

Miljöbelastning vid bränder och andra olyckor

Utvärdering av provtagning och analyser



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 91-7253-245-9

Beställningsnummer P21-452/04
2004 års utgåva

Miljöbelastning vid bränder och andra olyckor

Utvärdering av provtagning och
analyser

Per Blomqvist, Anders Lönnermark och
Margaret Simonson

SP Brandteknik, Borås

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

Förord

På uppdrag av Räddningsverket har Enheten för Brandteknik vid SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut utfört en utvärdering av arbetet inom projektet ”provtagning vid räddningstjänsten”.

Syftet med arbetet som presenteras i denna rapport var att sammanställa och utvärdera insamlade analysresultat samt göra en samlad bedömning av det genomförda arbetet. Inom ramen för utvärderingen låg även att försöka ge en samlad bild över vilka utsläpp olika typer av bränder belastar miljön med, samt att föreslå åtgärder för att effektivisera och prioritera fortsatt provtagning.

Vi vill tacka personal på SRV, SGI och ALcontrol för ett gott samarbete i arbetet med att sammanställa rapporten.

Innehållsförteckning

1	Bakgrund.....	11
2	Analysstrategi inom projektet.....	13
3	Sammanställning av projektet Provtagning vid räddningstjänst.....	17
3.1	Undersökta olyckor.....	17
3.2	Fördelningen av utförd mätinsats.....	19
3.3	Utvärdering av rapporterad data.....	21
3.3.1	Organiska föreningar.....	23
3.3.2	Metaller.....	34
3.3.3	Släckmedelsmängder vid olyckorna.....	39
4	Diskussion och utvärdering.....	41
4.1	Provtagningsstrategi och metodik.....	41
4.2	Nyttan lokalt på en brandplats.....	43
4.3	Nyttan m a p totalemissioner och spridning.....	43
5	Slutsatser.....	45
6	Referenser.....	47

The Environmental Impact of Fires and Other Accidents. An evaluation of samples and analyses.

Abstract

The Swedish Rescue Services Agency (SRV) and the Swedish Geotechnical Institute (SGI) together with several Local Councils have conducted a project focussed on the analysis of the environmental effect of a variety of accidents. Samples have been taken mainly in conjunction with major fires.

The sampling and analysis has had two main aims: to investigate the effect on the environment in conjunction with the specific accident, and to provide a data base containing more general experience of the type of environmental effects that could occur in conjunction with similar episodes in the future.

The project has resulted in a large amount of data that has been compiled in this report together with an initial interpretation of the value of the data obtained and suggestions for future work.

The project run by SGI under the auspices of SRV has been found to be well planned and executed. The majority of the data that has been reported concerns samples taken from water used to extinguish the fires studied. In the case of investigations of emissions to the air and soil the project has not been able to collect as much data and consequently cannot provide as much detail concerning such emissions.

One conclusion that can be made based on the samples and analyses is that PAH is generally an important problem in run-off water from fire extinguishment activities and poses, in many cases, a greater risk than dioxins. Similarly, the run-off water is also associated with VOC-species in most fires. Brominated flame retardants were mainly present in run-off water from fire in electronic waste. In conjunction with a container fire a large number of different organic species were found, including a high bromine content. Another conclusion is that a large range of metals were present in high concentrations in many of the samples analysed.

The smoke gas samples taken using quartz sand in glass jars have proven to be of questionable value. The method of sampling could possibly be improved through the choice of some other substrate, but this is a topic where in situ sampling and analysis in real fires is extremely difficult and more information may be obtained through the simulation of fires in a laboratory where sampling and analysis can take place under more controlled conditions.

The overall conclusion of this evaluation of the sampling and analysis that has taken place in recent years is that a large amount of important and interesting data has been produced and that a continuation of this project is

recommended. Certain parts of the sampling methodology should, however, be reconsidered and the goal of the work should be made somewhat clearer.

Key words: analysis, fire, dioxin, environmental effect, metals, accidents, sampling, PAH, rescue service, extinguishing water, VOC

Sammanfattning

Räddningsverket har tillsammans med Statens geotekniska institut och ett antal kommuner genomfört ett provtagningsprogram i samband med inträffade olyckor där konsekvenser för miljön befarats. Provtagningarna har främst utförts vid större bränder.

Provtagningarna och analyserna hade två huvudsyften. Dels att undersöka miljöpåverkan vid det aktuella objektet, men också att ge generella erfarenheter av miljöeffekter som kan uppstå vid en räddningsinsats.

Det genomförda projektet har resulterat i en stor mängd unik analysdata och arbetet som redovisas i denna rapport har som syfte att sammanställa och utvärdera denna information.

Projektets upplägg och genomförande bedöms som välplanerat och framgångsrikt. Den största delen av rapporterade mätningar gäller släckvatten, där man tagit fram ett i stort och unikt material. Man har dock inte nått så långt vad gäller utsläpp till luft och uppföljande undersökningar av effekter på mark och vatten.

En slutsats man kan dra från mätningarna är att PAH generellt är ett stort problem i släckvatten och utgör i många fall en större akut risk än dioxiner. I detta fall skall man dock vara medveten om de olika ämnenas nedbrytningstider som därmed också ger olika hotbilder. Man kan också se att släckvatten är förorenade med VOC-ämnen vid övervägande delen av bränderna. Bromerade flamskyddsmedel fanns i släckvatten framför allt från bränderna i elektronikskrot. I samband med containerbranden återfanns även flera andra organiska föreningar med brom och hög totalmängd av brom. En annan slutsats är att det i analyserna återfinns många metaller och flera metaller i mycket stora halter.

Värdet av rökgasprovtagningen med hjälp av kvartssand som utförts vid ett fåtal tillfällen inom projektet kan ifrågasättas. Provtagningsförfarandet kan eventuellt förbättras genom komplettering med någon annan typ av provtagning, men detta är ett område där man skulle få bättre information genom att simulera verkliga bränder med brandförsök där kontrollerade gasanalyser kan genomföras.

Den generella slutsatsen av utvärderingen är att projektet har lett fram till en stor mängd intressant data och en fortsättning av projektet rekommenderas. Man bör dock se över delar av provtagningsstrategin samt målinriktat arbetet något tydligare.

Nyckelord: analys, brand, dioxin, miljöeffekter, metaller, olyckor, provtagning, PAH, räddningstjänst, släckvatten, VOC.

1 Bakgrund

Räddningsverket (SRV) har med början år 2000 tillsammans med Statens geotekniska institut (SGI) och ett antal kommuner genomfört ett provtagningsprogram i samband med inträffade bränder där konsekvenser för miljön befarats. I begränsad omfattning har provtagning genomförts även vid andra typer av olyckor med misstänkta miljökonsekvenser.

Provtagningsprogrammet fortlöper under år 2003 och föreliggande rapport är ämnad att sammanställa och utvärdera insamlade analysresultat samt göra en samlad bedömning av det genomförda arbetet. Inom ramen för denna utvärdering ligger att om möjligt ge en samlad bild över vilka utsläpp olika typer av bränder belastar miljön med, samt att föreslå åtgärder för att effektivisera och prioritera fortsatt provtagning.

Provtagningsprogrammet har genomförts i tre etapper. Under den första etappen utarbetades en systematisk metod för provtagning och rapportering innefattande framtagning av en provtagningsväska och en pärm med instruktioner. Ett samarbete etablerades med ALcontrol i Linköping och speciella analyspaket togs fram för att underlätta arbetet.

Arbetet i ”Etapp 1” genomfördes tillsammans med räddningstjänster från fyra områden/kommuner (Stockholm, Linköping, Motala och Norrköping) och ägde rum från mars år 2000 till juni år 2001. Under denna etapp genomfördes uppföljning avseende utsläpp och miljöeffekter på åtta olyckor, varav analyser genomfördes vid sex av dessa olyckor. Arbetet inom Etapp 1 redovisas detaljerat i en rapport utgiven av SRV¹.

Under år 2002 genomfördes ”Etapp 2” som var en fortsättning på tidigare arbete men med fler kommuner engagerade i arbetet. Från föregående etapp hade deltagande räddningstjänster utökats för att också omfatta Södertörns brandförsvarsförbund (Haninge, Huddinge, Nynäshamn, Nykvarn, Södertälje och Tyresö), Räddningstjänsten Storgöteborg (Göteborg, Mölndal, Kungsbacka, Härryda och Partille), Malmö stad samt Uppsala. Arbetet i denna etapp hade fördel av att rutiner och provtagning finjusterats och inarbetats med hjälp av tidigare erfarenheter. Uppföljning och provtagning innefattade 14 olyckor under år 2002. Arbetet i Etapp 2 har i nuläget rapporterats till SRV i enklare form, vilken inkluderar en sammanställning av analysdata för individuella olyckor samt bilagor med kortfattat händelseförlopp.

Provtagningsprogrammet har fortgått under år 2003 under beteckningen ”Etapp 3”. Tre olyckor från ”Etapp 3” med sammanställda resultat motsvarande rapporteringen för Etapp 2 var tillgängliga vid arbetet med denna utvärdering.

2 Analysstrategi inom projektet

Projektet har avsett att utföra miljömätningar vid större bränder och olyckor där man befarat att påverkan på miljön varit avsevärd. Provtagningarna och analyserna hade två huvudsyften. Dels att undersöka miljöpåverkan vid det aktuella objektet, men också att ge generella erfarenheter av miljöeffekter som kan uppstå vid en räddningsinsats.

Kriterierna för att en olycka skulle anses intressant för projektet var:
”Utvändig släckning där stora mängder släckvatten och/eller stor mängd rök kan bildas, samt vid farligt godsolycka med vätskeläckage.”

Exempel på sådana olyckor vilket angavs i instruktionerna² inför Etapp 2 var följande:

- Industrier, varuhus, lager och större bostadskomplex vid utväldig släckning (enskilda villafastigheter eller brand i lägenhet omfattas inte av projektet).
- Omfattande bilbrand eller brand i bilverkstad.
- Omfattande båtbrand, minst 10 båtar/en större båt (fartyg).
- Brand av lager om utväldig släckning sker.
- Farligt godsolycka med utsläpp av mer än 2 m³ vätska (utsläpp av gas eller fasta ämnen omfattas ej av projektet).

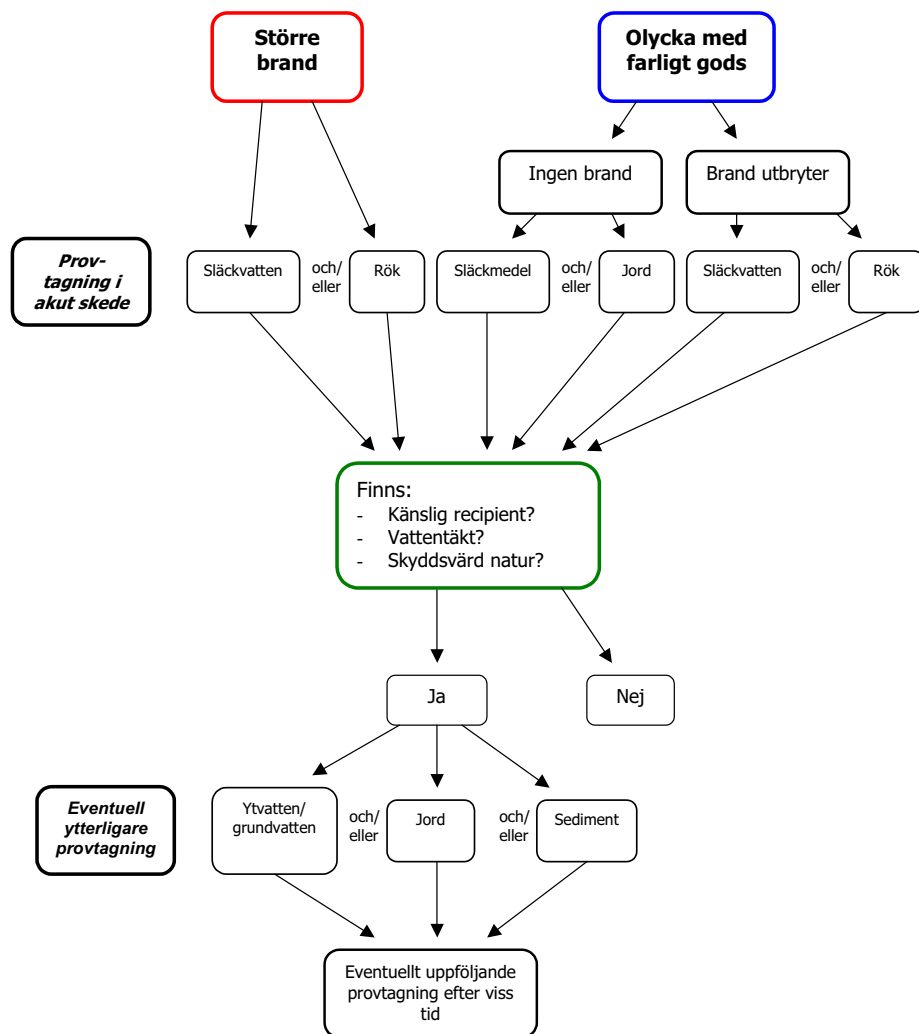
Medverkande aktörer i arbetet kring en olycka var räddningstjänsten, miljökontor/miljöförvaltning samt SGI. Analyser på insamlade prover utfördes av ALcontrol i Linköping. De olika aktörernas roller vid en olycka sammanfattas nedan.

Räddningstjänsten: kontaktar miljökontoret, vidtar skyddsåtgärder, larmar reningsverk, skickar insatsrapport till SGI.

Miljökontoret/miljöförvaltningen: bedömning av eventuella miljökonsekvenser, provtagning (släckvatten, rökburkar), skickar prov till ALcontrol, noteringar om väder samt spridning (rök och vatten), kontaktar SGI, bedömning av kompletterande provtagning (jord-, ytvatten-, grundvatten-, sedimentprover), provtagningsprotokoll, formulär för rapportering.

SGI: rådgivning avseende kompletterande provtagning, utvärdering av analysresultat.

Ett flödesschema för provtagningsstrategin vid en olycka togs fram inför Etapp 2². En redigerad version av detta flödesschema visas i Figur 2-1.



Figur 2-1 Flödesschema för provtagning vid räddningstjänst².

Under Etapp 1 togs det fram fyra analyspaket specifikt för projektet för att underlätta för provtagaren och analyspersonal (ALcontrol). Detta var också ett bra sätt att få jämförbara analysresultat inom projektet. Analyspaket togs fram för matriserna: grundvatten/ytvatten, släckvatten, jord samt rök. Analyspaketerna för Etapp 1 innefattade analys av följande parametrar:

Paket 1 – grundvatten/ytvatten: Organiska föreningar, metaller, skumvätska, mikrotox samt specificerad kemisk/fysikalisk analys.

Paket 2 – släckvatten: Organiska föreningar, metaller, skumvätska.

Paket 3 – jord: Organiska föreningar, metaller, skumvätska, mikrotox, TOCⁱ.

Paket 4 – rök: Organiska föreningar, metaller samt TOC.

ⁱ TOC = Total Organic Content.

Inför Etapp 2 omarbetades instruktionerna något och man tog fram ett grundpaket för samtliga prover (släckvatten, rök, ytvatten, grundvatten, jord, sediment) som kunde kompletteras med ett antal tilläggsanalyser om detta ansågs relevant vid en specifik brand/olycka. Dessa presenteras i Tabell 2-1.

Tabell 2-1 Grundpaket för analyser från Etapp 2.

Ämnesgrupp	Ämne	Metod
Organiska föreningar	Flyktiga och medelflyktiga klorerade och ickeklorerade kolväten	HRGC/MS-screening Full Scan. Semikvantifiering
PAH 16	16 individuella PAH, Σ cancerogena PAH ^a , Σ övriga PAH ^b	GC/MS
Metaller	Al, Ag, As, Ba, Be, Bi, Br, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Ge, Hg, K, Ln, La, Li, Mg, Ni, Mn, Mo, Na, Nb, Pb, Pd, Pt, Rb, Rh, S, Sb, Sc, Se, Si, Sn, Sr, Ta, Te, Tl, Ti, Th, U, V, W, Y, Zn, Zr	ICP/MS-screening. Semikvantifiering.
TOC (på fast mtrl)		
TS (på fast mtrl)		

^a Σ cancerogena PAH innefattar: benso(a)antracen, chysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren och dibeso(a,h)antracen.

^b Σ övriga PAH innefattar: naftalen, acenaftilen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren och benso(g,h,i)perylen.

Tilläggsanalyser till grundpaketet:

- Dioxin
- Skumvätska: anjontensider, propylen- och etylenglykol
- PCB
- Fenoler och kresoler
- Flamskyddsmedel
- Ftalater
- Bensen, toluen, etylbensen, xylen
- Alifater fraktionerat
- Aromater fraktionerat
- Tillägg för enskilda metaller
- Cr⁶⁺ (sexvärt krom)
- Cyanid
- pH
- Microtox
- Kem-/fys.parametrar, paket: BOD₇, COD-Mn, DOC, TOC, pH, konduktivitet etc.
- Mikrobiologisk analys: heterotrofa bakterier, koliforma bakterier, E-coli
- Syre

3 Sammanställning av projektet

Provtagning vid räddningstjänst

Under provtagningsprogrammets tre etapper har stora mängder mätdata samlats in. Utförda analyser har främst omfattat släckvatten, men analyser har i vissa fall även utförts på grundvatten, ytvatten, sot, mark och luft. En sammanställning av analysdata har rapporterats till SRV för varje enskild olycka. Uppföljande analyser på brandplatsen har i flera fall rekommenderats av SGI, men uppgifter huruvida sådana undersökningar utförts har inte ingått i arbetsmaterialet. Vid genomförandet av denna utvärdering har förutom sammanställningar rapporterade till SRV även detaljerade analysrapporter inhämtats direkt från SGI.

För att kunna utvärdera och dra slutsatser från det omfattande materialet krävs en systematisering och en åskådlig presentation av tillgänglig mätdata. I följande delar av detta kapitel presenteras en sammanställning av resultaten från projektet.

3.1 Undersökta olyckor

De olyckor där mätningar utförts och rapporterats sammanfattas i Tabell 3-1. Olyckorna har i tabellen numrerats löpande efter det datum då de inträffat. Ytterligare ett antal olyckor med befarad miljöpåverkan har rapporterats i projektet, men vid dessa olyckor har ingen provtagning utförts. Då uppgifter om dessa olyckor inte tillför något till denna utvärdering berörs de inte vidare här.

Tabell 3-1 Sammanställning av olyckor som omfattas av projektet och där mätningar utförts och rapporterats.

Nr	Datum	Benämning	Ettapp	Typ	Detaljerad typ	Analyser
1	2000-03-13	Returab, Norrköping	1	D	Brand i återvinningsanläggning: polyetenplaster	Ytvatten, grundvatten
2	2000-09-09	Gärstad, Linköping	1	D	Brand i deponi: papper, plast, trä	Släckvatten
3	2001-03-06	Roslagsvägen, Stockholm	1	C	Olycka tankbil: miljödiesel	Mark
4	2001-03-11	Akallatunneln I, Stockh.	1	B	Tunnelbrand: kablar	Askrester
5	2001-05-22	Häradsudden, Norrköping	1	D	Brand i deponi: plast	Luft
6	2001-06-06	Västberga, Stockh.	1	B	Brand i färglager: byggnad och färg	Släckvatten
7	2002-03-22	Bällstaviken, Stockh.	2	B	Fartygsbrand: inredning	Släckvatten, ytvatten
8	2002-04-29	Sköndal, Stockh.	2	B	Brand i industribyggnad: datorer etc.	Släckvatten, luft
9	2002-05-09	Uppsala	2	A	Saluhall: inredning	Släckvatten
10	2002-05-29	Akallatunneln II, Stockh.	2	B	Tunnelbrand: kablar	Släckvatten

11	2002-06-23	Industrivägen 4, Solna	2	B	Brand i ytbehandlings-anl.: trä, syror, cyanid	Släckvatten
12	2002-08-01	Brunneby, Motala	2	A	Brand i musteri: byggnad	Släckvatten, ytvatten
13	2002-08-21	Glömstavägen 31, Huddinge	2	B	Brand i industribyggnad: byggnad, däck och (diesel)	Släckvatten, mark
14	2002-08-24	Risångsgatan 28, Norrköp.	2	D	Brand i lager: returpappersbalar	Släckvatten, luft
15	2002-08-28	Alltransport Risängen, Norrköp.	2	D	Brand i oljerestdepå: olja	Släckvatten
16	2002-08-28	Grundläggaregatan 7, Norrköp.	2	A	Brand i daghem: byggnad	Släckvatten
17	2002-09-04	Nyckelvägen 5, Huddinge	2	D	Brand i batterilager: batterier (plast, syra)	Släckvatten
18	2002-09-20	Lövstavägen 5, Stockh.	2	D	Brand i sopförbränningsanl.: elektronikskrot	Släckvatten
19	2002-10-30	Kikås, Mölndal	2	D	Brand i deponi: okänt deponerat mtrl.	Luft
20	2002-11-25	Gråbo, Göteborg	2	C	Bussbrand: motorrum	Släckvatten
21	2003-02-08	Igelstaverken, Södertälje	3	D	Brand i bränslesilo: papper, trä, plast	Släckvatten
22	2003-05-10	Kvarns skjutfält, Motala	3	D	Brand i container: elektronikskrot	Släckvatten
23	2003-07-08	Vårdgymnasium, Stockh.	3	A	Brand i gymnastikhall: byggnaden, 100 m ³ PUR	Släckvatten

Av olyckorna sammanställda i Tabell 3-1 är samtliga olyckor bränder, förutom olycka nr 3 som är ett utsläpp av miljödiesel med efterföljande skumbeläggning utförd av räddningstjänsten. De enskilda olyckorna identifieras med plats och datum, samt inom vilken etapp i projektet de rapporterats. Olyckorna har vidare kategoriserats efter generell olyckstyp, eller egentligen efter typ av brand. Då det totala antalet bränder som rapporterats inom projektet statistiskt sett är ganska litet, har man här försökt att gruppera inom ett mindre antal kategorier, för att inte få ett allt för litet antal bränder inom varje kategori. Brändernaⁱⁱ har kategoriserats inom följande fyra typer:

- A. Byggnader, ej industri
- B. Industribyggnad
- C. Fordon
- D. Deponi

Kategorin ”Byggnader, ej industri” innefattar bränder där främst byggnaden och inventarier som möbler och dylikt har omfattats av branden. Till denna kategori har t ex brand nr 12 inordnats, som är en brand i ett musteri. Man

ⁱⁱ Olyckorna kommer i det följande att benämnas ”bränder”, då alla olyckor utom en är just bränder.

skulle kunna tänka sig att denna brand skulle inordnas under Industribyggnad, men av arbetsmaterialet framgår att branden enbart berörde en administrativ byggnad.

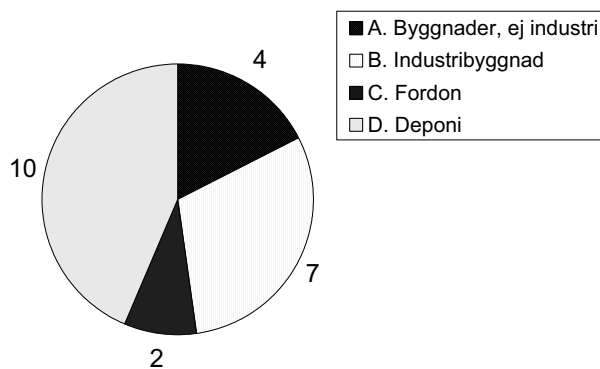
Kategorin Industribyggnad omfattar en ganska vid grupp av olyckor, allt från t ex byggnad innehållande färger och liknande produkter (brand nr 6) till kabelbrand i en tunnel (nr 4). Kriteriet för denna kategori har främst varit att involverat material skiljer sig från vad som normalt förekommer i en bostad eller ett kontor.

Kategorin Fordon innehåller endast två olyckor, varav enbart en är en brand.

I kategorin Deponi har bränder i deponier, mellanlager och t ex containers inordnats. Materialen är främst cellulosa produkter och polymerer lagrade utomhus eller i t ex silos.

Som framgår av Figur 3-1 så har det största antalet bränder inordnats under typerna Deponi och Industribyggnad. Det är troligen en naturlig följd av att dessa typer av bränder kan bedömas (har bedömts) att ha störst potential för påverkan på miljön. En annan anledning kan vara att det skett ett större antal allvarliga bränder av dessa typer under projektets gång.

Fördelning på typ av olyckor

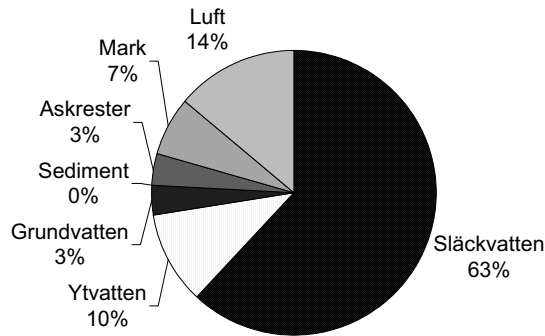


Figur 3-1 Antalet olyckor där mätningar utförts fördelat på olyckstyper.

3.2 Fördelningen av utförd mätinsats

Fördelningen av utförda analyser inom projektet visas i Figur 3-2. Figuren visar det relativa förhållandet mellan antalet analyser på olika matriser, och inte vid hur stor andel av bränderna en viss typ av analys utförts. Man kan tydligt se att analyser på släckvatten är helt dominerande.

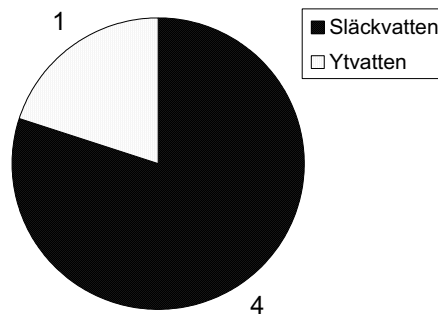
Relativ fördelning av analyser



Figur 3-2 Den relativa fördelningen av mätinsatsen under projektet.

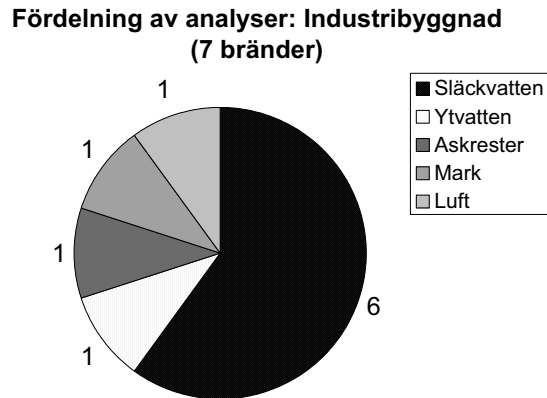
Vid bränder tillhörande kategorin "Byggnad, ej industri" har främst analyser på släckvatten utförts. Vid ett tillfälle analyserades även ytvatten (brand nr 12). Fördelningen av utförda analyser för denna kategori visas i Figur 3-3.

Fördelning av analyser: Byggnader, ej industri (4 bränder)



Figur 3-3 Fördelningen av analyser gjorda på bränder inom kategorin Byggnad, ej industri.

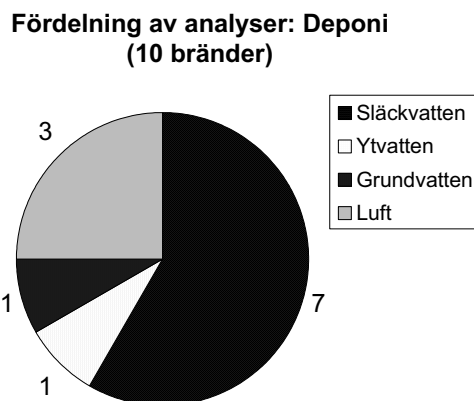
Fördelningen av utförda analyser för kategorin Industribyggnad visas i Figur 3-4. Analyser på släckvatten har skett vid samtliga bränder utom en. Branden detta gäller är brand nr 4, den första kabelbranden i Akalla. Arbetsmaterialet visar att analyser har gjorts på tvättvattnet från saneringen av tunneln på bekostnad av tunnelägaren, analysresultaten ingår dock inte i arbetsmaterialet. De analysresultat som redovisas från tunnelbranden är analyser på sotaska skrapad från tunnelväggen. I vissa fall har även analyser utförts på ytvatten (brand nr 7), mark (brand nr 13) eller luft (brand nr 8).



Figur 3-4 Fördelningen av analyser gjorda på bränder inom kategorin Industribyggnad.

I kategorin Fordon ingår en bussbrand (nr 20) samt ett utsläpp av diesel vid en trafikolycka (nr 3). Vid bussbranden analyserades släckvattnet, vid utsläppet av diesel utfördes analys av den förorenade marken.

Vid bränder i deponier, som är den största kategorin, utfördes analys av släckvatten vid sju av de tio bränderna som ingår i gruppen. De bränder där analys av släckvatten ej utfördes var brand nr 1 (återvinningsanläggning, polyetenplast), brand nr 5 (deponi med plastmaterial), samt brand nr 19 (deponi med okänt material). Vid brand nr 1 utfördes analyser på ytvatten och grundvatten på prover tagna dagen efter branden, vid bränderna nr 5 och nr 19 utfördes analyser på luft ("rökprov"). Fördelningen av utförda analyser visas i Figur 3-5.



Figur 3-5 Fördelningen av analyser gjorda på bränder inom kategorin Deponi.

3.3 Utvärdering av rapporterad data

För att kunna överblicka och dra slutsatser från den stora mängden mätdata som insamlats inom projektet för olika ämnesgrupper har vi här försökt att sammanställa data på ett åskådligt sätt. Vi har inte haft ambitionen att

redovisa alla enskilda mätresultat, i stället framhålls signifikanta ämnen och koncentrationer. Där det är tillämpligt har uppmätta emissioner jämförts med gränsvärden för att ge en uppfattning om risken för miljön.

Ett antal ämnen/parametrar som ingått som tillval till analyspaketet men som endast rapporterats från ett mycket begränsat antal bränder kommer inte att redovisas i det följande. Dessa parametrar är: pH, BOD, COD, AOX, TOC samt mikrottox. Dessa parametrar kan betecknas som normala vattenkvalitetsparametrar och är speciellt viktiga i de fall släckvattnet når ett kommunalt reningsverk. Mätningar av släckvattnets pH-värde har t ex redovisats endast från två bränder. Detta är en enkel parameter att mäta och vattnets pH-värde har t ex stor betydelse för många metallers tillstånd.

Det finns olika sätt att beskriva hur allvarligt ett utsläpp eller en påverkan på miljön är. Vi har här utgått från de bedömningsgrunder som har använts i projektet, dvs. från Naturvårdsverkets Metodik för inventering av Förorenade områden³, både vad gäller riktvärden för bedömningen och för hur indelning i olika tillståndintervall skall göras. I Tabell 3-2 visas hur indelningen av tillståndet i fyra nivåer (Mindre allvarligt, Måttligt allvarligt, Allvarligt och Mycket allvarligt) kan göras baserat på riktvärde, gränsvärde eller annat bedömningsvärde. I några fall har flera olika typer av jämförvärden fått användas och i något fall saknas relevanta gränsvärden. Detta framgår i sådana fall av diskussionen för den aktuella ämnesgruppen.

Tabell 3-2 Indelning av tillstånd för olika medier.

Media	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Mark ^{a)} , sediment och grundvatten om riktvärden finns	< riktvärdet	1 – 3 ggr riktvärdet	3 – 10 ggr riktvärdet	> 10 ggr riktvärdet
Grundvatten om riktvärden inte finns	< gränsvärdet för dricksvatten ^{b)}	1 – 3 ggr gränsvärdet för dricksvatten ^{b)}	3 – 10 ggr gränsvärdet för dricksvatten ^{b)}	> 10 ggr gränsvärdet för dricksvatten ^{b)}
Ytvatten ^{c)}	<Kvq <Sj&V	1 – 3 ggr Kvq 1 – 3 ggr Sj&V	3 – 10 ggr Kvq 3 – 10 ggr Sj&V	> 10 ggr Kvq > 10 ggr Sj&V

a) Resultaten från rökproverna har jämförts med värdena för mark.

b) Hälsorisk baserade.

c) Släckvattnet har jämförts med värdena för ytvatten.

Kvq = Kanadensisk vattenkvalitetsnorm.

Sj&V Taget från Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag⁴.

3.3.1 Organiska föreningar

Av organiska föreningar har främst flyktiga och halvflyktiga organiska ämnen (VOC/sVOC) samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH) analyserats. I vissa speciella fall har även dioxiner (PCDD/PCDF), polyklorerade bifenyler (PCB), spår från bromerade flamskyddsmedel, samt komponenter från skumvätskor analyserats. Som en inledning till sammanställningen av analysresultaten nedan ges också viss kortfattad bakgrundsinformation avseende de olika ämnesgrupperna. Denna information är till viss del hämtad från en tidigare SRV rapport⁵.

Flyktiga/halvflyktiga organiska ämnen (VOC/sVOC)

VOC står för *Volatile Organic Compounds* vilket på svenska kan översättas till flyktiga kolväten. Definitionen på denna grupp av ämnen är inte entydig och bestäms i många fall av analysmetoden. VOC-gruppen innefattar ett stort antal olika ämnen som kan bildas vid en brand, exempel på några av dessa är bensen, toluen, styren, xylener, klorbensen etc.

Inom projektet har två skilda analysmetoder använts för VOC respektive sVOC. VOC-ämnen har analyserats med s.k. "head-space" teknik med efterföljande högupplösande gaskromatografi och masspektrometri (HRGC/MS) analys. Med denna teknik analyseras enbart gasfasen från provet och MS-analysen detekterade ämnen i masstalsintervallet 29 till 250 amu. Analysen omfattade ämnen med retentionstid kortare än n-dekan. Semikvantitativ bestämning gjordes av upp till 15 ämnen. Vid analysen av sVOC-ämnen extraherades provet med diklormetan. Det vätskeformiga extraktet analyserades med HRGC/MS. MS-analysen detekterade ämnen i masstalsintervallet 29 till 550 amu. Även här gjordes en semikvantitativ bestämning av upp till 15 ämnen. Notera att resultaten från de två metoderna kan överlappa något, dvs. ett ämne kan i vissa fall detekteras med båda metoderna.

Kalibreringen för den semikvantitativa haltbestämningen baserades på totaljonkromatogrammet för n-heptan vid VOC-bestämningen och för dodekan vid sVOC-bestämningen. Detta innebär att de kvantitativa analysresultaten endast är ungefärliga. Man har normalt inte alls lika stor säkerhet i denna typ av kalibrering vid en MS kvantifiering, jämfört mot t ex semikvantitativ analys med en flamjonisations (FID)-detektor. För att få en god kvantifiering med MS krävs kalibrering för varje specifikt ämne.

VOC/sVOC analyser har inom projektet utförts vid sjutton tillfällen på släckvatten, vid fyra tillfällen på luft och vid två tillfällen på mark. Resultaten från analyserna på **släckvatten** sammanfattas i Tabell 3-3. Då VOC/sVOC omfattar en stor och spretig grupp av ämnen är det svårt att presentera materialet på ett tydligt sätt. Som en sammanfattning av mätresultaten redovisas i tabellen nedan den uppmätta totalhalten för respektive ämnesgrupp, samt halter och en konsekvensuppskattning för två-tre signifikanta ämnen som har uppmätts i högre halter. I de fall prover har tagits på flera ställen redovisas provet med de högsta halterna. Vid

beräkning av totalhalter har ämnen som detekterade men inte kunnat kvantifieras räknats som noll.

En grov konsekvensuppskattning har gjorts genom jämförelser med kriterier för förorenat vatten enligt vad som definieras i Tabell 3-2. Ämnen i halter överstigande graderingen ”allvarligt” för ytvatten har skrivits med fet stil i Tabell 3-3. Man kunde dock inte hitta gränsvärden gällande ytvatten för alla ämnen, men i vissa fall fanns då värden gällande grundvatten. I sådana fall då den uppmätta halten överstiger kriteriet ”mycket allvarligt” för grundvatten har ämnet skrivits med kursiv fet stil. Bränder med fetmarkerade ämnen i tabellen indikerar följaktligen en signifikant förorening av släckvattnet med avseende på VOC/sVOC-ämnena.

Tabell 3-3 Exempel på VOC/sVOC-ämnena funna i släckvatten. Ämnena i halter som bedöms som allvarliga skrivs i fet stil.

Nr	Typ	Detaljerad typ	VOC (µg/l)	sVOC (µg/l)
1	D	Återvinningsanläggning: polyetenplaster	Ej signifikant	Ej signifikant
2	D	Deponi: papper, plast, trä	Bensen: 82	Ej signifikant
6	B	Färglager: byggnad och färg	Totalt: 714 <i>Xylener</i> : 450 Etylbensen: 110 Toluen : 96	Ingen analys
7	B	Fartygsbrand: inredning	Totalt: 62×10^3 <i>Trimetylbensen</i> : 7100 Undekan : 4400	Totalt: 16×10^3 AlkanerC9-C24 : 8500 Butoxyetanol: 680
8	B	Industribyggnad: lager med bla. datorer	Totalt: 328 Limonen: 190 Diklormetan: 34 Bensen: 16	Totalt: $7,3 \times 10^3$ Nonan : 3600 2-fenoxyetanol: 1100 Fenol : 690
9	A	Saluhall: inredning	Freon 113: 17	Totalt: $1,4 \times 10^3$ Metoxymetylfenol: 160 Metylfenol : 150
10	B	Kabelbrand: kablar	Ej signifikant	Etylhexylftalat: 3
11	B	Ytbehandling: trä, syror, cyanid	Ej signifikant	Totalt: $1,9 \times 10^3$ Butoxyetanol: 1400 Fenol : 120 Pentaklorfenol : 15
12	A	Musteri: byggnad	Toluen : 37	Totalt: 648 Etylhexylftalat : 150 Metoxyfenol: 68 Metylfenoler : 77
13	B	Industribyggnad: byggnad, däck och (diesel)	Totalt: 38×10^3 Undekan : 8200 Dekan : 4400 Dekahydronaftalen: 2200	Totalt: $1,6 \times 10^6$ Teradekan : 230×10^3 Tridekan : 210×10^3 Toluen : 19000
14	D	Lager: returpappersbalar	Totalt: 393 Styren: 46 Toluen : 45 Fenol : 13	Totalt: 12×10^3 Metylfenoler : 2700 Dimetoxyfenol: 2500 Metylmtoxifenol: 1900
15	D	Oljerestdepå: olja	Totalt: 629 Dekan: 154 Etylmetylbensen: 51	Totalt: $2,9 \times 10^3$ Heptadekan: 310 (enbart alifater)
16	A	Daghem: byggnad	Bicyklooktatrien: 12	Totalt: 231

Nr	Typ	Detaljerad typ	VOC (µg/l)	sVOC (µg/l)
				Metoxyfenol: 57 Metylfenoler: 43 Bensamin: 22
18	D	Sopförbränning: elektronikskrot	Totalt: 439 Bensaldehyd: 98 Styren: 92 Bensen: 83	Totalt: 4,3x10 ³ Fenol: 2500 Bensonitril: 440 Bis(2-etylhexyl)ftalat: 840
20	C	Bussbrand: motorrum	Totalt: 352 Aceton: 170 Dekan: 93	Totalt: 47x10 ³ Butoxy-etoxyetanol: 25000 Oktanol: 5900 Cyklisk alifat: 5600
21 ^a	D	Bränslesilo: papper, trä, plast	Totalt: 5,2x10 ³ Bensen: 1100 Propanol: 840 Toluen: 220	Totalt: 1,2x10 ³ Metyletylfenol: 324 Metylfenol: 90 (ett större antal fenoler)
22	D	Container: elektronikskrot	Totalt: 3,5x10 ³ Styren: 2200 Toluen: 550 Etylbensen: 320	Totalt: 2,4x10 ³ Metylsubst. fenoler: 1540 Bromfenol: 110 Metyletyliden-bisfenol: 160 Tri(kloretyl)fosfat: 23

^a VOC respektive sVOC värden som redovisas här för denna brand är från två olika släckvattensprov.

Man kan från Tabell 3-3 se att släckvattnet är allvarligt förorenat av VOC eller sVOC ämnen vid övervägande delen av bränderna. Endast i tre av de sjutton analyserade släckvattnen var samtliga detekterade ämnen under gränsen för det som man bedömer som allvarligt för ytvatten.

De grupper av ämnen som oftast har förekommit i allvarliga halter i släckvattnet är alifatiska kolväten (t ex dekan, undekan), fenol, metylerade fenoler samt metylerad bensen (t ex toluen, xylen). Andra uppmätta ämnen som är vanligt förekommande är bensen och styren. Värt att notera är att det i släckvattnet från brand nr 22 (containerbrand med elektronikskrot) uppmättes signifikanta halter av bromfenol och tri(kloretyl)fosfat vilka troligen härrör från flamskyddsmedel.

VOC/sVOC analyser på **mark** gjordes vid trafikolyckan med en tankbil (nr 3) och vid branden nr 13 där två cisterner med diesel rämnade som en följd av branden. Det var alltså i båda fallen frågan om utsläpp av större mängder diesel. I båda fallen uppmättes alifatiska kolväten i halter motsvarande ”måttligt allvarliga” vid jämförelse med kriterier för förorenad mark. I båda fallen var halterna av aromatiska kolväten låga.

Mätningar av VOC/sVOC i **luft** med rökburkar utfördes vid fyra bränder; tre bränder i deponier (nr 5, 14 och 19) samt vid en brand i en industribyggnad (nr 8). Uppsamlade ämnen och halter är med denna metodik starkt beroende av placering, provtagningstid och väderförhållanden och det kan vara svårt att tolka resultaten kvantitativt. För en mer ingående diskussion av provtagningstekniken med rökburkar, se avsnitt 4.1 samt sidan 18-20 i projektrapporten från Etapp 1¹. Vid

deponibränderna uppmättes signifikanta halter sVOC ämnen i brand nr 5 och lägre halter VOC/sVOC vid brand nr 14, vid brand nr 19 kunde varken VOC eller sVOC detekteras. Vid industribranden uppmättes signifikanta halter sVOC. Resultaten sammanfattas i Tabell 3-4.

Tabell 3-4 Sammanfattning av uppmätta halter VOC/sVOC i luft (rökburkar).

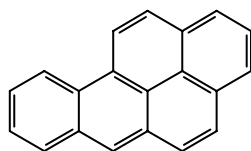
Nr	Typ	Provtagningsförhållanden	VOC (mg/kg TS)	sVOC (mg/kg TS)
5 ^a	D	Rökburkar i vindriktningen (1-3 m/s) 2100 m, 1400 m, respektive 850 m från brandplatsen (13 h). sVOC värden ges i den ordningen.	Ej signifikant	Alkylerade bensener 613 – 2010 – 1570 Di-isobutylftalat 350 – 390 - 3770
14	D	Vind 6 m/s, tre rökburkar (17 h) – placering ej känd.	Varierande låga halter (< 0,1) i två burkar: etylhexanol, toluen, hydroxypropanon	Låga halter i en burk, exempel: Dibutylftalat 0,93 2-furanmetanol 0,22
19	D	Varierande vindriktning. Två rökburkar 10 m samt 30 m från brandplatsen (6 h).	Ej signifikant	Ej signifikant
8	B	Vind 1 m/s, tre rökburkar – placering ej känd (tid okänd).	Ej signifikant	Bensaldehyd: 200 Benzylalkohol: 200 Aromater

^a I rökburken vid 2100 m uppmättes även signifikanta halter av but-hydroxytoluen-aldehyd (1100 mg/kg TS) och dihydroxy-tetrabutylbifenyl (1000 mg/kg TS).

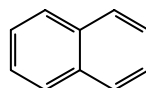
Generellt har den uppmätta halten av olika ämnen i röken varit mycket låg. Detta skall inte tolkas som att röken inte utgör något miljöhot m.a.p. VOC/sVOC utan speglar troligen svårigheten i att få en representativ provtagning från rökplymen med den använda metodiken.

Polycykliska organiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är en komplex grupp av ämnen som består av två eller flera sammansatta aromatiska ringar. Det PAH-ämne som är mest studerat är benso(a)pyren vilket i kroppen kan metaboliseras till en cancerogen form. Benso(a)pyrens toxicitet är ca 1/20 jämfört med det mest toxiska dioxinämnet 2,3,7,8-TCDD⁶.



Benso(a)pyren



Naftalen

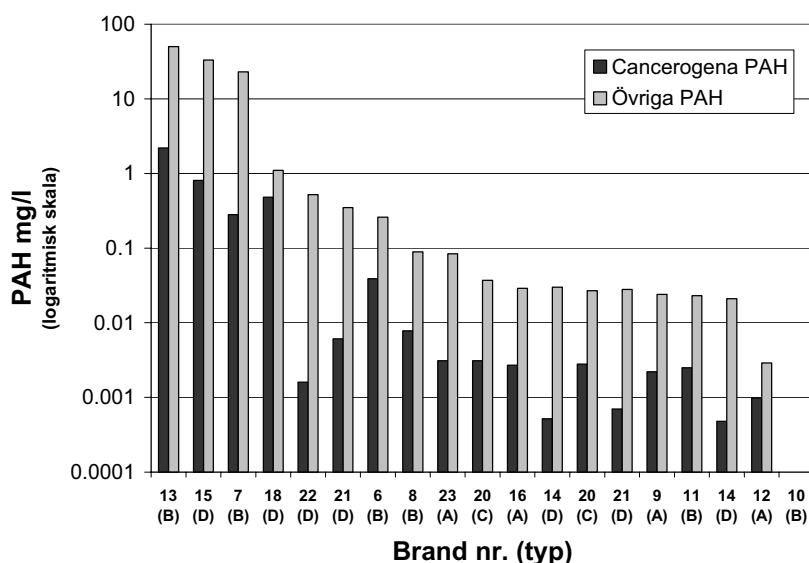
Figur 3-6 Strukturformler för PAH-ämnena benso(a)pyren och naftalen.

I brandgaser finner man ofta en komplex blandning av olika PAH-ämnen där vanligen lättare PAH-ämnet som t ex naftalen dominerar⁷. Utbytet av PAH-ämnen kan vara högt vid brand och därmed kan betydelsen av dessa ämnen vara stor från miljösynpunkt.

PAH-ämnen kan bildas från mättade kolväten i rökgasen under syrefattiga förhållanden. Lätta kolväten, även inkluderande metan, kan fungera som ”precursors” vid dessa reaktioner som kallas *pyrosyntes* och sker vid temperaturer överstigande ca 500 °C¹³. Ett annat sätt för PAH-ämnen att bildas är *pyrolysis*, d v s termisk sönderdelning av högre kolväten.

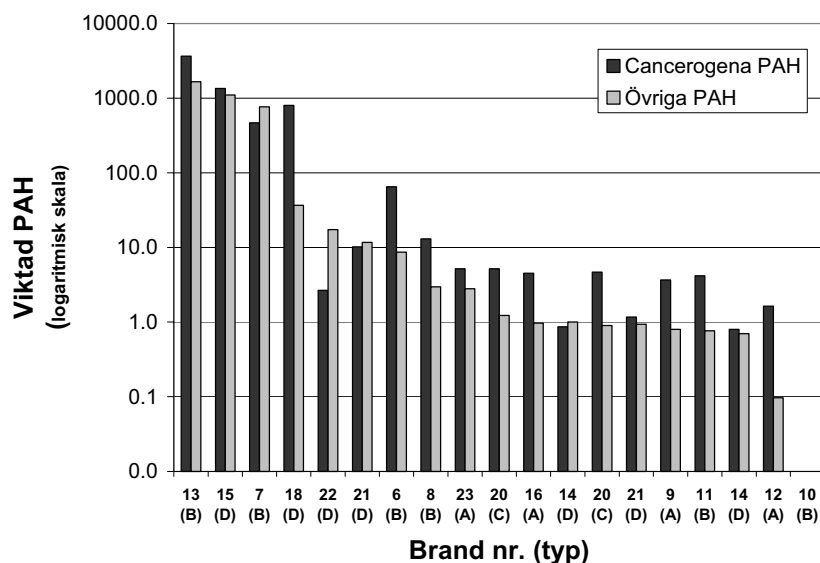
I projektet ingick PAH i analyspaket från och med Etapp 2. Det finns PAH-analyser rapporterade från sjutton släckvatten, tre ytvatten (nr 1, 7 och 12), tre luftprov (nr 8, 14 och 24), ett markprov (nr 13) och ett prov på sot (nr 5).

I projektrapporteringen angavs inga individuella PAH-ämnen, i stället gavs summahalter av cancerogena respektive icke-cancerogena PAH-ämnen. Man kan dock finna resultat för individuella PAH-ämnen i de ursprungliga analysrapporterna. Resultaten uttryckt i mg/l från analyserna på **släckvatten** som cancerogena respektive icke-cancerogena PAH återges i Figur 3-7. Här ingår resultaten från alla individuella provtagningar, dvs. när fler än ett prov har analyserats redovisas samtliga prov. Man ser från figuren att både cancerogena och icke-cancerogena PAH-ämnen återfanns i släckvattnet vid alla bränder förutom brand nr 10. Brand nr 10 är den andra branden i Akalla-tunneln. Det är förvånande att man inte hittade PAH i detta släckvatten då det uppmättes mycket höga halter PAH i **sot** (totalt 440 mg/kg TS) från tunnelväggen vid den första branden i denna tunnel (nr 4).



Figur 3-7 Cancerogena respektive icke-cancerogena PAH i släckvatten.

För att ge en konsekvensuppskattning av PAH föreningen i släckvattnet har uppmätta halter viktats mot gränsvärden för förorenat grundvatten. Vi har inte funnit någon motsvarande jämförelsedata för ytvatten. Viktningen gjordes mot tre gånger gränsvärdet för grundvatten, vilket betecknar tillståndet ”allvarligt” och resultatet visas i Figur 3-8. Man ser av denna jämförelse att halterna i flertalet släckvatten ligger över det man kan beteckna som allvarligt för grundvatten.



Figur 3-8 PAH viktad mot 3 x gränsvärdet ("allvarligt") för grundvatten.

Det har tagits initiativ för att införa ett system med *Toxic Equivalence Factors (TEFs)* för PAH-ämnen, där de enskilda PAH-ämnenas cancerogena effekt viktas. Benso(a)pyren används som referenssubstans i en sådan viktning. Detta kan jämföras mot den mer vanligt förekommande viktningen av individuella dioxinämnen som beskrivs längre fram i rapporten. Viktningsfaktorer⁸ för PAH-ämnen och beräkningar på resultaten från fyra släckvatten visas i Tabell 3-5. De bränder som valts ut för denna mer detaljerade analys av PAH resultat är de bränder där det också finns analyser på dioxiner. En jämförelse mellan riskerna från PAH i släckvatten jämfört med dioxiner görs i avsnittet som behandlar dioxiner.

Tabell 3-5 Viktning av individuella PAH-ämnen med avseende på cancerrisk.

PAH-ämne	TEF	Brand 7 (mg/l)	Brand 13 (mg/l)	Brand 18 (mg/l)	Brand 21 (mg/l)
Dibenso(a,h)antracen	5 ^a	< 0,002	0,012	0,013	< 0,0001
Benso(a)pyren	1	0,016	0,098	0,039	< 0,0001
Benso(a)antracen	0,1	0,055	0,088	0,086	< 0,0001
Benso(b)fluoranten	0,1	0,029	0,067	0,13	0,0023
Benso(k)fluoranten	0,1	0,010	0,054	0,029	0,0038
Indeno(123-c,d)pyren	0,1	0,010	0,066	0,049	< 0,0001
Antracen	0,01	0,44	1,16	0,052	0,0021
Benso(g,h,i)perylen	0,01	0,0079	0,19	0,028	< 0,0001
Chrysen/Trifenylen	0,01	0,16	0,10	0,13	< 0,0001
Acenaften	0,001	0,50	2,3	0,0068	0,13
Acenaftylen	0,001	0,30	1,6	0,13	0,12
Fluoranten	0,001	0,20	0,32	0,19	0,0014
Fluoren	0,001	3,0	1,2	0,039	0,0077
Naftalen	0,001	12	5,0	0,13	0,076
Fenantren	0,001	5,5	1,1	0,44	0,01
Pyren	0,001	0,68	0,51	0,10	0,0012
Beräknade PAH-TEFs:		0,055	0,21	0,14	0,0010

^a Ett TEF på 1 föreslås för höga halter dibenso(a,h)antracen, men för miljörelaterad exponering föreslås ett TEF på 5.

Vid de tre bränder där **ytvatten** analyserades kunde man i samtliga fall finna PAH-ämnen. Cancerogena PAH uppmättes i halter från ”ej detekterbar” till 0,26 µg/l, icke-cancerogena i halter från 0,01 till 5 µg/l. Halterna betraktas som mindre allvarliga i jämförelse med grundvatten, men skulle betraktas som signifikanta för några individuella PAH-ämnen vid en jämförelse med ytvatten.

Man kunde inte detektera några PAH-ämnen i de **luftprov** som togs med rökburkar vid tre olika bränder. Detektionsgränserna varierade dock starkt, från 0,15-0,27 mg/kg TS för cancerogena PAH och från 0,021-2,0 mg/kg TS för icke-cancerogena.

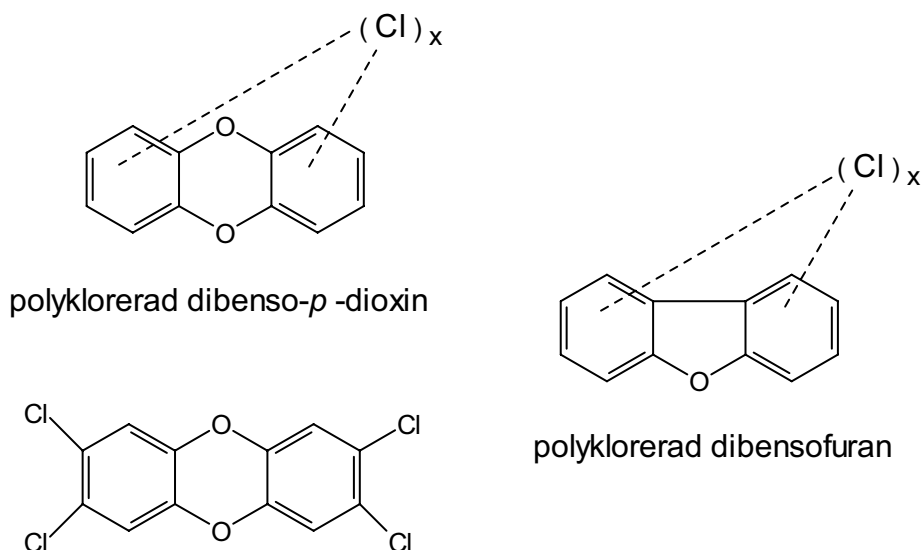
Ett **markprov** togs vid industribranden nr 13 vilket visade på förekomst av både cancerogena och icke-cancerogena PAH. Halterna karakteriseras dock som ”mindre allvarliga” vid en jämförelse mot kriterier för förorenad mark.

Dioxiner (PCDD/PCDF)

Spårmängder av dioxiner kan hittas som föroreningar i de flesta delarna av vårt ekosystem. Denna grupp av ämnen anses allmänt vara ett stort miljöhot och till skillnad mot andra miljögifter som t ex polyklorerade bifenyler (PCB) och polyklorerade pesticider som DDT, har dioxiner aldrig producerats avsiktligt. Istället bildas denna grupp av ämnen som en biprodukt vid ett antal olika industriella processer samt vid all typ av förbränning⁹.

Betydelsen av bränslets klorinnehåll för bildandet av PCDD/F ämnen har varit mycket omdebatterat. Helt klart är förvisso att det krävs en klorälla för bildandet av PCDD/F ämnen, men då även mycket låga PCDD/F halter är signifikanta kan normala bakgrundshalter av klor i olika bränslen vara tillräckligt.

Gruppen klorerade ”dioxiner” består av 75 kongener (besläktade ämnen) av polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och 135 kongener av polyklorerade dibensofuraner. Grundstrukturerna för dibenso-*p*-dioxiner respektive dibensofuraner är den samma, det som varierar mellan de olika kongenerna är antalet och det inbördes förhållande mellan substituerade kloratomer. Generella strukturformler för dibenso-*p*-dioxiner respektive dibensofuraner ges i Figur 3-9. Polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner brukar vanligen betecknas med förkortningen PCDD, motsvarande förkortning för gruppen polyklorerade dibensofuraner är PCDF.



Figur 3-9 Generella strukturformler för polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) och furaner (PCDF) samt strukturformel för 2,3,7,8-TCDD.

Det enskilda ämnet i PCDD/F gruppen som har visat sig vara det mest toxiska är 2,3,7,8-TCDD. Ämnet kan tas upp i fettvävnad och dess egenskaper gör det biologiskt ackumulerbart och det har klassificerats som cancerogen för människa¹⁰. Det har visat sig att samtliga PCDD/F kongener med klor substituerat till positionerna 2, 3, 7 och 8 är toxiska och har liknande egenskaper som 2,3,7,8-TCDD. De toxiska egenskaperna varierar dock inom denna grupp av 17 PCDD/F kongener.

Vanligtvis brukar man vikta redovisade haltvärden för enskilda kongener m.a.p. toxicitet relativt 2,3,7,8-TCDD. På så sätt kan uppmätta dioxinvärden redovisas som "TCDD-ekvivalenter" eller TEQ. För denna beräkning använder man sig av viktningsfaktorer, eller *Toxic Equivalence Factors (TEFs)*. Man kan i litteraturen finna TCDD-ekvivalenter beräknade enligt olika metoder. De mest vanligt förekommande metoderna för toxicitetsviktning av dioxiner är Eadon TEFs¹¹, Nordic TEFs¹², International TEFs¹³ och WHO TEFs¹⁴.

Inom projektet har dioxiner analyserats i släckvatten vid fyra bränder, i sotaska vid en brand och i luft vid ytterligare en brand. Resultaten från dessa analyser visas i Tabell 3-6. Man kunde detektera dioxiner/furaner vid samtliga analyser. Mätresultaten är uttryckta som TCDD-ekvivalenter enligt Nordic-metoden.

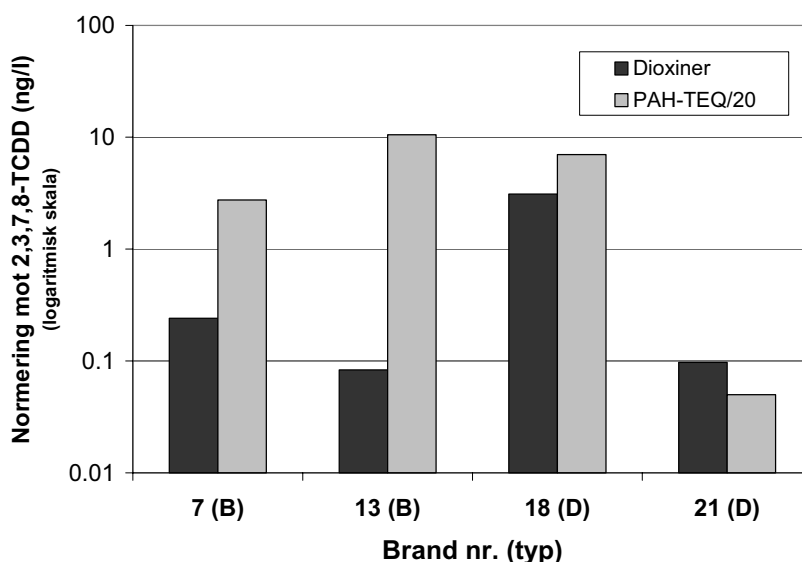
I släckvatten uppmättes mycket varierande halter, den högsta halten dioxiner uppmättes vid brand nr 18 som var en brand på en sopförbränningsanläggning. Vid denna brand användes 10 m³ släckvatten varav 2 m³ samlades upp (se Tabell 3-8), och om man antar att den uppmätta halten är representativ för släckvattnet skulle det uppsamlade

släckvattnet innehålla på 0,0062 mg dioxiner. Dessutom samlades inte allt vatten upp utan en del nådde ett reningsverk.

Tabell 3-6 Uppmätta halter dioxin i släckvatten, aska respektive luft.

Nr	Typ	Detaljerad typ	Dioxin i släckvatten ng/l TCDD- ekv. (Nordic)	Dioxin i aska ng/g TCDD- ekv. (Nordic)	Dioxin i luft ng/g TS TCDD-ekv. (Nordic)
4	B	Kabelbrand: kablar	-	120	-
7	B	Fartygsbrand: inredning	0,24	-	-
13	B	Industribyggnad: byggnad, däck och (diesel)	0,083	-	-
18	D	Sopförbränning: elektronikskrot	3,1	-	-
19	D	Deponi: odefinierat deponerat mtrl.	-	-	0,0089
21	D	Bränslesilo: papper, trä, plast	0,094 0,097	-	-

Det kan vara intressant att jämföra "giftigheten" på släckvattnen med avseende på dioxiner och PAH. Detta kan man grovt göra genom att använda normerade värden i båda fallen; normering mot 2,3,7,8-TCDD för dioxiner och furaner, och mot benso(a)pyren för PAH-ämnen. Man gör sedan antagandet att 2,3,7,8-TCDD är 20 gånger giftigare än benso(a)pyren, vilket diskuterades ovan i avsnittet om PAH. Resultatet av en sådan jämförelse visas i Figur 3-10.



Figur 3-10 Jämförelse av normerade värden för dioxin och PAH i släckvatten. Allt normerat mot dioxinen 2,3,7,8-TCDD.

Man kan från Figur 3-10 tydligt se att giftigheten i de fyra undersökta släckvattnen domineras av PAH. I t ex släckvattnet från brand nr 13 dominerar PAH med en faktor 100. Enbart i släckvattnet från brand nr 21 har dioxiner en högre "jämförelsehelt". I detta sammanhang skall dock påpekas att de jämförda ämnena har en helt olika toxisk effekt på hälsan.

PAH bryts relativt snabbt ner i naturen medan dioxiner ansamlas i näringskedjan och därmed också har en mer långsiktig förgiftningseffekt.

Polyklorerade bifenyler (PCB)

Polyklorerade bifenyler finns som kvarvarande rester i samhället från den tidigare användningen i t ex fogmassor och kondensatorer. PCB kan troligen också bildas vid bränder under rätta betingelser. Mätningar av PCB innefattar analys av bifenyler med varierad substitutionsgrad av klor samt olika kongener. Vid analysen som redovisas nedan ingår bestämning av en tri-substituerad bifenyl, en tetra-substituerad, två penta-substituerade, två hexa-substituerade och en hepta-substituerad.

Mätningar av PCB redovisas bara på släckvatten från en brand i ett färglager (nr 6). Den uppmätta totalhalten var på 213 ng/l vilket är mycket högt i t ex en jämförelse mot kriterier för förorenat ytvatten där halter över 10 ng/l betecknas som mycket allvarligt.

Det skulle varit intressant med fler mätningar av PCB, då materialet i nuläget är så begränsat.

Bromerade flamskyddsmedel

I Sverige används bromerade flamskyddsmedel framförallt i polymera material och kan finnas i produkter som t ex höljen till datorer och i kretskort samt i vissa byggmaterial. De vanligast förekommande bromerade flamskyddsmedel i landet är tetrabrombisfenol A (TBBPA), polybromerade bifenyleter (PBDE – huvudsakligen tre kommersiella produkter: penta-BDE, octa-BDE och deca-BDE) och hexabromcyklododecan (HBCDD).

I kretskort används ofta tetrabrombisfenol-A (TBBPA) som reaktivt flamskyddsmedel, d v s är kemiskt bundet till materialet som det skall skydda. Vid tillverkning av höljen till TV-apparater och viss annan elektronik har man tidigare använt decabromerad difenyleter (Deca-BDE) som additiv. Under senare år har dock TV apparater och datorer som saluförs i Sverige inte innehållit deca-BDE i plasthöljerna. Användning av bromerade flamskyddsmedel förmodas rent allmänt ha minskat i Sverige under 90-talet (detaljerade uppgifter saknas dock), men äldre produkter innehållande dessa ämnen koncentreras sannolikt till deponier. De lägre bromerade BDE har använts huvudsakligen i möbler och textilier men används enligt senaste statistik hos Kemikalieinspektionen inte alls i Sverige och förväntas endast förekomma i liten utsträckning i importerade varor. Det är också värt att notera att de lägre bromerade difenyletrar fasas ut enligt EU Direktiv 2003/11/EC senast den 15 augusti 2004.

Hexabromcyklododecan (HBCDD) används huvudsakligen i byggnadsmaterial och förpackningsmaterial men kan förekomma i plaster i elektrisk och elektronisk utrustning, textilier och möbelstoppning och i isoleringsmaterial i väggar. HBCDD är ett additiv-flamskyddsmedel med låg vattenlöslighet och låg flyktighet som är persistent.

Släckvatten analyserades vid fyra tillfällen med avseende på bromerade flamskyddsmedel och nedbrytningsprodukter från dessa. Analysresultaten sammanfattas i Tabell 3-7. Notera att de lägre bromerade bifenyletter är sannolikt huvudsakligen nedbrytningsprodukter från deca-BDE. Vidare är 2,4,6-tribromfenol en metabolit av TBBPA och inte ett flamskyddsmedel i sig.

De bränder där man funnit de högsta halterna av bromerade ämnen är bränder som innefattar elektronikskrot på deponi. Man har här även funnit lägre bromerade difenyletter. Det är svårt att hitta några relevanta kriterier att jämföra de uppmätta värdena med. Men allmänt visar resultaten på att bränder i elektronikskrot är en potentiell utsläppskälla för bromerade flamskyddsmedel. Då halterna varierar avsevärt vore fortsatta mätningar önskvärda.

Tabell 3-7 Bromerade flamskyddsmedel inklusive nedbrytningsprodukter från mätningar på släckvatten.

Nr	Typ	Detaljerad typ	TBBP A ng/l	Deca- BDE ng/l	Σ Te- Hx BDE ng/l	2,4,6- tribrom- fenol ng/l	Hexa- brom- cyklo- dodecan ng/l
6	B	Färglager: byggnad och färg	990	13	17	400	-
8	B	Industribyggnad: lager med bla. datorer	-	14	15	-	-
18	D	Sopförbränning: elektronikskrot	3300	5900	3200	2000	1400
22	D	Container: elektronikskrot	4200	43000	650	-	-

Skumvätskor

Skumvätskor används t ex vid ytbränder med vätskeformigt bränsle. För att göra släckmedlet lättare än bränslet tillsätts skumvätskor till släckvattnet. Skumvätskorna är baserade på proteiner eller syntetiska ytaktiva ämnen (tensider), ibland i kombination med fluortensider. Vidare kan alkoholresistenta polymerer och glykoler eller glykoletrar ingå.

Ämnen från skumsläckmedel har analyserats vid ett fåtal tillfällen. Analysen har innefattat bestämning av anjontensider, etylenglykol och propylenglykol. Analyser utfördes på släckvatten från två deponibränder (nr 1 och nr 2) och en bussbrand (nr 20). Man fann i samtliga dessa fall både anjontensider och glykoler i släckvattnen. De högsta halterna uppmätte man i släckvattnet från bussbranden, 300 mg/l anjontensider respektive 8 mg/l etylenglykol. Markanalys utfördes vid olyckan med en tankbil (nr 3). Man kunde här endast detektera anjontensider, vilka uppmättes i en halt av 0,4 mg/kg TS.

3.3.2 Metaller

Inom gruppen metaller nämns ofta gruppen tungmetaller. Dessa brukar definieras som metaller med en densitet överstigande 5 g/cm^3 . Det är en stor grupp och i miljösammanhang hyser man störst oro för är kvicksilver, bly och kadmium, men även metaller som arsenik, kobolt, krom, koppar, mangan, molybden, nickel, vanadin och zink brukar räknas in bland tungmetallerna. De övriga tungmetallerna återfinns endast undantagsvis i halter som ger skadliga effekter. Arsenik är egentligen en halvmetall, men brukar tas med bland de miljöfarliga tungmetallerna.

Även många lättmetaller och lättmetallsföreningar kan vara starkt toxiska och ha negativa miljöeffekter, t ex beryllium, strontium, cesium, barium och aluminium. Det finns alltså inget klart samband mellan en metalls densitet och dess miljöpåverkan.

Vid bränder återfinns utsläppen av metaller delvis i rökgaserna, där de oftast finns adsorberade på sot- eller stoftpartiklar. De kan också finnas i släckvatten från bränderna. Metallerna kan också spridas långt i form av luftburna metallpartiklar. Kvicksilver uppträder i atmosfären i gasform och kan av denna anledning spridas mycket långt. Flera källor till utsläpp av tungmetaller har minskat, men tungmetaller återfinns fortfarande i marken där nedfall tidigare har skett.

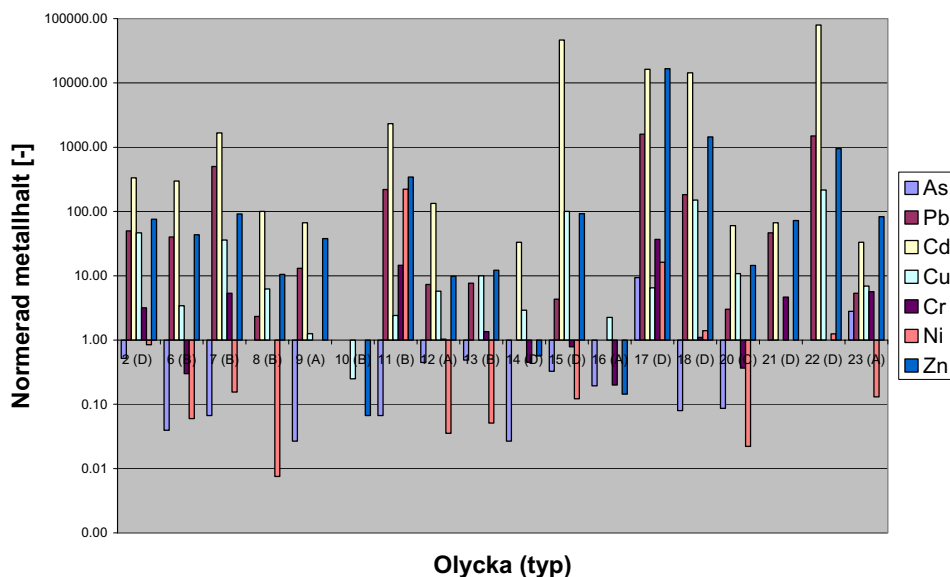
Jämför man utsläpp av tungmetaller med utsläpp av andra föroreningar, t ex organiska föroreningar, finns skillnaden att tungmetaller som hamnat ute i naturen inte kan brytas ner. Man ska dock komma ihåg att många av metallerna, exempelvis järn, mangan, zink och koppar är nödvändiga näringsämnen för människor, djur och växter. Det är när metallerna tillförs organismen i för stor mängd som de kan bli giftiga¹⁵.

För flera av bränderna togs mer än ett vattenprov. För att genomgången inte skall innehålla alltför många parametrar har det högsta värdet för respektive metall för en enskild brand använts i jämförelsen. Detta innebär att värdena i vissa fall kommer från olika prov.

Vid analyserna i samband med bränder har inte bara tungmetallerna studerats utan även övriga metaller. Analysen gjordes i form av en ICP/MS-screening med semikvantitativ bestämning, vilket innebär att resultat fås för ett stort antal metaller. Metoden är emellertid inte kalibrerad för alla metallerna utan endast för ett antal av dem. För övriga metaller görs en extrapolering med avseende på masstalen. Detta innebär att detektionsgränsen blir högre och noggrannheten lägre än om ett mindre antal metaller analyserades med ett mer kvantitativt analysförfarande.

För att kunna jämföra resultaten för olika metaller har halterna för respektive metall normerats mot värdet för gränsen mellan tillstånden ”måttligt allvarligt” och ”allvarligt”. Det var inte möjligt att använda samma bedömningsgrund för samtliga metaller utan de är tagna dels från

kanadensisk vattenkvalitetsnorm³, dels som 50-percentilvärden för svenska sjöar hösten 1995⁴. Utvärderingen delas därför upp på olika grafer. Hur dessa olika utvärderingar relaterar till varandra diskuteras nedan. Resultat för metaller med bedömningsvärden från kanadensisk vattenkvalitetsnorm som grund presenteras i Figur 3.11.



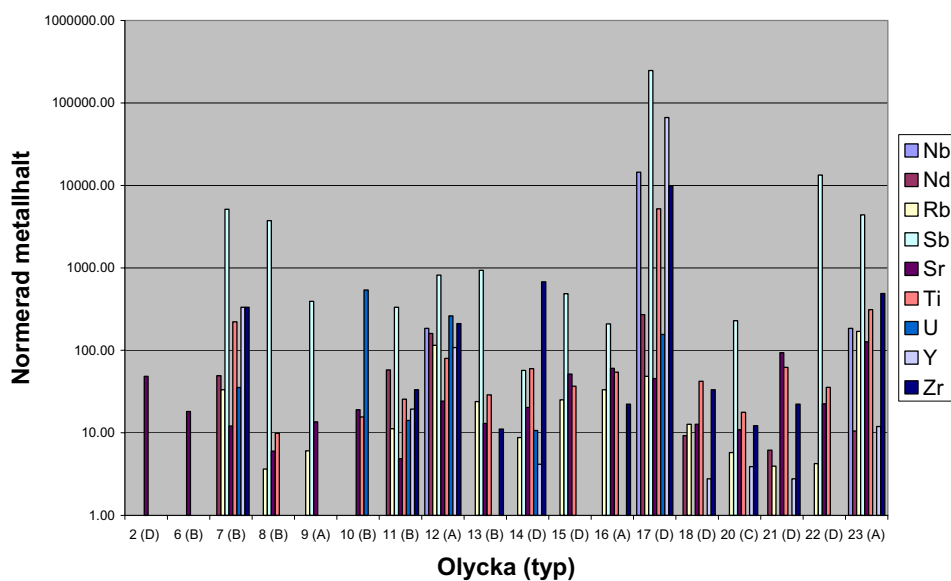
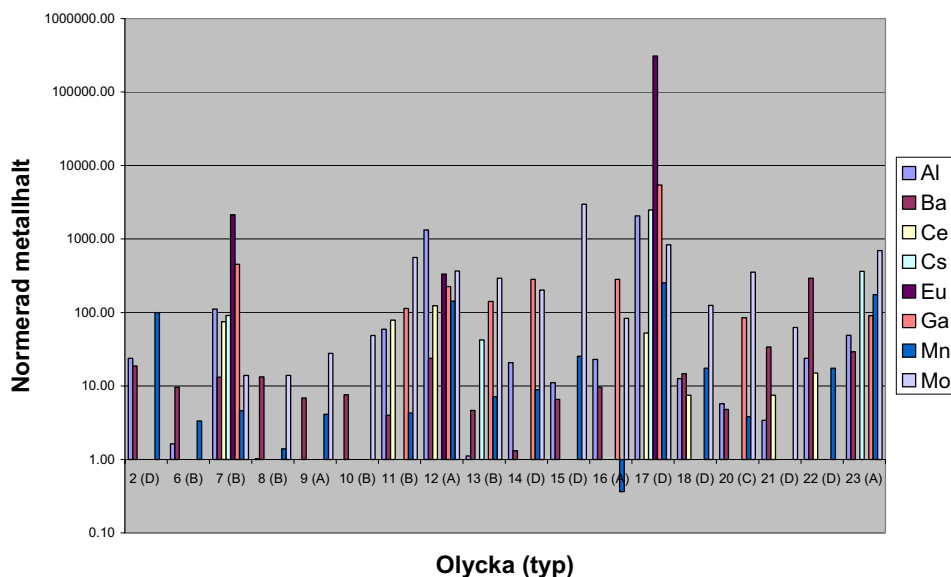
Figur 3.11 Jämförelse av halt av olika metaller i släckvatten för respektive brand. Halterna är normerade mot värdet för tillståndsgränsen mellan ”måttligt allvarligt” och ”allvarligt”. Observera att skalan är logaritmisk. Bedömningsvärdet är taget från kanadensisk vattenkvalitetsnorm.

I Figur 3.11 är värden över 3,3 ”mycket allvarligt”, värden mellan 1 och 3,3 ”allvarligt”, värden mellan 0,33 och 1 ”måttligt allvarligt” och värden under 0,33 ”mindre allvarligt”. Från detta kan man konstatera att i alla fall där kadmium har kunnat detekteras, vilket är de allra flesta bränderna, är tillståndet ”mycket allvarligt”. För några av bränderna detekterades ingen bly och i två fall hamnade halten inom ”allvarligt”; för övriga bränder hamnar blyhalten inom ”mycket allvarligt”. Detsamma gäller i stort sett för zink. Det är också dessa tre ämnen som i de flesta fall hamnar högst upp inom området ”mycket allvarligt” (observera att skalan i Figur 3.11 är logaritmisk).

Kvicksilver togs inte med i diagrammet ovan eftersom det kunde detekteras i endast en av bränderna där provtagning på släckvatten gjordes. I det fall det detekterades (nr 2) låg halten precis över gränsen till ”allvarligt”.

Utöver de ovan presenterade metallerna har ett stort antal andra metaller hittats. För dessa finns inte samma typ av bedömningsvärden utan en annan typ av jämförelse får göras. I projektet har man jämfört med 50-percentilen för bakgrundshalt i sjöar och vattendrag och har i många fall funnit metallhalter flera storleksordningar högre än bedömningsvärdet. Trots höga halter för flera av bränderna sticker en brand ut från övriga bränder, nämligen batterilagret i Haninge (nr 17). Där hittades ett stort antal metaller

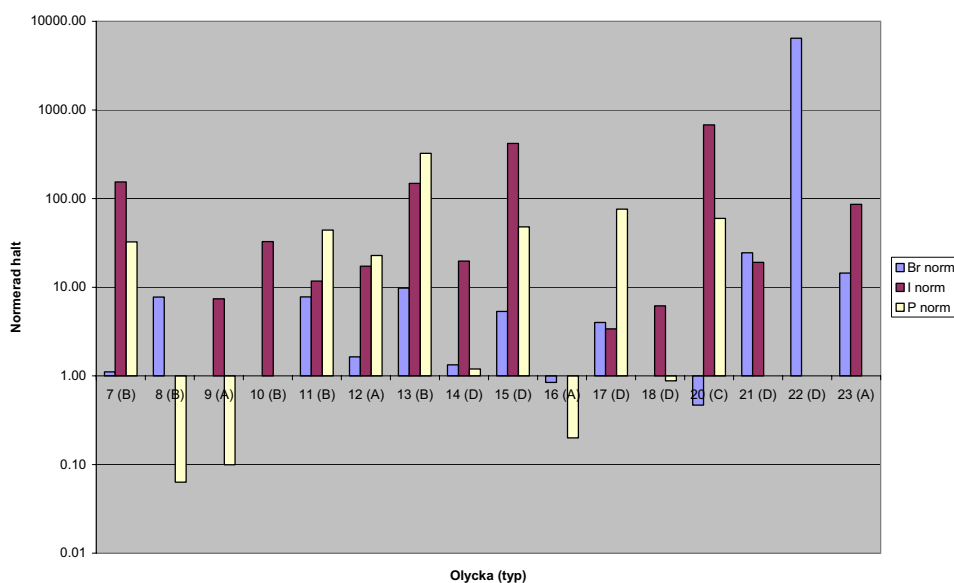
med höga halter jämfört med 50-percentilen. Extremvärdena var för europium (Eu) (930 000 ggr bedömningsvärdet) och antimon (740 000 ggr bedömningsvärdet).



Figur 3.12 Jämförelse av halt av olika metaller i släckvatten för respektive brand. Halterna är normerade mot värdet för tillståndsgränsen mellan ”måttligt allvarligt” och ”allvarligt”. Observera att skalan är logaritmisk. Bedömningsvärdet är 50-percentilen för sjöar i Sverige [ref].

Vissa ickemetaller har analyserats samtidigt som metallerna och av denna anledning rapporterats tillsammans med metallerna. Av denna anledning presenteras några av dessa resultat här. Några av ickemetallerna är speciellt intressanta, t ex brom, klor och fosfor, då dessa ofta kan ingå i olika flamskyddsmedel. Det tydligaste resultatet är att bromhalten är mycket hög i

brand 22, d v s i släckvattnet från brand i elektronikskrot, men i större delen av bränderna hamnar halterna för samtliga presenterade ickemetaller i områdena ”allvarligt” eller ”mycket allvarligt” (områden ”Höga halter”, ”Mycket höga halter” respektive ”Extremt höga halter” för fosfor där bedömningsvärdena är tagna från ett förslag till femgradig effektrelaterad skala för bedömning av totalfosforhalter i sjöar⁴). För brand nr 18 är halterna av brom och fosfor emellertid förhållandevis låga jämfört med övriga bränder, framför allt med tanke på att bränslet var elektronikskrot och att flera bromerade flamskyddsmedel detekterades.



Figur 3.13 Jämförelse av halt av några ickemetaller i släckvatten för respektive brand. För brom och jod är normerade mot värdet för tillståndsgränsen mellan ”måttligt allvarligt” och ”allvarligt”. Bedömningsvärdet är 50-percentilen för sjöar i Sverige⁴. För fosfor är halten normerad mot gränsen mellan ”Måttligt höga halter” och Höga halter” i ett förslag till femgradig effektrelaterad skala för bedömning av totalfosforhalter i sjöar⁴. Observera att skalan är logaritmisk.

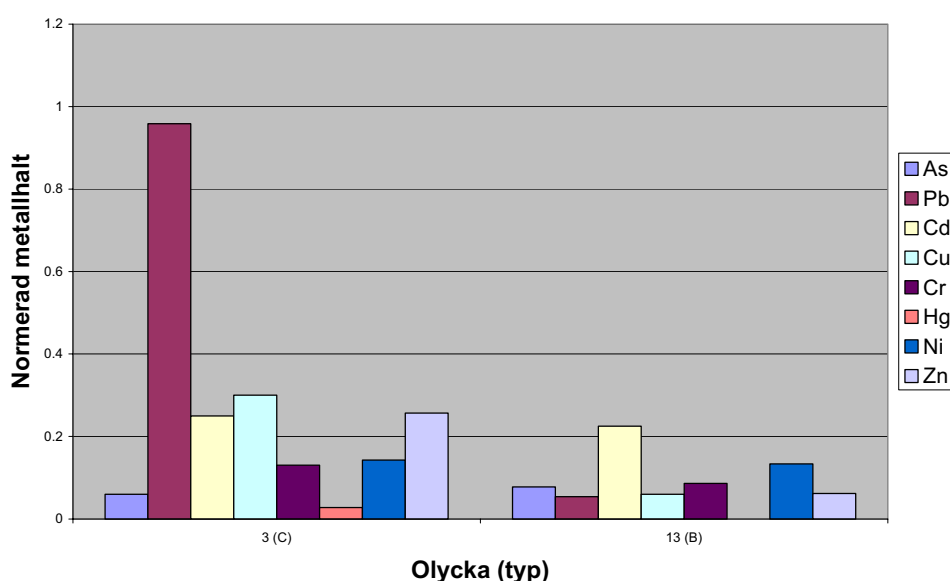
I underlaget för Etapp 3 (bränderna 21 – 23) finns inte fosforhalten rapporterad, vilket innebär att inga slutsatser kan dras angående dessa bränder när det gäller fosfor. Det är troligt att halterna i t ex brand nr 22 är höga eftersom fosfor är vanligt förekommande i flamskyddsmedel.

Klor detekterades endast i några fall med ett extremvärde på 730 000 µg/L vid branden i elektronikskrot på Kvarns skjutfält. Vilket stämmer väl överens med diskussionerna om flamskyddsmedel och brom ovan.

Det är svårt att dra några generella slutsatser för de olika typerna av bränder. Däremot kan några andra slutsatser dras. Branden i batterilagret i Huddinge dominerar vad gäller utsläpp av många av metallerna. Antimon och molybden verkar vara närvarande i stora relativa halter för de flesta av bränderna där den normerade halten av antimon är något högre än motsvarande för molybden.

När det gäller metallerna i släckvatten har de alltså jämförts med två olika typer av referensvärden, dels värden från kanadensisk vattenkvalitetsnorm, dels 50-percentilvärden för ett urval av svenska sjöar. För vissa av ämnena finns värden för båda dessa källor och kvoten mellan värden för kanadensisk vattenkvalitetsnorm och 50-percentilen för sjöar i södra Sverige för dessa ämnen varierar mellan ungefär 1 och knappt 400. Intressant att notera är att för kadmium är denna faktor 0,6, d v s 50-percentilvärdet för sjöar i södra Sverige (prov togs på 781 sjöar hösten 1995) var högre än värdet i den kanadensiska vattenkvalitetsnormen.

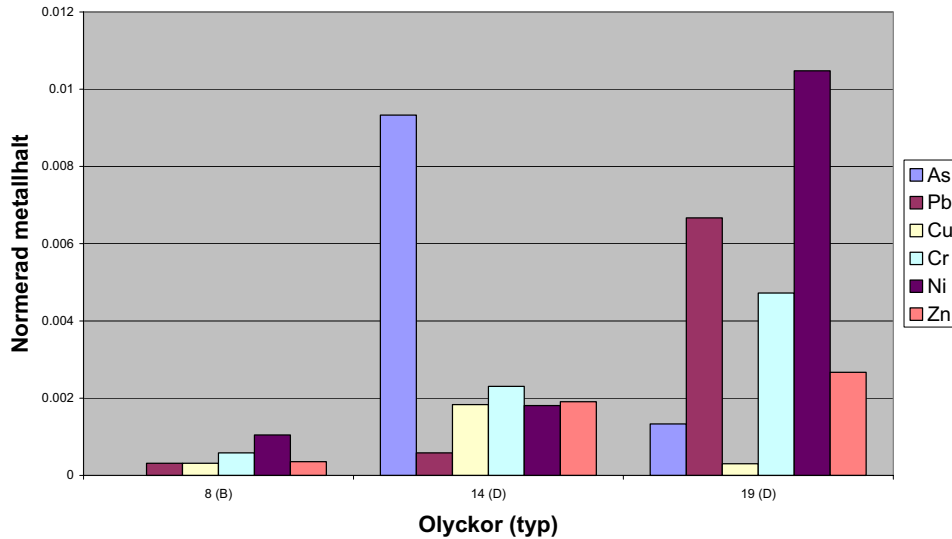
Endast två markprover har rapporterats, den ena olyckan var en ren utsläppsolycka utan brand medan den andra var en brand i kombination med utsläpp av diesel.



Figur 3.14 Jämförelse av halt av olika metaller i mark för respektive brand. Halterna är normerade mot värdet för tillståndsgränsen mellan "måttligt allvarligt" och "allvarligt".

Samtliga halter ligger inom området "mindre allvarligt" utom bly i olycka 3 där halten hamnar inom området "måttligt allvarligt".

Resultaten för metaller i rök visar överlag låga halter, samtliga ligger inom området för "mindre allvarligt" om man jämför med värden för förorenad mark. Frågan är vad siffrorna visar och om vad de kan sägas representera. Analyserna visar att de hittade metallerna finns i röken, men mycket mer än så går inte att säga p.g.a. osäkerheten i flera led i rökprovtagningen.



Figur 3.15 Jämförelse av halt av olika metaller i rök för respektive brand. Halterna är normerade mot värdet för tillståndsgränsen mellan ”måttligt allvarligt” och ”allvarligt”.

3.3.3 Släckmedelsmängder vid olyckorna

Information om släckmedelsanvändningen vid olyckorna är intressant. För att grovt kunna uppskatta totalutsläpp av föroreningar med släckvattnet vid en olycka krävs information om vilka mängder släckvatten som har påförts vid insatsen. Det är naturligtvis svårt att uppskatta hur stor del av släckvattnet som förångats eller som absorberats i materialet på brandplatsen, men med tillräcklig information kan det finnas möjlighet att uppskatta utsläppen av släckvatten. Det är då också intressant att veta om släckvattnet har släppts ut eller om det har samlats upp. Informationen rörande släckvattnet är ganska bristfälligt i projektmaterialen. Det är möjligt att kompletterande information finns t ex hos räddningstjänsten. Den tillgängliga informationen sammanfattas i Tabell 3-8.

Tabell 3-8 Information om släckmedelsmängder.

Nr	Typ	Påfört släckvatten (~m ³)	Påfört skum Ja/Nej(liter)	Hantering av släckvatten
1	D	Info saknas	Ja (?)	Info saknas
2	D	17000	Info saknas	Rening som för lakvatten
3	C	-	Ja (150)	Jord grävdes upp
4	B	3	Nej	Pumpades utspätt till recipient
5	D	115	Nej	Infiltrerade i deponin
6	B	Info saknas	?	Nådde recipient
7	B	10	950	Pumpades ut i recipient
8	B	700	600	Ingen uppsamling eller sanering
9	A	2160	Nej	Nådde recipient
10	B	6	100	Uppsamling
11	B	Info saknas	Info saknas	Uppsamling
12	A	80000	Nej	Nådde recipient
13	B	Info saknas	Ja (?)	Uppsamlades
14	D	100	50	Uppsamling av 25 m ³ , men risk för recipientpåverkan
15	D	Info saknas	Ja (?)	Uppsamling
16	A	Info saknas	Info saknas	Nådde recipient
17	D	Info saknas	Info saknas	Risk för utsläpp till recipient
18	D	10	Nej	Uppsamling av 2 m ³ , men släckvatten nådde reningsverk
19	D	Info saknas	Info saknas	Uppsamling i lakvattenbassäng men nådde senare recipient
20	C	3	50	Nådde recipient
21	D	Info saknas	Nej	Infiltrationsdamm, delar nådde recipient
22	D	Info saknas	Info saknas	jord grävdes bort
23	A	Info saknas	Info saknas	Info saknas

4 Diskussion och utvärdering

4.1 Provtagningsstrategi och metodik

I rapporten för Etapp 1 ges en beskrivning av analyspaket för olika matriser. Till Etapp 2 delades det ut en metodpärm där analysförfarandet förändrades till ett ”grundpaket” med tillägg. Vilka tillägg som valts har påverkats av vilken typ av brand som inträffat och vad som kunde förväntas från analysen. Det är en stor fördel vid senare utvärderingar och jämförelser att det till stor del är samma typ av analyser som gjorts vid varje brand. I framtiden är det viktigt att ett likartat analysförfarande används i så stor utsträckning som möjligt. Detta behövs för att underlätta tolkning av information samt applicering av erfarenheterna på nya bränder. Metodpärmen är en viktig förutsättning för detta.

Den mest osäkra provtagningsmetoden är rökprovtagning med kvartssand i burkar. Kvantssanden har efter provtagningen analyserats med avseende på komponenter i röken som har slagit ner på platsen. Man borde i princip kunna jämföra detta med en analys av markens ytlager, med fördelen av att kvartssanden ger en ren matris utan störande bakgrundshalter. Det största problemet är att placera burkarna där man kan anta att röken skall slå ner. Detta är viktigt dels för att få resultat överhuvudtaget, dels för att få representativa resultat. När det gäller det senare kan utspädningseffekter försvåra bedömningar av absoluta mängder eftersom dessa är kopplade till variationer över nedslagsplatsen. Ett annat problem som uppstår när man inte mäter på tillräckligt många mätpunkter med olika avstånd från branden är att olika ämnen och partikelstorleksfraktioner kan transporteras olika långt. Partiklar är en viktig emissionskälla från bränder, dels för att partiklarna i sig kan påverka hälsan, dels för att många viktiga miljöfarliga och hälsovårdliga ämnen fastnar på partiklar och på så vis transporteras dit partiklarna färdas, vilket i sin tur är mycket beroende på partiklarnas storlek.

Det finns även vissa frågetecken kring utbytet mellan rök och kvartssanden i provtagningsburken, t ex om lättflyktiga ämnen verkligen fastnar, d v s om sammansättningen på kvartssanden är representativ för sammansättning av gasen som slår ner på platsen, eller om i stället kvartssandsprovet mer representerar nedfallet till marken. Det senare alternativet hålls för troligt. För att göra en mer fullständig analys av rökgasen på ett provtagningsmässigt enkelt sätt kan man komplettera rökburkarna med en eller flera passiv-provtagare som bygger på ett adsorberande material. Exempel på detta är analysförfarandet med passiv provtagning på adsorbenten Tenax vid BTX-analysⁱⁱⁱ.

Vid vissa tillfällen kan direktvisande instrument vara det lämpligaste, men sådana finns inte alltid tillräckligt nära för att hinna till platsen då branden fortfarande pågår; dessa tar även tid att sätta upp. Det kan också i detta fall

ⁱⁱⁱ BTX står här för Bensen, Toluen och Xylen.

vara problem att mäta på ”rätt” plats. Allt handlar om vad det egentligen är som man vill studera.

Vid nästan samtliga bränder, där provtagning har genomförts, har provtagning gjorts på släckvatten. Detta gör att det finns ett stort material att göra jämförelser på. För att kunna göra generaliseringar är det viktigt att proven är representativa och tas på samma ”typ” av vatten. Detta kan ofta vara ett problem, men bra anvisningar för hur provtagningen skall utföras har ingått i projektets metodpärm. Om det är farligheten hos det vatten som släpps ut som är det viktiga bör provtagningen göras på uppsamlat vatten eller på avrinning från området så nära olycksplatsen som möjligt. Prov i recipient är intressanta i sig och kan naturligtvis användas för att studera vilka ämnen som innebär störst fara. Dessutom ger sådana prov information om hur stort lokalt problem det aktuella utsläppet innebär. För att kunna generalisera resultaten från analyserna av släckvatten bör man ha uppgifter på totalvolym, om vattnet har samlats upp, eller vattenflöde om vattnet har runnit bort från området. Detta skulle göra det möjligt att bedöma effekterna om vattnet når en viss recipient. Dessa typer av uppgifter har redovisats ganska sporadiskt i projektet.

Variationer mellan olika prov kan ses i några av de fall där flera prover är tagna. Vid branden i Bällstaviken (nr 7), togs prover dels på släckvattnet på fartyget, dels på ytvattnet i närheten av fartyget och här skiljer det mer än en faktor hundra för vissa av ämnena. I andra fall är det taget flera prover samma dag eller olika dagar och även där kan det skilja en del. Skillnaderna är naturligtvis i många fall lättförklarliga, men det viktiga är att tänka på detta problem när halterna för olika prover eller olika bränder skall jämföras, antingen med varandra eller med bedömningsvärden.

I samband med ett utsläpp försöker man bedöma effekten av det specifika utsläppet och då är det nödvändigt att känna till bakgrundsvärden för de olika ingående parametrarna, t ex vilka metaller fanns i vattnet före utsläppet eller vad hade fastnat på kvartssanden om det inte brann. Det kanske inte finns sådana värden för alla platser, men det kan vara intressant att ta sådana prover i samband med branden för att kunna göra en jämförelse. Dessa får då tas på platser där man kan anse att påverkan från branden är försumbar. Om t ex vattenprovet kommer från ett vattendrag kan bakgrundsprov tas någonstans uppströms utsläppet.

Resultaten domineras helt av vattenprover. Detta är kanske förståeligt då det är lättast att ta ut prov på släckvattnet och detta är en påtaglig utsläppskälla. Mer information behövs dock angående både utsläpp till luft och mark. Kanske kan man trots allt få mest pålitlig information angående utsläpp till luft från laboratorieprovningar. Detta kommer delvis att göras inom ett SRV-projekt som påbörjas 2004 och där både SP, IVL och SGI ingår. Provtagning i mark och sediment bör dock göras i ökad omfattning i nästa fas i projektet, utan att man drar ned på provtagningen i vatten. Provtagning av röken bör dock omvärderas då det ger mycket lite information i

dagsläget. Detsamma gäller uppföljande provtagningar, vilka visar miljöeffekten efter en brand och hur lång tid återhämtningen tar.

4.2 Nyttan lokalt på en brandplats

Att kunna använda provtagningar i samband med bränder som beslutsunderlag på platsen är svårt p.g.a. att det tar en viss tid att få svaren från analyserna om man inte har någon typ av direktvisande instrument, nära till analyslaboratorium där förtur kan ges till aktuell analys, eller en brand som förväntas pågå under en längre tid.

Däremot kan analysresultaten användas för att utvärdera hanteringen av eventuellt uppsamlat släckvatten och behov av sanering eller andra åtgärder för att minska miljöbelastningen. Resultaten kan också vara intressanta för att kunna vidta rätt skyddsåtgärder för att miljöpåverkan skall bli så liten som möjligt ifall en liknande olycka skulle inträffa igen eller för att studera hur lång tid återhämtningen tar efter en olycka.

4.3 Nyttan m a p totalemissioner och spridning

För att kunna bedöma totalemissioner måste representativa halter relateras till en volym eller ett flöde. För röken är detta naturligtvis besvärligt, dels p.g.a. osäkerheten i provtagningen dels p.g.a. att det kan vara svårt att bedöma rökplymns volym. Mätningarna av ”rökprov” inom projektet är väldigt få och det är dessutom inte helt klart vad resultaten representerar. Man kan i nuläget inte använda denna information i någon högre grad för beräkning av totalemissioner.

När det gäller släckvattnet borde det vara lättare att beräkna totalemissioner eftersom vattnets flöde är lättare att kontrollera och mäta. I en stressad situation kan även sådana bedömningar bli osäkra, men denna typ av information är ändå mycket värdefull för att kunna generalisera resultaten. Det har tagits fram ganska mycket data vad gäller släckvattnens innehåll inom projektet och det finns här en potential för utvärdering om miljöbelastning och spridning.

I Tabell 3-8 presenteras en sammanställning av tillgänglig information om använda släckmedelsmängder och vad som har hänt med släckmedlet. Sådan information är intressant om man skall försöka uppskatta de totala utsläppen även om det kan vara svårt att tala om exakt hur mycket vatten som har lämnat brandområdet.

5 Slutsatser

Det genomförda projektet har givit intressanta resultat från en mängd olika analyser och vi har försökt att systematisera resultaten för att gruppera den stora mängden data och för att visa på olika trender. En av slutsatserna, vilket även har visat sig i andra undersökningar⁵, är att PAH-ämnena kan vara ett stort problem och kan visa sig vara av större betydelse än t ex dioxiner. Detta är självklart beroende på vilken typ av hot man pratar om. PAH-ämnena har en betydligt kortare nedbrytningstid än dioxiner och utgör därmed ett stort akut hot, medan dioxiner istället är biologiskt ackumulerbart. PAH bildas i stort sett i alla bränder, i olika mängder, men är trots det inte speciellt utrett och kanske borde få större intresse.

Släckvattnet är allvarligt förorenat av VOC- eller sVOC-ämnen vid övervägande delen av bränderna. De grupper av ämnen som oftast har förekommit i allvarliga halter i släckvattnet är alifatiska kolväten, fenol, metylerade fenoler samt metylerad bensen.

Bromerade flamskyddsmedel fanns i släckvatten framför allt från bränderna i elektronikskrot. I samband med containerbranden återfanns även flera andra organiska föreningar med brom och en hög totalmängd av brom. Vi har diskuterat bromerade flamskyddsmedel, eftersom det har varit stor debatt och stort intresse kring dessa de senaste åren. I instruktionerna för provtagning och analyser inom projektet talas det om ”flamskyddsmedel”. Om det är bromerade flamskyddsmedel man menar bör detta skrivas ut.

En annan slutsats är att det i analyserna återfinns många metaller och flera metaller i mycket stora halter. Det vore intressant att i några fall fördjupa sig i varifrån dessa metaller kommer, eventuellt genom brandförsök för att kunna bedöma problemets omfattning. I dessa fall, och även för andra fall, vore analyser av bakgrundshalten mycket intressanta.

När det gäller provtagningen är bilden idag lite skev med klar dominans för släckvatten. Den stora mängden data för vatten gör jämförelser möjliga. Det är svårare för övriga matriser; provtagning av mark och sediment saknas i stort sett helt och där skulle det vara intressant att se mer.

Användbarheten av rökgasprovtagningen med hjälp av kvartssand kan ifrågasättas. Den kan eventuellt förbättras genom komplettering med någon annan typ av provtagning (adsorbent eller direktvisande instrument), men det är också ett område där det kunde vara intressant att simulera verkliga bränder med brandförsök där kontrollerade gasanalyser kan genomföras.

Slutligen vill vi säga att de genomförda och pågående etapperna av projektet har lett fram till en stor mängd intressant data och vi rekommenderar en fortsättning där man kanske kan ta hänsyn till några av våra synpunkter. Det är framför allt viktigt att definiera vilka frågor det är som man vill ha svar på.

6 Referenser

1. Rosén, B.; Carling, M.; Larsson, L.; Nilsson, G, "Utsläpp i samband med olyckor – Metodutveckling av provtagning vid räddningstjänsten", SRV FoU rapport P21-392/01, 2001.
2. SGI "utsläpp i samband med olyckor, Metodutveckling av provtagning vid räddningstjänsten-Etapp 2" Metodpärm för deltagare i projektet.
3. "Metodik för inventering av Förorenade områden", Naturvårdsverket, Rapport 4918, 1999.
4. "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag – Kemiska och fysikaliska parametrar", Naturvårdsverket, Rapport 4920, 1999.
5. Blomqvist, P; Persson, B.; Simonson, M, "Utsläpp från bränder till miljön – Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften", SRV FoU rapport P21-407/02, 2002.
6. E.J. Spindler, *Chemische Technik* **49**, 193-196, 1997.
7. Simonson, M; Blomqvist, P; Boldizar, A; Möller, K; Rosell, L; Tullin, C; Stripple, H; Sundqvist, J.O., "Fire LCA Model: TV-Case Study", SP Report 2000:13, 2000
8. I.C.T. Nisbet and P.K. LaGoy, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **16**, 290-300, 1992.
9. UNEP "Dioxin and Furan Inventories, National and Regional Emissions of PCDD/PCDF", UNEP Chemicals, 1999.
10. IARC "Polychlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. Summary of Data Reported and Evaluation.", IARC Monographs Vol. 69, 1997.
11. Eadon, G.; Kammsky, L.; Silkworth, J.; Aldous, K.; Hilker, D.; O'Keefe, P.; Smith, R.; Gierthy, J.F.; Hawlwy, J.; Kim, N.; DeCaprio, A., *Environmental Health Perspectives* **70**, 221-227, 1986.
12. Ahlborg, U. m fl. "Nordisk dioxinriskbedömning", Miljörapport 1988:7, 1988.
13. Kutz, F.W.; Barnes, D.G.; Bretthauer, E.W.; Bottimore, D.P.; Greim, H., *Toxicol. Environ. Chem.* **26**, 99-110, 1990.
14. WHO "WHO Experts Re-evaluate Health Risks from Dioxins." World Health Organisation, Press Release 45, 1998.
15. Warfvinge, P. "Miljökemi – Miljövetenskap i biogeokemiskt perspektiv". KSF i Lund AB, 1997.

Räddningsverket, 651 80 Karlstad
Telefon 054-13 50 00, fax 054-13 56 00. www.srv.se
Beställningsnummer P21-452/04. Fax 054-13 56 05
ISBN 91-7253-245-9