visar att majoriteten av alifatiska och aromatiska kolväten bildar bensen vid ofullständig förbränning under dåliga förbränningsförhållanden (som i en brand) [21]. Bensen är alltså en av huvudprodukterna från ofullständig förbränning av många olika kolväten.

Dioxiner har inte behandlats kvantitativt i denna rapport. Detta p g a svårigheten att bestämma i vilken utsträckning klor i en brand ger upphov till dioxiner. Kvalitativt uppskattas att utsläpp av dioxiner från brand potentiellt är av samma storleksordning som utsläpp från andra källor under ett år (20-30 g/år). Dioxiner är ytterst toxiska och löser sig lättare i fett än i vatten. Därför kan de anrikas i t.ex. feta fiskar och mjölkprodukter (som t.ex. bröstmjolk). Spädbarn eller personer som äter mycket fisk kan därför riskera att få förhöjda halter av dioxiner i kroppen vilket medför en ökad risk att utveckla cancer senare i livet [1]. Man vet att dioxiner är mycket långlivade i naturen vilket innebär att tillfälliga utsläpp (som i samband med större bränder) skulle kunna få långtgående konsekvenser. Enda sättet att klargöra betydelsen av brand som dioxinkälla är att mäta på plats vid större bränder eller vid storskaliga försök.

5.2 Miljöpåverkan

Klart är att utsläpp från bränder oftast är flera storleksordningar mindre än utsläpp från stationära förbränningsanläggningar och från transportsektorn. Man kan således anse att utsläpp av CO₂, CO, NO_x, och SO₂ från bränder är av ringa betydelse för miljön i ett större perspektiv. Trots betydelsen av CO för hälsan lokalt blir CO-mängden när den släpps ut i luften snabbt utspädd och motsvarar då mindre än 1% av totala utsläppet av CO till atmosfären under ett år.

Spridningen av stoft i luft och vattendrag beror bl a på väderförhållandena och kan inte helt preciseras. Miljöpåverkan är därför komplicerad med inverkan på flera plan. Utsläpp av stora mängder stoft kan innebära en filtrering av solljus som i värsta fall kan hindra grödodling (som t.ex. i Kuwait efter Gulf-kriget). En så drastisk påverkan är dock inte så trolig i Sverige men stabila organiska föreningar kan ackumuleras i levande organiskt material och effekterna blir ofta inte synliga förrän långt efter det att utsläppen har skett. Med tanke på att mängden stoft från bränder är lika stor som från andra källor vore en kartläggning av spridningen önskvärd.

Utän tvekan är stora utsläpp av stoft och flyktiga kolväten negativa för miljön. Brandbekämpning har traditionellt varit inriktad på släckning av bränder. Med tanke på de oönskade effekter, som stora utsläpp av ofullständigt förbrända ämnen kan ha på miljön, kan det vara viktigt att bedöma miljöeffekten vid släckning av en brand. I vissa fall kan det alltså vara miljövänligare att låta det brinna färdigt än att släcka. Som exempel kan nämnas miljökatastrofen i Schweiz där bekämpning av en brand i Sandos orsakade att stora delar av floden Rhen förgiftades när stora volymer organiska föreningar spolades ner i floden med släckvattnet. I andra fall kan det däremot vara bättre att släcka branden t ex då man har möjlighet att ta hand

om allt släckvatten innan det tränger ner och förstör vattendrag eller mark. Detta tillämpades med framgång i samband med en stor brand i ett förråd för miljöfarligt avfall i Halmstad, 1994 [35].

Några ämnen som är av stor betydelse för miljön men som inte har blivit beaktade i denna studie är lustgas (N_2O), dioxiner och tungmetaller. Möjligen är utsläppen av N_2O jämförbara med utsläppen av NO_x och har inte någon större betydelse jämfört med andra källor. Lustgas är mycket långlivad i atmosfären och har trots sin ringa mängd en stor potential att påverka miljön både som växthusgas (den har t.ex. 250 gånger större värmeabsorberande förmåga än CO_2) och i stratosfären som ozonnedbrytande. En närmare kartläggning av detta vore önskvärd.

I likhet med dioxiner är storleken på utsläpp av tungmetaller mycket svår att precisera. Man vet att det finns icke försumbara mängder av både kvicksilver, kadmium och arsenik i normala byggnader. I fönsterprofiler av PVC-material t.ex., ingår kadmium som stabilisator medan arsenik används som impregnering för att skydda trä från röta. I en brand kan kemiska föreningar innehållande dessa element adsorberas på sotpartiklar och släppas ut med stoftet. I värsta fall i form av respirabelt stoft för att sedan absorberas obehindrat i kroppen.

6 Slutsatser

I rapporten har en sammanställning gjorts både av vad som kan släppas ut från bränder under ett år och i vilken omfattning. Uppskattningen av totalutsläpp har baserats på en sammanställning av antal bränder under ett år och deras omfattning, ungefärlig mängd brännbart material i enskilda bränder uppdelat i några olika grupper, samt en kartläggning av utsläpp från ett antal vanligt förekommande material.

Statistiken över antalet bränder per år och deras omfattning tillåter endast en grov uppdelning i stora, medelstora och små bränder. Vid beräkning av totala utsläpp har små bränder antagits ge ett försumbart bidrag medan medelstora bränder schablonmässigt har uppskattats motsvara 50% av en total skada i en lägenhet och 30% i villor och skolor. Detta ger en konservativ uppskattning och skall tolkas som ett minimiutsläpp, dvs, utsläppen kan vara större i verkligheten än de vi har presenterat men är sannolikt inte mindre.

Mängden brännbart material i en byggnad är mångfaldig. För att förenkla uppskattningen av utsläpp har vi därför grupperat de brännbara materialen under samlingsrubrikerna: trä, papper, textil, PVC och PUR. Andelen av dessa ämnen har bestämts utifrån en kartläggning av 3 typiska hus (2 villor och ett radhus) medan mängden har bestämts baserat på en medelmaterialtätthet på 40 kg/m² för en lägenhet eller villa och 16 kg/m² för en skola. Totala utsläpp har sedan baserats på ett typiskt hus på 120 m², en typisk lägenhet på 80 m² och en skola på 500 m².

Det framgår tydligt att det finns många approximationer längs vägen till en uppskattning av de totala utsläppen. Det är dock svårt att ange en siffra för hur stor osäkerheten är. Med tanke på hur små mängder CO₂, CO, NO_x och SO₂ som släpps ut relativt andra källor är noggrannheten på dessa ämnen emellertid fullt tillräcklig. Utsläpp av HCN, N₂O, dioxiner, stoft, VOC, PAH och tungmetaller har varit svårt att precisera. Halten N₂O har antagits motsvara ungefär mängden NO_x men på grund av dess betydelse som växthusgas och senare i stratosfären som ozonnedbrytare är det motiverat att halten N₂O ges större uppmärksamhet än halten NO_x.

Utsläpp av dioxiner, stoft och VOC är svårbedömbara eftersom brand inte motsvarar någon kontrollerad situation. Förbränningen i en brand är långt ifrån fullständig och stora mängder av både stoft och VOC kan därför släppas ut. Den exakta sammansättningen är omöjlig att bestämma för olika bränder och även för olika stadier i brandförloppet. På grund av dålig ventilation och därmed ofullständig förbränning är mängden stoft och VOC som produceras per kg bränsle mycket högre vid brand än i stationära anläggningar och inom transportsektorn. Den totala mängden bränsle i bränder är dock betydligt mindre. Storleksordningen på årsutsläppen kan ändå bli likartad mellan brand och andra källor. Detta stöds av resultaten i Tabell 15 där utsläpp av stoft från bränder visas vara i samma storleksordning som utsläpp från andra källor.

Närvaro av klor innebär att dioxiner kan tänkas produceras i ansevärliga mängder. Det är kanske detta tillsammans med respirabelt stoft och kombinationen sot (stof) och tungmetaller som ger störst anledning till oro ur miljösynpunkt. Säkert är att dioxiner är ett miljöhot som måste tas på allvar. Det enda sättet att kunna kvantifiera utsläpp av dioxiner från bränder är genom mätningar i storskaliga brandförsök och helst på plats vid större bränder.

Sammanställningen omfattar endast bränder i byggnader och bilar som normalt förekommer under ett år. Av statistiken framgår dock att det enstaka år kan uppträda mycket stora bränder som helt dominerar. Stora industribränder och skogsbränder kan därför fort flerdubbla utsläppen.

Ett värsta scenario vore en brand i någon stor kemikaliefabrik i eller i närheten av en storstad. Utsläpp av farliga ämnen ifrån en sådan brand har stor riskpotential. I ett sådant fall måste mycket väl underbyggda teorier användas för bedömning av miljörisken associerad med olika ingreppsalternativ. Släckning med stora mängder vatten skulle kunna visa sig ha betydligt större negativ miljöpåverkan än att låta branden fortsätta under kontrollerade former. Som exempel kan nämnas den stora kemikaliebranden i Schweiz 1988 där stora mängder organiska föreningar spolades ner i Rhen när man släckte branden och dödade allt liv i floden under en längre tid.

Som en del i det nyligen avslutade EU-projektet (STEP) [13] kring brand i kemikalielager definierades en databas för strukturering av information och erfarenhetsåterföring från kemikaliebränder (FIRE, se appendix 2). En viktig del i FIRE är informationen kring vilka substanser som utsatts för brand, bildade förbränningsprodukter, använt släckmedel och toxicitet/miljöpåverkan. Ett faktaunderlag (statistik) av motsvarande karaktär från vanliga bränder, i synnerhet vad gäller industribränder och andra större bränder, är närmast en förutsättning om man strävar efter mera detaljerade och förbättrade beräkningar av de totala utsläppen och deras miljöpåverkan. Ett mera heltäckande underlag vore också önskvärt för beräkning av utbytet av de olika brandprodukterna under realistiska förhållanden.

Bedömningar av omfattningen av den totala reella miljöpåverkan från bränder kommer naturligen alltid att vara svår att göra eftersom den lokala 'dosen' oftast är avgörande för den skada som uppstår, speciellt ifråga om specifikt toxiska ämnen.

7 Referenser

- [1] Miljö Fakta, Svensk Energiförsörjning, Stockholm, 1994.
- [2] Miljö Fakta, Svensk Energiförsörjning, Stockholm, 1994, Kap 10.6, Krav på utsläpp enl SNV (AR 87:2 och 90:3) och NR (BFS 191:38) i Sverige.
- [3] Miljö Fakta, Svensk Energiförsörjning, Stockholm, 1994, Kap 10.6, Krav på utsläpp från förbränning enl EG från direktiv 1988 (88/609/EEC).
- [4] Elbe L., "Brandstatistik 1994", Brand och Rädning, Nr 6-7, juni - juli 1995.
- [5] Albinsson B., Utdrag av statistik från Rädningstjänstens databas Alarmos.
- [6] Sveriges Försäkringsförbund, Statistik storskador och Skadefall i motorfordonsförsäkring 1994.
- [7] Tewarson A., "Generation of Heat and Chemical Compounds in Fires", SFPE Handbook of Fire Protection Engineering, Section I/Ch 13, 1988.
- [8] Babrauskas, V., Levin, B.C., Gann, R.G., Paabo, M., Harris, R.H. Jr., Peacock, R.D., Yusa, S. "Toxic potency measurement for fire hazard analysis", NIST Special Publication 827, U.S. Government Printing Office. Washington 1991.
- [9] DIN 53 436, Deutsche Normen, 1981.
- [10] Babrauskas, V., Harris, R.H. Jr., Braun, E., Levin, B.C., Paabo, M., Gann, R.G. "The role of bench-scale test data in assessing real-scale fire toxicity", NIST Technical Note 1284, U.S. Government Printing Office. Washington 1991.
- [11] Babrauskas, V. "Development of the cone calorimeter. A bench-scale heat release apparatus based on oxygen-consumption", NBSIR 82-2611, National Bureau of Standards, Washington DC 1982.
- [12] NT FIRE 032, "Upholstered Furniture: Burning Behaviour – Full Scale Test", edition 2, 1991.
- [13] Smith-Hansen, L. "STEP - Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products", Final report, Risø-R-764(EN), Risø National Laboratory, Roskilde 1994. ISBN 87-550-2004-6.
- [14] Dahlberg, M. "The SP industry calorimeter – For rate of heat release measurements up to 10 MW", SP Report 1992:43, Borås 1992. ISBN 91-7848-361-1.
- [15] Morikawa, T., Yanai, E., Okada, T., Watanabe, T., Sato, Y. "Toxic gases from house fires involving natural and synthetic polymers under various conditions", Fire Safety J. 20, 1993, pp 257-274.
- [16] Morikawa, T., Yanai, E. "Toxic gases evolution from air-controlled fires in a semi-full scale room", J. Fire Sciences 4, 1986, p 299.
- [17] Pauluhn, J., Kimmerle, G., Märtins, T., Prager, F., Pump, W. "Toxicity of the combustion gases from plastics: Relevance and limitations of results obtained in animal experiments", J. Fire Sciences 12, 1994, p 63.
- [18] "Hygieniska gränsvärden", AFS 1993:9. Arbetarskyddsstyrelsens författningssamling, Solna 1993. ISBN 91-7930-181-9.
- [19] Stone, J.P., Hazlett, R.N., Johnson, J.E., Carhart, H.W. "The transport of hydrogen chloride by soot from burning", in Smoke and Products of Combustion, Vol. 2, p 135, Fire and Flammability Series. Westport 1973.

- [20] Levin, B.C. "A summary of the NBS literature reviews on the chemical nature and toxicity of the pyrolysis and combustion products from seven plastics: Acrylonitrile-butadiene-styrenes (ABS), nylons, polyesters, polystyrenes, poly(vinyl chlorides) and rigid polyurethane foams", *Fire and Materials* 11, 143, (1987).
- [21] Månsson, M., Dahlberg, M., Blomqvist, P., Ryderman, A. "Combustion of chemical substances – Fire characteristics and smoke gas components in large-scale experiments", SP Report 1994:28, Borås 1995. ISBN 487-1.
- [22] Tewarson, A., Jiang, F.H., Morikawa, T. "Ventilation-controlled combustion of polymers", *Combust. Flame* 95, 1993, pp 151-169.
- [23] Östman, B. et al. Sammanfattning av konkalkorimerresultat i "Konkalkorimetern – En ny brandprovningmetod", Kontenta 9001007, Institutet för träteknisk forskning, Stockholm.
- [24] Mulholland, G., Janssens, M., Yusa, S., Twilley, W., Babrauskas, V. "The effect of oxygen concentration on CO and smoke produced by flames", *Fire Safety Science – Proceedings of the Third International Symposium*, 1991.
- [25] Adalberth K., Rapport TVBH 3024, Institutionen för Byggnadsteknik, LTH, 1994.
- [26] Magnusson S-E., Pettersson O. och Thor J., "Brandteknisk dimensionering av stålkonstruktioner", Stålbyggnadsinstitutet, SBI Publikation 38, 1974.
- [27] *Fire Safety Journal*, Vol. 10, No. 2, 1986, pp 101 - 118.
- [28] Energi Fakta, Svensk Energiförsörjning, Stockholm, 1994, Kap 1.4, Effektiv energianvändning inom industrisektorn.
- [29] Lenner, M., ur Prognos för person- och godstransporter. Prognosgruppen VTI. Arbetspapper 1993-01-22.
- [30] Energi Fakta, Svensk Energiförsörjning, Stockholm, 1994, Kap 17.10, Vad innehåller avgasutsläppen?
- [31] Holm L. (Ordf.), Brand Inomhus. Betänkande av brandriskutredningen. SOU 1978:30.
- [32] Bengtsson L. och Antonsson A.-B., IVL Rapport B1073, 1992.
- [33] Granberger J. (projektledare), Naturvårdsverket Rapport 4312, 1992.
- [34] Guldbland L. och Bernergård L. (ansvariga), Naturvårdsverket Rapport 4270, 1993.
- [35] Reschke H., Brand och Räddning, Nr. 10, 1994, sid 14 - 17.

Appendix 1

Redovisning av underlaget för beräkning av utbyte

I appendix 1 redovisas mera i detalj det underlag som använts vid beräkningarna ifråga om kemisk sammansättning för de olika materialen samt de specifika utbytena av olika typer av brandgaser från respektive material.

För sammansatta produkter har egna erfarenhetsvärden från analys av material i den rutinemässiga uppdragsverksamheten använts, kompletterad med litteraturdata (från referenser av typen [A1-1] och [A1-2]) för att i rimlig mån inkludera normala variationer i elementarsammansättningen.

För material som inte i sig innehåller kväve har vätecyanidhalten, HCN, uttryckts i termer av kolhalten, C. För organiskt bundet svavel anses att detta kvantitativt ger svaveldioxid, SO₂. Genom termisk dissociation av gips (kalciumsulfat) bildas SO₂ (via primärt avspjälkad svaveltrioxid, SO₃). Den effektiva 'temperatur/uppehållstiden' avgör proportionen SO₃/SO₂. För enkelhetens skull och för jämförelser med andra utsläppsdata har antagits att slutprodukten huvudsakligen utgörs av svaveldioxid. Den totala dissociationsgraden för gips har satts till 10 % i beräkningarna vilket sannolikt är en konservativ uppskattning.

Tabell A1.1 Huvudsakliga elementarsammansättningen för material som ingått i beräkningarna.

Material	C / %	H / %	N / %	O / %	S / %	Cl / %	Övrigt	Kommentar
Trä – björkved, torr	49,6	6,3	0,2		< 0,1	< 0,1	0,5 %	
PVC, ren	38,4	4,8	–	–	–	56,7	–	Fyllmedel, oorganiskt
Vinylmatta	49,9	6,4	–	6,4	–	31,3	6 %	
PC (polykarb.), ren	75,6	5,5	–	18,9	–	–		
PMMA, ren	60,0	8,1	–	31,9	–	–		
PUR, (toluen + 'pentyl')	64,1	6,9	10,7	18,3	–	–		
–, (metylendifen. + pent.)	71,4	6,0	8,3	14,3	–	–		
PUR, medel	68		9,5					
Polystyren, ren	92,3	7,7	–	–	–	–		
Polyeten, ren	85,6	14,4	–	–	–	–		

forts. Tabell A1.1

Material	C / %	H / %	N / %	O / %	S / %	Cl / %	Övrigt	Kommentar
Polypropen	85,6	14,4	-	-	-	-		
Nylon, PA 6/6	63,7	9,8	12,4	14,1	-	-		
- , PA 6	63,7	9,8	12,4	14,1	-	-		
- , PA 12	73,4	11,3	7,1	8,2	-	-		
Linoleum	50,1	6,2	0,1	ca 23	-	-	14 % exkl 8% CO ₂	Kalksten och titandi- oxid ger askan
Gummi	86,2	8,8	-	-	3,0	-	2 %	Oorgan. fyllmedel
Bomull	43,6	6,1	-	48,3	-	-	2 %	
Ull								
Papper, kartong	50	8	0,2		0,1	-	4 %	Uppskatt returfibrer
Kylmedier, CFC								
- , HCFC	-	17,8	82,2					
- , NH ₃								
Olja, diesel	86,5	13,8	< 0,1	-	0,05		-	
- , Eo4	87	13			0,4		0,05	
- , Eo5					0,5		0,2	
Bensin					0,2		-	
Gips, ren	-	-	-	47,0	23,6	-	Ca: 29,4 %	
Utsäde, torrsubstans	46,5	5,7	0,5		0,1		6,4	"Halm"

Utbyten – Fullt utvecklad brand

Trä

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,90 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 3,29 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,05 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,117 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,02 \times 0,05 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 2,76 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,9 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 2,02 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

Textil, som trä

Papper, som trä

Polyeten

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,90 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 3,29 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,03 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,0699 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,08 \times 10^{-2} \times 0,90 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 1,99 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,9 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 2,02 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

Polystyren

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,65 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 2,38 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,10 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,233 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,05 \times 10^{-2} \times 0,65 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 0,90 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,65 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 1,46 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

PMMA

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,90 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 3,29 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,05 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,117 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,08 \times 10^{-2} \times 0,90 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 1,99 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,9 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 2,02 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

'PVC'

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,80 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 2,93 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,10 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,233 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,05 \times 10^{-2} \times 0,80 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 1,10 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,80 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 1,80 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCl /kg} = 1,03 \times C \text{ /kg}$$

PUR

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,80 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 2,93 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,10 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,233 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,04 \times 2,37 \times N \text{ /kg} = 0,948 \times N \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 0,01 \times 1,93 \times N \text{ /kg} = 0,0193 \times N \text{ /kg}$$

Gummi

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,80 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 2,93 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,10 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,233 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,02 \times 0,10 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 5,5 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,8 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 1,8 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{SO}_2 \text{ /kg} = 2,00 \times S \text{ /kg}$$

'Ütsäde'

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,90 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 3,29 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,05 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,117 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,02 \times 0,05 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 2,76 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,9 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 2,02 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{SO}_2 \text{ /kg} = 2,00 \times S \text{ /kg}$$

Bensin/olja

$$\text{CO}_2 \text{ /kg} = 0,90 \times 3,66 \times C \text{ /kg} = 3,29 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{CO /kg} = 0,03 \times 2,33 \times C \text{ /kg} = 0,0699 \times C \text{ /kg}$$

$$\text{NO}_x \text{ /kg} = 0,08 \times 10^{-2} \times 0,90 \times 2,76 \times C \text{ /kg} = 1,99 \times 10^{-3} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{HCN /kg} = 10^{-5} \times 0,9 \times 2,25 \times C \text{ /kg} = 2,02 \times 10^{-5} \times C \text{ /kg}$$

$$\text{SO}_2 \text{ /kg} = 2,00 \times S \text{ /kg}$$

Gips

$$\text{SO}_2 \text{ /kg} = 0,10 \times 2,00 \times S \text{ /kg} = 0,20 \times S \text{ /kg}$$

Referenser

- [A1-1] Klason C. och Kubat J. "Plaster – Materialval och materialdata", Sveriges Mekanförbund, Stockholm 1987. ISBN 91-524-0915-5.

- [A1-2] Andersson S., Ramnäs O. och Rydberg, T. "Isolergas i polymera material – HCFC i jämförelse med andra alternativ", Naturvårdsverkets Rapport 4046, 1992. ISBN 91-620-4046-4.

Appendix 2

FIRE – Databas för bränder i kemikalielager

I det nyligen avslutade EU-projektet *Combustion of Chemical Substances and the Impact on the Environment of the Fire Products* (STEP; tredje ramprogrammet) ingick som en del att identifiera brandtyper/-karakteristika med ledning av erfarenheter och kunskap från inträffade kemikalieolyckor där brand varit det centrala scenariot.

För att systematisera tillgänglig information och för att ge anvisningar om vilken typ av uppgifter från framtida kemikaliebränder som är önskvärd för ett framtida erfarenhetsunderlag skapades en databas FIRE. Ansvar för arbetet med databasen hade VTT med Risø National Laboratory som huvudsaklig partner i arbetet. FIRE skall bli tillgänglig på Risø. Databasen finns beskriven i rapporten *Database on Warehouse Fire Accidents* [A2-1] och i [A2-2]. – I rapporten [A2-1] beskrivs och ges referens till andra likartade databaser.

Fälten i databasen är:

- *date*
- *place*
- *industry branch*
- *name of company*
- *substances involved*
- *other substances on the plant*
- *building construction*
- *fire products*
- *consequences*
- *supposed cause or source of ignition*
- *detection of fire*
- *mitigation/prevention system*
- *type of fire brigade*
- *extinction efforts of fire brigade*
- *extinguishing agents*
- *self protective equipment*
- *description of fire development*
- *weather conditions*
- *topology*
- *evacuation*
- *emergency plans*
- *environmental effects of extinguishing agents*
- *preventive measures for the environment*
- *post-incident actions*
- *sources of information*

Flertalet fält definierar ett större antal uppgifter som önskas. För *fire products* vill man exempelvis ha uppgift om namn på komponenter (uppskattade/mätta), CAS-nummer, mängd eller koncentration (uppskattad/uppmätt), varaktighet ifråga om bildande/utsläpp av brandprodukter, rörelse/spridning av rökgasmoln, toxicitet, karakterisering av rökgasen (hastighet, storlek, färg, lukt), storlek, färg etc av aska och sot.

Databasen innehåller i sin ursprungliga form tillgänglig information om bränder i kemikalieförråd i Europa från och med 1980. En av slutsatserna i rapporten [A2-1] är att informationen ifråga om identitet och mängd av olika produkter i rökgasen är

synnerligen mager från inträffade bränder. Detta begränsar givetvis användbarheten både för planering i syfte att minimera bl a miljöpåverkan i händelse av brand och vad gäller att utnyttja den för att rimligt snabbt kunna bedöma miljörisker då en ny brand inträffar. Förhoppningen är att man genom den större medvetenheten kring kopplingen brand/miljörisk, speciellt ifråga om brand i kemikalier, skall få ett mera fullständigt underlag för framtida uppdateringar av databasen.

På motsvarande sätt vore det önskvärt att ha ett underlag (statistik) för utvärdering och bedömningar av risker förknippade med utsläpp från 'vanliga' bränder som i någon form bl a har information om material och/eller typgrupper av material/materialkombinationer, ungefärliga mängder som berörts av branden (sannolikt i någon standardgruppering som exempelvis antalet rum eller area), uppgifter om rökgas och stoftmoln (omfattning, färg etc) samt typ av använt släckmedel.

Referenser

- [A2-1] Koivisto, R., Nielsen, D. "Database on Warehouse Fire Accidents", VTT, Safety Engineering Laboratory. VTT research notes 1578, 1994.
- [A2-2] Koivisto, R., Nielsen, D. "FIRE – A Database on Chemical Warehouse Fires", J. Loss Prev. Process Ind. 7, 209-215 (1994).

SP
Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 BORÅS
Telefon: 033 - 16 50 00, Telefax: 033 - 13 55 02

SP RAPPORT 1995:70
ISBN 91-7848-598-3
ISSN 0284-5172