

Ida Larsson
Anders Lönnermark

Utsläpp från bränder – Analyser av brandgaser och släckvatten

BRANDFORSK projekt 707-021

Ida Larsson
Anders Lönnermark

Utsläpp från bränder – Analyser av brandgaser och släckvatten

BRANDFORSK projekt 707-021

Abstract

Emissions from fires – Analysis of combustion gases and extinguishing water

When accidents with fires occur, toxic combustion gases develop and when the fire department extinguishes these fires, toxic run-off is produced. Emissions from fires is a problem to the society because it could lead to acute health risks and risks for the environment. It could also lead to chronic health effects and long-term effects on the environment.

In recent years several investigations have been performed to estimate the total amount of emissions from fires during a year in Sweden. The results relate these emissions to other emission sources and compare the emissions from different typical types of fires. However, much information about the type of compounds from larger single fires or from fires with specific materials is still missing. This information is very important when making decisions, both for prevention and mitigation of the environmental effect of fires in terms of dealing how different products should be stored and how extinguishment should be performed. One could for example use this information for selection of extinguishing methods or whether the fire should even be extinguished. If no extinguishing water is used, possible toxic compounds that often spread with the run-off could be avoided. In the case of prevention, embankments could be constructed to collect the extinguishing water from possible fires. Sufficient information also improves the chance of making the right kind of decision in a potential evacuation situation. With accurate information, used in a right way, evacuation might be avoided.

To get the best possible results, it is desirable to analyse combustion gases and extinguishing water during actual fires. However, it is often difficult to perform adequate measurements at real accident scenes. Above all, fires are stressful situations where measurements are not always prioritised and even if there are personnel available for analyses, it could be difficult to get hold of the right equipment in time. Also, information about exactly what is burning is not always available. This makes it more difficult to decide what should be analysed and makes it hard to correlate measured concentrations with materials consumed by the fire. Another important problem is that it could be difficult to get representative measurements. If the extinguishing water is not collected in time, it could be spread to nearby water pipes or watercourses. The results analysed will then rather be a measurement of the condition and the acute consequences rather than the measurement of the direct emissions from the fire. It is also difficult to use analysis results from an acute situation since it takes time to get measurements analysed. When it comes to combustion gases from a real fire, it could be even harder to attain representative measurements, depending on the equipment available, weather conditions and the surroundings.

Analyses from real fires could provide important information to estimate damages to the environment and as background during clearing of toxic material. To obtain information necessary for preventative work and to make the right decisions during the acute fire, well-defined fire tests should be performed. This way different type of goods, storage configuration, combustion conditions, etc. could be selected to represent different fire scenarios. This makes it possible to perform controlled analyses of combustion gases and extinguishing water at the same time as extinguishing agents, extinguishing tactics, storage configurations, ventilation etc. are varied. The results can then be put into a database. This database could have a range of applications, for instance during preventive work and for risk analyses, for selection of extinguishing agents and tactics, for environmental consequence descriptions and life cycle analyses, for environmental certification and as the foundation for many important decisions.

Since different materials consists of different type of compounds and have different structures, analyses need to be chosen depending on what is burning and what type of compounds are expected to be produced. Some compounds are recommended to be analysed every time because they are so

common. The following compounds should be measured for combustion gases: THC, VOC, aldehyds, dust, metals attached to the dust, PAH and different non-organic compounds. The non-organic compounds could easily be measured with an FTIR-instrument (Fourier Transform Infrared), which measures many compounds at the same time. The type of non-organic compounds generated depends on what is burning. When it comes to extinguishing water, the following analyses give interesting information: volatile and semi organic compounds (VOC and semiVOC), PAH, metals, pH, conductivity and suspending material.

This project has partly been a literature study with the purpose to find out what types of analyses have been performed on combustion gases and extinguishing water from fires. Another purpose of the project has been to develop a future method to increase our knowledge about emissions from fires.

A number of different compounds that could be measured in combustion gases are described in the report. The main focus has been about identifying the health and environmental effects due to the compounds. Similar compounds and their health and environmental effects for extinguishing water are also described. Furthermore, emission limits for several of the compounds are presented. Since there are no emission limits for fires, the limits presented come from other activities. These are to be used for comparison. Finally several analysis packages are recommended for measurement of combustion gases and extinguishing water. The analysis packages are primarily to be used in well-defined fire tests. This means that the analyses are performed on combustion gases near the fire source and on collected extinguishing water. This provides information about the size of the primary emissions.

A summary of different analyse methods for combustion gases is presented in the end of the report.

Key words: Emissions, combustion gases, extinguishing water, health and environmental effects

**SP Sveriges Provnings- och
Forskningsinstitut**
SP Rapport 2002:24
ISBN 91-7848-915-6
Borås 2002

**SP Swedish National Testing and
Research Institute**
SP Report 2002:24
Postal address:
Box 857, SE-501 15 BORÅS, Sweden
Telephone: +46 33 16 50 00
Telefax: +46 33 13 55 02
E-mail: info@sp.se
Internet: www.sp.se

Innehållsförteckning

Abstract	2
Innehållsförteckning	4
Förord	6
Sammanfattning	7
Nomenklatur	9
1 Inledning	11
2 Miljö- och hälsopåverkan från brandgaser	13
2.1 Komponenter i brandgaser	13
2.1.1 Koldioxid (CO ₂)	13
2.1.2 Kolmonoxid (CO)	14
2.1.3 Kväveoxider (NO _x)	15
2.1.4 Vätehalogenider (HX)	15
2.1.5 Vätecyanid (HCN)	16
2.1.6 Svaveldioxid (SO ₂)	16
2.1.7 Oförbrända kolväten (THC)	17
2.1.8 Lättflyktiga organiska kolväten (VOC)	17
2.1.9 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	18
2.1.10 Aldehyder	18
2.1.11 Isocyanater	19
2.1.12 Dioxiner	19
2.1.13 Stoff	20
2.1.14 Tungmetaller	20
2.1.15 Flamskyddsmedel	21
2.1.16 PCB	22
2.2 Metoder för gasanalys	23
3 Miljö- och hälsopåverkan från släckvatten	25
3.1 Miljöpåverkande faktorer vid utsläpp av förorenat vatten	25
3.2 Källor för miljö- och hälsopåverkande ämnen i släckvattnet	25
3.3 Komponenter i släckvatten	26
3.3.1 Surhetsgrad (pH)	26
3.3.2 Konduktivitet	26
3.3.3 Koncentration av löst syrgas	27
3.3.4 BOD och COD	27
3.3.5 Koncentration av suspenderat material (Susp)	27
3.3.6 Total koncentration av organiskt bundet kol (TOC)	28
3.3.7 Total kvävekoncentration (total-N)	28
3.3.8 Total fosforkoncentration (total-P)	29
3.3.9 Nitrifikationshämmning	29
3.3.10 AOX och EOX	29
3.3.11 Alifatiska och aromatiska kolväten	30
3.3.12 Tungmetaller	30
3.3.13 PAH	31
3.3.14 Tensider	31
3.3.15 Flamskyddsmedel	31
3.3.16 Ftalater	31
3.4 Metoder för vattenanalys	32
4 Utsläppsgränser och bedömning av tillstånd	34
5 Vad bör man mäta?	39
5.1 Experimentell skala	39
5.2 Rekommenderade analyser	40
6 Diskussion	44
7 Referenser	45

Bilaga 1	Mät- och analysmetoder för brandgaser	51
B1.1	Absorption i lösningar	51
B1.2	Adsorbenter	51
B1.3	NDIR (Non-dispersive Infra Red)	51
B1.4	Paramagnetisk susceptibilitet	52
B1.5	Kemiluminescens	52
B1.6	FTIR	52
B1.7	Differentiell optisk absorptionsspektroskopi (DOAS)	53
B1.8	Gaskromatografi	53
B1.9	Flamjonisationsdetektor (FID)	53
B1.10	Masspektroskopi	54
B1.11	Manuell gravimetrisk metod för stoftmätning	54
B1.12	ELPI (Electrical Low Pressure Impactor)	54
B1.13	PAH, PCDD, PCDF och bromerade flamskyddsmedel	54
B1.14	Atomabsorptionsspektrofotometri (AAS)	54
B1.15	Induktivt kopplad plasm spektroskopi (ICP)	55
B1.16	Fotoelektrisk aerosolsensor (PAS)	55

Förord

Arbetet, som presenteras i föreliggande rapport, har finansierats av BRANDFORSK (projekt 707-021) och SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut.

Idag finns stora luckor i vetenskapen om vad som bildas vid utsläpp av brandgaser och släckvatten från bränder. Det finns en del kunskap men den är ganska utspridd och kan ibland vara svår att finna. Målet med detta projekt har därför delvis handlat om en litteraturstudie med syftet att ta reda på vilka typer av analyser som har gjorts på brandgaser och släckvatten från bränder. Vidare har målet varit att ta fram en metod för att i framtiden kunna öka kunskapen kring utsläpp från bränder.

Projektgruppen vill tacka Per Blomqvist på SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut för värdefulla råd och synpunkter kring upplägg och utformning av rapporten. Vidare vill projektgruppen tacka Claes-Håkan Carlsson på SRV, Bengt Rosén på SGI och Birger Andersson på Södertörns Räddningstjänst som bidragit till projektet med information och synpunkter.

Sammanfattning

När olyckor med bränder inträffar utvecklas toxiska brandgaser och då räddningstjänsten släcker dessa bränder produceras släckvatten med toxiskt innehåll. Utsläpp från bränder är ett problem för samhället eftersom dessa kan leda till akuta risker för hälsa och miljö. Det kan även ge upphov till kroniska hälsoeffekter och långsiktiga effekter på miljön.

På senare år har flera undersökningar genomförts för att uppskatta hur stora utsläppen är totalt från bränder i Sverige under ett år. Dessa resultat relaterar dessa utsläpp till andra utsläppskällor och jämför utsläpp från olika vanliga typer av bränder. Däremot saknas det fortfarande mycket information om vilka ämnen som bildas vid enskilda större bränder eller vid bränder i speciella material. Denna information är mycket viktig för att kunna fatta avgörande beslut, både inom det förebyggande arbetet och i det akuta skedet i samband med en brand. Det handlar om att veta hur olika produkter bör lagras och hur en eventuell släckinsats bör genomföras för att minimera hälsoeffekter och skador på miljön. Kunskapen kan ligga till grund för beslut om val av släckmedel och huruvida man bör släcka överhuvudtaget eller i stället låta objektet brinna upp för att undvika att släckvattnet sprider giftiga ämnen. Om informationen används i det förebyggande arbetet kan invallningar konstrueras där det anses finnas behov av att kunna samla upp släckvattnet i samband med en eventuell brand. God kunskap förbättrar även förutsättningarna för att fatta rätt beslut i en situation där evakuering kan bli aktuell. Med rätt kunskap använd på rätt sätt kan kanske evakuering undvikas.

För att få så representativa resultat som möjligt är det önskvärt att kunna analysera brandrök och släckvatten i samband med verkliga bränder. Det finns emellertid många problem med att genomföra sådana analyser. Framför allt är bränder mycket stressiga situationer där analyser av brandgaserna inte prioriteras och även om det finns personal tilldelad för analysuppgiften kan det vara svårt att hinna fram i tid med rätt utrustning. Dessutom finns inte alltid information om exakt vad som brinner. Detta gör det svårare att avgöra vad som bör analyseras och det innebär även problem när korrelationen skall göras mellan uppmätta koncentrationer och förbrukat material. Ett annat viktigt problem är att det kan vara svårt att få en representativ provtagning. Om släckvattnet inte samlas upp kan detta snabbt spridas till dagvattenledningar eller vattendrag och då blir analysresultaten snarare mått på tillståndet och de akuta konsekvenserna än mått på de direkta utsläppen från branden. Det är också svårt att använda analyser i det akuta skedet eftersom det tar tid att få fram analysresultaten. När det gäller brandröken kan det vara ännu svårare att uppnå representativ provtagning; detta beror på vilken utrustning som finns tillgänglig, väderförhållande och hur omgivningarna ser ut.

Analyser i samband med verkliga bränder kan ge viktig information för att uppskatta skador på miljön och som beslutsunderlag inom saneringsarbetet, men för att erhålla information som behövs i det förebyggande arbetet och för att kunna fatta rätt beslut i det akuta skedet vid en brand bör väldefinierade brandförsök genomföras. På detta sätt kan material, lagerkonfigurationer etc. väljas ut så att dessa representerar olika brandscenarier. Detta gör det möjligt att kontrollerat analysera brandgaser och släckvatten under det att t.ex. släckmedel, släckningstaktik, konfiguration och ventilationsförhållande varierar. Resultaten kan sedan läggas in i en databas. En sådan databas har många användningsområden, t.ex. i det förebyggande arbetet och för riskbedömningar, för val av släckmedel och insatstaktik, för genomförande av miljökonsekvensbeskrivningar och livscykelanalyser, i miljöcertifieringsarbetet samt som underlag för många andra viktiga beslut i samhället.

Eftersom olika material består av olika slags ämnen och är uppbyggda på olika sätt, behöver analyserna väljas utefter vad som brinner och vilka ämnen som man kan förvänta produceras. Vissa ämnen är emellertid så vanliga att det kan vara befogat att rekommendera dessa analyser i de flesta fall. För brandgaserna bör följande komponenter analyseras: total mängd kolväten, flyktiga organiska ämnen (VOC), aldehyder, stoft, metaller på stoftet, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och olika oorganiska komponenter. De sistnämnda kan med fördel analyseras med ett FTIR-instrument (Fourier Transform Infrared) och på så vis kan många komponenter analyseras på samma gång. Vilka

oorganiska komponenter som produceras beror på vad som brinner. När det gäller släckvatten ger följande analyser en intressant information: flyktiga och halvflyktiga organiska ämnen (VOC och semiVOC), PAH, metaller samt pH, konduktivitet och suspenderade ämnen, tre enkla karaktäriserande analyser.

Målet med detta projekt har delvis handlat om en litteraturstudie med syftet att ta reda på vilka typer av analyser som har gjorts på brandgaser och släckvatten från bränder. Vidare har målet varit att ta fram en metod för att i framtiden kunna öka kunskapen kring utsläpp från bränder.

I rapporten beskrivs ett antal ämnen som kan vara aktuella att mäta i brandgaser. Tyngdpunkten har lagts på att försöka visa på de miljö- och hälsoeffekter ämnena kan ge. Motsvarande ämnen och dess miljö- och hälsoeffekter för släckvatten beskrivs också. Dessutom presenteras utsläppsgränser för ett flertal av de ämnen som beskrivs. Det finns dock inga utsläppsgränser att finna för utsläpp från bränder utan de gränsvärden som presenteras är istället för andra typer av verksamheter. Dessa har ändå tagits med för att läsaren ska få någon slags jämförelsekälla. Vidare presenteras förslag på olika analyspaket som rekommenderas vid mätning på brandgaser respektive släckvatten från bränder. Analyspaketen är främst tänkta att användas i samband med väldefinierade brandförsök. Detta innebär att analyserna görs på brandgaser nära brandkällan och på uppsamlat släckvatten. Detta ger information om storleken på de olika primära utsläppen.

För den intresserade läsaren ges även en översikt av olika analysmetoder för rökgaser i slutet av rapporten.

Nomenklatur

AOX	Adsorberbara organiska halogener
BDE	Bromerade difenyletrar
BOD	Biochemical oxygen demand (biokemiska syreförbrukningen)
BTEX	Samlingsnamn för Bensen, Toluen, Etylbensen, Xylen
BV	Bedömningsvärde (se avsnitt 4)
COD	Chemical oxygen demand (kemiska syreförbrukningen)
DEHP	Di(2-etylhexyl)ftalat
DOAS	Differential Optical Absorption Spectroscopy
ECD	Electron Capture Detection
ELPI	Electrical Low Pressure Impactor
EOX	Extraherbar organiskt bunden halogen
EPA	Environmental Protection Agency (Amerikanska naturvårdverket)
FID	Flamjonisationsdetektor
FTIR	Fourier Transform Infrared
GC	Gaskromatografi
HBCD	Hexabromcyklododekan
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
ICP	Induktivt kopplad plasm spektroskopi
ITEQ	International Toxic Equivalent Factor Value
IVL	IVL Svenska Miljöinstitutet AB
IR	Infraröd
JV	Jämförvärde (se avsnitt 4)
LC	Lethal concentration
LD	Lethal Dose
MS	Masspektrografi
MTBE	Metyltertiärbutyleter
NFS	Naturvårdsverkets författningssamling
NDIR	Non-dispersiv infraröd
NPD	Nitrogen phosphorus specific detector
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PAS	Photoelectric Aerosol Sensor
PBB	Polybromerade bifenyler
PBDD	Polybromerade dibensodioxiner
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PBDF	Polybromerade dibensofuraner
PCB	Polyklorerade bifenyler
PCDD	Polyklorerade dibensodioxiner
PCDF	Polyklorerade dibensofuraner
PVC	Polyvinylklorid
ROHS	Restriction of Hazardous Substances
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
TBBPA	Tetrabrombisfenol A
TCDD	2,3,7,8-Tetraklordibenso-p-dioxin
TCEP	Tris(2-kloretyl)fosfat
THC	Total amount of unburned hydrocarbons (oförbrända kolväten)
TOC	Total koncentration av organiskt bundet kol
VOC	Volatile organic compounds (lättflyktiga organiska kolväten)

1 Inledning

Utsläpp från bränder är ett problem för samhället eftersom dessa kan leda till akuta risker för hälsa och miljö. Det kan även ge upphov till kroniska hälsoeffekter och långsiktiga effekter på miljön. Flera arbeten har genomförts för att studera vad som bildas vid bränder i olika situationer och vad som släpps ut till luften [1, 2, 3, 4, 5]. Eftersom det finns väldigt många olika produkter och material och det hela tiden produceras nya, behövs det ytterligare studier för att kartlägga vad som kan bildas när det brinner. Dessutom är kunskapen av vad som släpps ut till mark och vatten, t.ex. via släckvatten, ytterst sparsam trots att forskningen till viss del utgått ifrån Sandoz olyckan i Schweiz 1986 där stora delar av Rhenfloden förgiftades av släckvattnet. Vissa insatser har gjorts för att studera miljöpåverkan av skumsläckmedel [6] dock utan inverkan av föroreningar från själva branden. Några fallbeskrivningar och generella slutsatser om effekter av släckvatten finns också publicerade [7]. Statens geotekniska institut (SGI) har också genomfört en undersökning av hur man kan göra provtagningar och analyser i samband med olyckor där miljöeffekter befaras [8].

Effekterna av utsläppen från en brand beror på många olika faktorer, bland annat flera olika egenskaper hos de aktuella ämnena. Exempel på sådana egenskaper kan vara akut giftighet, risk för långsiktiga effekter, bioackumuleringsförmåga, i vilket fysikalisk tillstånd ämnet befinner sig i (gas, vätska eller fast form), vatten- respektive fettlöslighet, spridningsvägar etc. Ämnena som släpps ut i samband med en brand kan befina sig i gasfas. Spridningen i luft beror på ämnets densitet, ångtryck och motståndskraft mot nedbrytning. Väderförhållanden spelar också in. För partiklar avgör dessutom partiklarnas storlek hur stor spridningen blir. Vid spridning till mark och vatten avgör många olika egenskaper hur snabbt spridningen går och hur långt ämnet når. Exempel på sådana egenskaper är ämnets viskositet, densitet, vattenlöslighet och flyktighet. Markens porositet, vattenhalt, pH och mullhalt är också viktiga. När ett visst ämne har nått miljön kan det brytas ner på några olika sätt, kemiskt (sönderfall eller reaktion med andra ämnen) eller biologiskt (m.h.a. mikroorganismer). Nedbrytbarheten styrs i stor utsträckning av temperaturen och pH. Ytterligare information om faktorer som påverkar spridning och nedbrytning av ämnen finns att finna i litteraturen, t.ex. i arbetet av Fischer [9]. Ledskog och Lundgren har beskrivit hur spridningen av kemikalier beror av jordens egenskaper [10]. I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet finns beskrivning av hur man kan bedöma spridningsriskerna [11].

Då olyckor med bränder inträffar utvecklas toxiska brandgaser och då räddningstjänsten släcker dessa bränder produceras släckvatten med toxiskt innehåll. Kunskapen om vad brandgaserna och släckvattnet innehåller är idag mycket begränsad trots den ovannämnda forskningen. Denna kunskap är viktig av flera anledningar, dels för att i det akuta olycksskedet kunna göra en bedömning över brandgasernas påverkan på omgivande människor och natur, dels för vetenskapen om toxiciteten i släckvattnet för att kunna göra en bedömning av riktigheten i en brandsläckningsinsats. Dessutom behövs denna information för att öka kunskapen om vilket bidrag bränder ger till den totala utsläppsmängden varje år och för att få tillräckliga underlag för att bedöma olycksrisker vid upprättandet av miljökonsekvensbeskrivningar. Det sistnämnda är viktigt då det idag inte är helt klarlagt hur miljöbalken kommer att hantera bränder som sker som konsekvens av en olycka. Byggherren kan idag, i princip, själv avgöra sin säkerhetsnivå och därmed om hans byggnad kan brinna ned till grunden om en brand inträffar.

Det är ofta svårt att praktiskt ute på en olycksplats kunna genomföra adekvata mätningar och därför kan det vara lämpligt att istället genomföra väldefinierade brandförsök där man kan mäta både vad som släpps ut till luften och vad som följer med i släckvattnet. Detta innebär att olika typer av gods, lagerkonfigurationer, förbränningsförhållande, etc. kan väljas. Statens Räddningsverk (SRV) håller, tillsammans med Statens Geotekniska Institut (SGI), och ett antal räddningstjänster i Sverige på att genomföra en undersökningsserie med att mäta utsläpp till luft i samband med olyckor. Detta arbete är begränsat av vilka olyckor som sker under tiden undersökningen pågår. Att under en tid kvantifiera brandgaser samt utsläpp till släckvatten från utvalda brandscenarier, skulle på ett värdefullt sätt komplettera dessa insatser.

Syftet med projektet har varit att kartlägga vilka ämnen som bör kvantifieras i utsläpp till luft och vatten, samt hur kvantifieringen bör ske. Vidare har avsikten varit att tillsammans med SRV och SGI ta fram en plan för genomförandet av ett samlat projekt för att skapa en databas för beräkning av utsläpp från bränder till luft, mark och vatten. Målet är att samordna mätningar i så stor utsträckning som möjligt för att optimera utdelningen av resultaten. Databasen skall sedan kunna nyttjas av SRV, lokala räddningstjänster, industrin, miljömyndigheter och andra intressenter för att enklare kunna göra riskbedömningar vid olycksscenarier mm.

I föreliggande rapport diskuteras huvudsakligen vilka vid brand vanligt förekommande ämnen som kan vara intressanta att mäta i luft och vatten. Dessutom ges exempel och förslag på olika metoder för att analysera de olika ämnena.

2 Miljö- och hälsopåverkan från brandgaser

Vilka miljö- och hälsoeffekter brandgaser bidrar till beror alldeles på dess innehåll. Olika typer av bränder genererar brandgaser med varierande sammansättning och i olika mängder. Det finns dock fler faktorer än brandgasernas innehåll, egenskaper och mängd som påverkar hur stora skadeeffekterna blir, exempelvis spridningsförutsättningarna. Brandgasernas spridning beror både av brandgaserna och av omgivningen. Faktorer som densitet, ångtryck och motståndskraft mot nedbrytning hos brandgaserna påverkar spridningsförloppet. Väderförhållanden, t ex vindhastighet, och terrängskrovlighet spelar också in. För brandgaser innehållande partiklar avgör även partiklarnas storlek hur stor spridningen blir.

I denna rapport tas inte brandgasers spridning eller omvandling i miljön upp utan fokusering har istället lagts på att utreda vilka komponenter i brandgaserna som kan vara intressant att mäta och varför. Idag är kunskapen om vad brandgaser innehåller i högsta grad bristfällig. Detta utgör ett problem, exempelvis för en räddningsledare vid en olycksplats som bland annat ska kunna göra en bedömning över brandgasernas påverkan på omgivande människor och miljö.

Nedan följer en beskrivning av ett antal ämnen som kan vara aktuella att mäta i brandgaser [1, 2, 3, 4, 5]. Det är dock inte alltid nödvändigt att mäta samtliga uppräknade ämnen vid ett provningstillfälle eftersom brandgasernas sammansättning varierar beroende på vilken typ av gods som brinner. Tyngdpunkten i kapitlet har lagts på att försöka visa på de miljö- och hälsoeffekter ämnena kan ge. Där det bedömts som nödvändigt har miljö- och hälsoeffekterna beskrivits mer ingående medan de på andra ställen beskrivits mer översiktligt.

2.1 Komponenter i brandgaser

2.1.1 Koldioxid (CO₂)

Koldioxid är en gas som förekommer naturligt i atmosfären och ingår i fotosyntesen. Koldioxid är en nödvändighet för att både växt- och djurliv skall kunna existera. Koldioxid är också den kvantitativt största produkten till följd av förbränning. Trä är det material som dominerar stort bland de brännbara materialen i samband med bränder och dess bidrag till de totala koldioxidutsläppen från bränder är av storleksordningen 70 % [4].

Även om koldioxid inte är akut toxisk kan den vid bränder öka den totala toxiciteten hos brandröken genom att dels stimulera andningen och därmed öka upptaget av giftiga ämnen, dels sänka syrekoncentrationen. Fokuseringen brukar dock ligga på miljöeffekterna snarare än hälsoeffekterna när koldioxidutsläpp diskuteras. Koldioxid, främst från förbränning av fossila bränslen, orsakar miljöproblem i form av ökad växthuseffekt. De solstrålar som passerar jordatmosfären har en begränsad förmåga att värma lufthaven. När ljuset når jordytan värms istället markytan upp. Som ett indirekt resultat av markuppvärmningen sänder sedan jorden ut långvågig värmestrålning tillbaka mot rymden. En del av energin i denna strålning träffar gaser i atmosfären och avger då värme vilket kallas växthuseffekten. Växthuseffekten är en förutsättning för att återupprätthålla ett drägligt klimat här på jorden; utan den skulle medeltemperaturen vara ca 30 °C lägre [12]. Problemet är att ökade utsläpp av växthusgaser, främst koldioxid, ger en förstärkning av växthuseffekten och en ökning av jordens medeltemperatur. Koldioxid är visserligen inte den växthusgas som absorberar mest IR-strålning men den förekommer i störst koncentration av alla växthusgaser i atmosfären. Beräkningar visar att koldioxids potentiella bidrag till den ökade växthuseffekten, sett över hela världen, är ca 64 % [12] (se även tabell 2.1).

Om man jämför koldioxids bidrag till växthuseffekten med andra växthusgaser så ser man att flera olika faktorer spelar in. I Tabell 2.1 jämförs GWP-faktorer (GWP = global warming potential) för några olika växthusgaser. Denna faktor anger hur effektiv gasen är som klimatpåverkare i förhållande

till koldioxiden. Om denna faktor multipliceras med mängden av varje enskild gas fås bidraget till växthuseffekten för respektive gas. Koldioxid ger det överlägset största bidraget, detta trots att det finns ämnen som har mycket högre värmeupptagningsförmåga. De stora utsläppsmängderna och även den långa livslängden i atmosfären gör att koldioxid är det största hotet mot ökad växthuseffekt.

Tabell 2.1 Global uppvärmningspotential, livslängd i atmosfären och bidraget till växthuseffekten för olika växthusgaser [12].

	CO ₂	CH ₄	CFC-11	CFC-12	N ₂ O	Övriga
GWP	1	21	3 500	7 300	290	-
Livslängd i atmosfären [år]	50-200	10	65	130	150	-
Bidrag till växthuseffekten [%]	64	19	-	6	6	5

Koldioxid frigörs till atmosfären vid all förbränning. Följande tabell visar utsläppsbilden av koldioxid i Sverige under ett år.

Tabell 2.2 Utsläpp i Sverige av koldioxid till atmosfären under ett år (1990) [4].

Källa	Utsläpp [kton]
Stationära anläggningar (inkl. industri och förbränning av fast bränslen)	20 600
Vägtrafik	15 700
Brand ^a	20

a) Baseras på att det under ett normalt år brinner ca 12 000 ton. Siffran kan vara mångdubbelt högre vissa år.

Siffror visar att bränders andel av de totala koldioxidutsläppen är mycket liten, vilket i sin tur innebär att i Sverige är bränders bidrag till den totala växthuseffekten i det närmaste försumbar.

2.1.2 Kolmonoxid (CO)

Kolmonoxid är en lukt-, smak- och färglös gas som bildas då det råder underskott på syre vid förbränning. Kolmonoxiden utgör inte någon större miljörisk men väl en akut hälsorisk. Personer som andas in kolmonoxid drabbas av kolmonoxidförgiftning (syrebrist) men kan också drabbas av förvärrade symtom för hjärt- och kärlsjukdomar, i synnerhet kärlekskramp. Orsaken till att kolmonoxiden ger syrebrist är att blodets hemoglobin, som vanligtvis transporterar syre i kroppen, lättare tar upp kolmonoxid (210 gånger bättre än syre) [13]. Kolmonoxiden tränger alltså undan syret och man drabbas av syrebrist. Varje år omkommer ca 100 personer på grund av bränder [14], de flesta till följd av kolmonoxidförgiftning [15].

Följande tabell visar utsläppsbilden av kolmonoxid i Sverige under ett år. Även här är de totala utsläppen från bränder försumbara i förhållande till övriga utsläppskällor. De totala utsläppen är dock tämligen ointressanta vad gäller kolmonoxid då hälsoeffekterna uppstår akut vid brandtillfället.

Tabell 2.3 Utsläpp i Sverige av kolmonoxid till atmosfären under ett år (1990) [4].

Källa	Utsläpp [kton]
Stationära anläggningar (inkl. industri och förbränning av fast bränslen)	32
Vägtrafik	960
Brand	0,5

2.1.3 Kväveoxider (NO_x)

NO_x är ett samlingsnamn för kväveoxiderna NO och NO₂. NO_x bildas vid förbränning, ofta vid höga temperaturer och överskott på syre. De stora utsläppskällorna i Sverige är främst vägtrafiken, arbetsmaskiner, industriprocesser och energiproduktion. Vid bränder är det främst brand i träprodukter och polyuretanplaster som bidrar till utsläppen av NO_x [4].

NO_x kan ge direkta skador på växtligheten och påverka andningssystemet hos människor. Dessutom misstänker man att kväveoxider kan orsaka cancer [16].

Förutom ovan nämnda hälsoeffekter bidrar utsläpp av NO_x till flera av de stora miljöproblemen.

Försurning är ett miljöproblem som beror på att NO_x som emitteras till atmosfären omvandlas till den starka syran Salpetersyra (HNO₃). Syran integreras i nederbörden och faller ned som surt nedfall över mark och vattendrag. Surt nedfall gör att växtnäringsämnen lakas ur marken och giftiga metaller kommer i omlopp. Försurningen förstärker dessutom växthuseffekten eftersom lösligheten av koldioxid i vatten blir lägre med sjunkande pH. Försurande ämnen ger inte bara skador på miljön utan ger även korrosionsskador på byggnader, fordon och annat materiel [17].

En annan miljöeffekt som kan uppstå är att NO_x under soliga sommardagar tillsammans med flyktiga organiska kolväten, VOC, bildar så kallat marknära ozon. Marknära ozon skadar växter då ozonet efter en rad kemiska reaktioner leder till förlust av klorofyll hos växten och därmed hämnar fotosyntesen och växtens tillväxt. Förekomsten av marknära ozon är relativt liten i Sverige jämfört med övriga Europa, men ändå uppskattar forskare vid SLU och IVL att förhöjda halter av marknära ozon årligen förorsakar ett inkomstbortfall på ca 1 miljard kronor för jordbruket [12]. Marknära ozon kan även orsaka hälsoeffekter hos människor som t ex irritation av ögon och slemhinnor samt försämrad andningsfunktion.

En tredje miljöeffekt som även den delvis beror av från utsläpp NO_x är övergödning. I naturen finns ett naturligt dynamiskt kvävekretslopp. Utsläpp av NO_x kommer med stor sannolikhet att förr eller senare omvandlas till NH₄⁺ och NO₃⁻ vilka är de former av kväve som växterna tar upp och använder som näring [18].

Följande tabell visar utsläppsbilden av kväveoxider i Sverige under ett år.

Tabell 2.4 Utsläpp i Sverige av kväveoxider till atmosfären under ett år (1990) [4].

Källa	Utsläpp [kton]
Stationära anläggningar (inkl. industri och förbränning av fast bränslen)	51
Vägtrafik	1720
Brand	0,04

2.1.4 Vätehalogenider (HX)

Vätehalogenider är ett samlingsnamn för halogenernas (fluor (F), klor (Cl), brom (Br) och jod (I)) föreningar med väte. Bokstaven X betecknar alltså halogenen i föreningen. HX är i rumstemperatur färglösa gaser. De löser sig lätt i vatten och är samtliga utom HF starka syror. HX bildas vid bränder främst från halogenhaltiga plaster (t.ex. PVC och polytetrafluoretylen) samt från halogenhaltiga flamskyddsmedel.

Väteklorid (HCl), eller saltsyra som vattenlösningen av gasen kallas, är kanske den mest kända av vätehalogenerna och är en frätande syra som bildas vid förbränning av klorhaltigt material, t ex PVC. Det mesta av det brinnande materialets klorinnehåll uppträder som HCl i rökgaserna eller som klorider

i partiklar. HCl ger lätt korrosionsskador på material och utrustning i närheten av brandhärden vilket kan medföra stora saneringskostnader efter bränder där HCl bildats. HCl är dessutom mycket vattenlöslig och tvättas därför lätt ur atmosfären. Vattenlösligheten gör också att HCl utan svårighet löser sig i släckvatten som används på brandplatser. HCl bidrar till försurningen av mark och vattendrag på samma sätt HNO_3 (se avsnitt 2.1.3). HCl kan också ge hälsoeffekter i form av frätskador och skador på andningsvägarna.

Beräkningar har visat att utsläppen av HCl från bränder under ett normalår i Sverige ligger någonstans kring 138 ton [4].

Vätebromid (HBr) kan liksom HCl bildas vid förbränning av plaster, t ex plaster innehållande bromerade flamskyddsmedel. HBr har dock avsevärt mer aggressiva egenskaper än HCl. Plaster med tillsatser av brom medför emellertid mindre risk för korrosion när de sönderdelas vid brand än plaster med tillsats av klor [19].

Vätefluorid (HF) är ett ämne som klassas som mycket giftigt och används framför allt inom industrin som metallytbehandlingsmedel men även för avfettning, rengöring och torkning. HF-molekylen uppträder som oladdad. Den kan därför tränga in i en vattenfri miljö, och uppträda som fettlös. Om HF kommer i kontakt med fukt övergår den dock i en vattenlöslig form. HF-molekylen är liten och kan lätt ta sig igenom biologiska membran. Hos människor kan kontakt med HF ge allt från irritation av hud, ögon, näsa och hals till svåra frätskador, bröstsmärtor, hjärtstillestånd, hjärtsvikt, hjärtflimmer med mera [20].

2.1.5 Vätecyanid (HCN)

Vätecyanid är en oerhört giftig vätska eller gas. Vid bränder bildas gasen vid syreunderskott huvudsakligen när det brinner i material som innehåller kväve (N) i sin grundstruktur, exempelvis syntetmaterial som polyuretan och akrylnitril. Dessutom kan HCN bildas från ull och silke [2]. Gasen ger inga nämnbara miljöeffekter men väl hälsoeffekter. Gasen är akut toxisk och leder snabbt till medvetslöshet. HCN gör så att elektrontransporten i energiproduktionen blockeras. Detta leder till energibrist och lägre aktivitet i cellerna. I allvarliga fall leder förgiftningen till andningsförlamning och död [21]. Tillsammans med kolmonoxid blir giftverkan än mer akut. Branden på färjan Scandinavian Star och diskoteksbranden i Göteborg 1998 är exempel på katastrofer där rökgaser innehållande HCN fått förödande konsekvenser [22].

I USA används vätecyanid för att verkställa dödsstraff i gaskammare. Tyska koncentrationsläger använde också gasen fast då under namnet Zyklon B [22]. Gasen förekommer även i tobaksrök.

Beräkningar har visat att utsläppen av HCN från bränder under ett normalår i Sverige ligger någonstans kring 600 kg [4].

2.1.6 Svaveldioxid (SO₂)

Svaveldioxid (SO₂) bildas vid förbränning av svavelhaltiga bränslen, främst fossila bränslen som t.ex. olja, kol och torv. SO₂ bildas även vid kemiska processer, t.ex. inom pappersindustrin, och vid framställning av järn från sulfidmalmer. Vid bränder kommer SO₂-utsläppen främst från bränder i petroleumprodukter och bränder i olika typer av byggnader där t.ex. gipsskivor används [4].

Vid förbränning bildas SO₂ men även mindre mängder SO₃. SO₂ är ett relativt stabilt ämne och löses måttligt i vatten. Detta medför att oxidationen av SO₂ sker långsamt och utsläppen kan färdas långa sträckor innan de tvättas ur atmosfären som svavelsyra, H₂SO₄ [17]. Svavelsyran orsakar sedan försurning av mark och vatten. SO₂ kan även ge direkt skador på vegetationen och påverka lungfunktionen hos människor. Vid bränder kan SO₂ vara irriterande för ögon och luftvägar.

Följande tabell visar utsläppsbilden av svaveldioxid i Sverige under ett år.

Tabell 2.5 Utsläpp i Sverige av svaveldioxid till atmosfären under ett år (1990) [4].

Källa	Utsläpp [kton]
Stationära anläggningar (inkl. industri och förbränning av fast bränslen)	59
Vägtrafik	8
Brand	0,1

2.1.7 Oförbrända kolväten (THC)

Vid en fullständig förbränning av ett idealt bränsle, med ideal syretillförsel och förbränningstemperatur består rökgaserna endast av koldioxid och vatten. I verkligheten är det dock ytterst sällan dessa idealiska förhållanden inträffar, utan det bildas alltid en viss mängd restprodukter. Oförbrända kolväten, THC, är precis som namnet säger kolväten som bildats vid förbränning men som inte brutits ner fullständigt till koldioxid och vatten.

Exempel på THC som kan bildas vid bränder är allt från alkaner till vissa ämnen av PAH och VOC osv. Eftersom THC omfattar så många olika ämnen är de miljö- och hälsoeffekter som THC kan bidra till åtskilliga. THC bidrar bland annat till bildandet av marknära ozon och andra fotokemiska oxidanter. Hälsoeffekter på omgivningen till följd av THC kan vara påverkad andningsfunktion, nervskador och cancer (se även 2.1.8 och 2.1.9).

Uppskattningar visar att utsläppen av THC från bränder under ett normalår i Sverige ligger någonstans kring 31 ton [4].

2.1.8 Lättflyktiga organiska kolväten (VOC)

Flyktiga organiska kolväten brukar benämnas VOC (Volatile Organic Compounds). Det finns olika definitioner på VOC beroende på inom vilket användningsområde termen används och definitionerna bygger ofta på ångtryck, kokpunkt eller att de har potential att delta i bildandet av ozon. VOC omfattar ett stort antal ämnen, exempel på några av dessa är bensen, toluen, styren, xylener, fenol, klorbensen etc. I princip kan man säga att det rör sig om medelstora flyktiga organiska ämnen med molekylvikt mellan ungefär 70 och 250 amu. Definitionen bestäms dessutom ofta av analysmetoden. Metoden som rekommenderas i detta arbete bygger på provtagning med adsorbent (Tenax) följd av separering med gaskromatografi (GC), identifiering med masspektrometri (MS) och kvantifiering med flamjonisationsdetektor (FID). Denna metod ger resultat för VOC som är opolära och måttligt polära kolväten inom storleksspannet $C_5 - C_{18}$. Detta överförs ibland till kokpunktsintervallet $50 - 320\text{ °C}$ [5]. Gemensamt för dessa är att de är flyktiga och lätt sprids i luften vid ett utsläpp. Metan brukar dock inte räknas in bland VOC, detta trots att det är ett kolväte och flyktigt. En indelning som ibland används är följande: VOC = kokpunkt $50 - 240\text{ °C}$, VVOC (mycket flyktiga) = kokpunkt $0 - 100\text{ °C}$ och SVOC (halvflyktiga) = kokpunkt $240 - 400\text{ °C}$ [23]. Det bör emellertid återigen nämnas att exakt område som används beror på syftet med analysen och på vald analysmetod.

VOC bildas vid ofullständig förbränning. De stora utsläppskällorna är från vägtrafik, industriprocesser och småskalig förbränning (främst från vedeldning i villapannor). Mängden VOC som bildas vid förbränning kan vara mycket hög, i storleksordningen några procent av det totala rökgasinnehållet. Det individuella VOC-ämne som normalt förekommer i störst mängd är bensen [5].

Uppskattningar visar att utsläppen av VOC från bränder under ett normalår i Sverige ligger någonstans mellan 13 till 200 ton [5]. De största utsläppskällorna är bränder i bostäder och skogsbränder. Om potentiella storbränder tas med är de största utsläppskällorna bränder i deponier av flis och däck. Bensen är en vanligt förekommande produkt från bränder med kolväten. Störst risk för bildning av

bensen finns det om ursprungsmaterialet har en uppbyggnad som liknar bensen, t.ex. polystyren. Bensen kan emellertid bildas även om ursprungsmaterialet inte innehåller aromatiska strukturer.

Exponering av VOC kan ge skador på människor och miljö. Irritation på andningsorganen, framkallande av allergier, cancer och skador på nervsystemet är några av de hälsoeffekter som kan uppstå hos människor vid exponering av VOC. VOC kan också tillsammans med NO_x bilda marknära ozon och andra fotokemiska oxidanter vilket ger hälsoeffekter hos människan och skadar grödor och skog [16] (se även avsnitt 2.1.3). Speciellt bensen är giftigt och har orsakat anemi och leukemi [21]. Styren är mycket fettlösligt och anrikas i fettvävnad. Styrenoxid är mutagen och cancerframkallande, men det finns inga säkra belägg för att styren är cancerframkallande. Fenol har en hög akut giftighet. Dessutom kan fenol vara mutagen och kroniska effekter på mag-tarmkanalen, nervsystemet och huden kan förekomma.

2.1.9 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten, PAH, är ett samlingsnamn för ämnen som består av två eller flera sammansatta bensenringar. Ett exempel på ett polycykliskt aromatiskt kolväte som har erhållit mycket uppmärksamhet är benso(a)pyren. Det är denna komponent i tobaksrök (egentligen en metabolit av ämnet) som ger upphov till lungcancer [17]. Ett exempel på en brand då stora mängder PAH bildades var kabelbranden i Akallatunneln i Stockholm i mars 2001 [8]. Benso(a)pyren används ofta som indikatorämne för PAH i arbetsmiljösammanhang och det finns ett gränsvärde för ämnet [24, 25]

PAH bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. Spridningen av PAH till luften är beroende av antalet bensenringar. PAH med tre eller färre bensenringar förekommer normalt i gasfas. PAH med 5 eller fler bensenringar har normalt mycket låg flyktighet och kondenserar lätt på sotpartiklar som även de bildas under förbränningen. PAH som kondenserat på partiklar är vanligtvis obenäpna att oxideras uppe i atmosfären vilket får till följd att PAH kan transporteras långa sträckor. PAH är sammanfattningsvis relativt långlivade ämnen som bidrar till cancersjukdomar. Inom gruppen finns några av de mest cancerframkallande ämnen man känner till idag, t ex. 7,12-dimetylbenso(a)antracen, 3-metylkolantren, dibenso(a,h)antracen, benso(a)pyren, dibenso(a,h)pyren och dibenso(a,i)pyren [21].

I Sverige är de stora utsläppskällorna vedeldning, vägtrafik och arbetsmaskiner. Bedömningar som gjorts uppskattar att vedeldningen i Sverige står för ca 50 % av de totala emissionerna [17]. Denna bedömning styrks av en rapport som behandlar utsläpp av PAH till luft i Stockholms stad. Beräkningar där visar att under ett år (1996) stod enskilda hushålls vedeldning för 54 % av utsläppen, vägtrafiken för 32 %, sjöfart för 7 %, arbetsmaskiner för 3 %, bensinstationer för 2 % och övrig förbränning för 2 % (tillsammans uppskattades utsläppen av PAH till totalt 3,3 ton) [26]. Utsläppskällornas storlek har dock stora lokala variationer. I innerstäderna är oftast trafiken den stora utsläppskällan medan vedeldningen tar över som den stora utsläppskällan i ytterområdena av städerna. I mindre samhällen i Norrland kan det byggas upp höga halter av PAH under kalla vinterdagar, speciellt i samband med inversion [17].

Uppskattningar visar att utsläppen av PAH från bränder under ett normalår i Sverige ligger någonstans mellan 2 till 12 ton [5]. Detta innebär att utsläpp av PAH från bränder under ett år har samma storleksordning som de totala utsläppen av PAH från andra källor i Stockholm (se ovan). De största utsläppskällorna av PAH från bränder är från bränder i bostäder och skogsbränder. Om potentiella storbränder tas med är de största utsläppskällorna bränder i deponier av flis och däck.

2.1.10 Aldehyder

Aldehyder förekommer i första hand vid produktion av plaster, alkoholer eller karboxylsyror. Vissa plaster avger sedan aldehyder (t.ex. formalin) vid bearbetning eller uppvärmning. Lättare aldehyder är vattenlösliga och är främst irriterande på ögon och andningsvägar, även om de också har en viss

anesteseffekt. Formaldehyd, som förekommer i plaster, tyger och tvättmedel, orsakar lätt hudallergier. Höga halter av formaldehyd i luften kan orsaka kramper i luftvägarna, lunginflammation och hosta. Formalin, som är formaldehyd löst i vatten, anses kunna orsaka lungcancer. Ämnet är även akut giftigt. I kontakt med saltsyran i magsäcken kan formaldehyd reagera vidare till bis-(klormetyl)eter, som är mycket cancerframkallande och inte får hanteras eller framställas enligt Arbetarskyddsstyrelsen [21].

Akrolein, som är en omättad aldehyd, är reaktiv och kraftigt irriterande. Den reagerar lätt med proteiner och tester har visat på mutagena effekter, men inget tyder ännu på att akrolein är cancerframkallande. Däremot kan akrolein ge astmatiska reaktioner och vara allergiframkallande. På grund av den höga toxiciteten kan akrolein leda till döden. Akrolein bildas vid pyrolys av organiska ämnen, speciellt trä, papper och bomull [21, 27]. Det finns idag inga uppskattade uppgifter om storleken på utsläppen av aldehyder i Sverige.

2.1.11 Isocyanater

Isocyanater används som bindemedel i lim och lacker samt vid tillverkning av polyuretanplaster. När polyuretanplast upphettas kraftigt eller brinner bildas vätecyanid och isocyanater. Ett annat material som innehåller eller kan ge upphov till mycket isocyanater är spånskivor. Isocyanaterna är mycket reaktiva och dess metaboliter kan vara mutagena och cancerframkallande. Isocyanater kan också ge upphov till en rad andra hälsoeffekter som astma, nedsatt lungfunktion, allergier och eksem [28].

Isocyanater förekommer både i gasfas och på partiklar vid bränder. En grupp som ofta utsätter sig för påverkan av isocyanater är räddningstjänsten vid insatser. I en vanlig lägenhet brukar man räkna med att det kan finnas upp till 200 kg polyuretan som kan bilda isocyanater om det börjar brinna. Annars finns det idag inga uppskattade uppgifter om storlek på utsläppen av isocyanater under ett år i Sverige.

2.1.12 Dioxiner

Polyklorerade dibenso-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenso-furaner (PCDF) är två närstående grupper av organiska miljögifter som populärt kallas dioxiner. Dioxiner kan även vara bromerade och skillnaden mot ovanstående dioxiner är att kloratomerna bytts ut mot bromatomer istället, d.v.s. polybromerade dibenso-dioxiner (PBDD) och polybromerade dibenso-furaner (PBDF) (se även 2.1.15). Den mest omtalade och välstuderade dioxinen är 2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin, TCDD. Detta ämne betraktas som ett av de giftigaste ämnen människan skapat och 1976 inträffade en explosion i en kemisk fabrik i Seveso i Italien då tusentals människor exponerades för ämnet. TCDD används ofta som referensämne när olika dioxiners toxicitet skall beskrivas.

Dioxiner bildas främst vid förbränning av material innehållande halogener. Mest uppmärksammat och undersökt är utsläpp från avfallsförbränning men det förekommer också utsläpp från järn- och stålindustri och tidigare även från massa- och pappersindustrin. Den sistnämnda källan har dock i princip upphört efter att blekning med elementärt klor ersatts av andra metoder inom pappersindustrin efter hårt tryck från allmänheten. Klorblekningen gav upphov till dioxinutsläpp via avloppsvattnet [17]. Vid bränder i transformatorer innehållande PCB kan PCDF och PCDD produceras. Uppskattningar av utsläpp av dioxiner från bränder under ett år visar att de största källorna är brand i containrar, bostäder och motorfordon [5]. Om potentiella storbränder tas med är de största utsläppskällorna av dioxin bränder i avfallsupplag samt deponier av PVC-plast och däck.

Vissa dioxiner har visat sig vara mycket giftiga. Redan låga doser ger effekter som cancer, neurologiska störningar, störd fortplantningsförmåga, viktförlust, kloracne, matsmältningsrubbningar, leverskador och nedsättning av immunförsvaret [17].

Dioxiner är fettlösliga, vilket gör att de anrikas i fettvävnaden hos t ex fiskar och ökar i koncentration ju högre upp i näringskedjan man kommer.

2.1.13 Stoft

Stoft består i huvudsak av en blandning av sot, tjära, ofullständigt förbränt bränsle och oorganiskt material. Den exakta sammansättningen och partikelstorleken på stoftet från bränder varierar stort beroende på vilket material som brinner och under vilka omständigheter materialet brinner. Exempel på material som ger stora stoftutsläpp vid bränder är gips och trä. Föroreningar som PAH, dioxiner, PCB, HCl och tungmetaller adsorberas ofta till stoft och sprids med brandgaser i luften eller med släckvatten till mark och vattendrag. Utsläpp av stora mängder stoft kan i vissa fall filtrera infallande solljus med effekter på gröddling som följd (exempelvis i Kuwait efter Gulf-kriget). Detta är dock ganska ovanligt, i alla fall i Sverige [4].

Hälsoeffekter hos djur och människor kan även uppstå vid inandning av stoftpartiklar, så kallade respirabla partiklar. Partiklar med en diameter understigande 10 µm (mikrometer) kan transporteras ända ner till lungorna. Större partiklar fastnar och filtreras bort i luftvägarna men partiklar som är mindre än 2,5 µm kan ta sig ända ner till de djupare regionerna av lungorna där de blir kvar. Hälsoeffekterna av detta kan bl.a. bli försämrade andningsfunktion och påverkat immunförsvar [29].

Följande tabell visar utsläppsbilden av stoft i Sverige under ett år. Även om utsläpp av stoft från bränder är mindre än övriga utsläppskällor ligger de definitivt i samma storleksordning.

Tabell 2.6 Utsläpp av stoft till atmosfären under ett år (1990) [4].

Källa	Utsläpp [kton]
Stationära anläggningar (inkl. industri och förbränning av fast bränslen)	4
Vägtrafik	9
Brand	1

2.1.14 Tungmetaller

Metaller är grundämnen som har god ledningsförmåga för värme och elektricitet, har en glänsande yta och är formbara [16]. Tungmetaller är metaller med höga atomnummer. Den grupp tungmetaller som man hyser störst oro för är kvicksilver (Hg), bly (Pb) och Kadmium (Cd) men även metaller som arsenik, kobolt, krom, koppar, mangan, molybden, nickel, vanadin och zink brukar räknas in bland tungmetallerna. Gruppen tungmetaller brukar definieras som metaller med en densitet överstigande 5 g/cm³. Det är en stor grupp och i miljösammanhang brukar i första hand ovanstående metaller tas med. 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.

Vid bränder återfinns utsläppen av tungmetaller delvis i rökgaserna, där de oftast finns adsorberade på sot- eller stoftpartiklar. De kan också finnas i släckvatten från bränderna. Tungmetallerna kan också spridas långt i form av luftburna metallpartiklar. Kvicksilver uppträder i atmosfären i gasform och kan av denna anledning spridas mycket långt. Trots att flera källor av tungmetaller har minskat återfinns det mesta av tungmetallerna i marken där nedfall har skett.

Jämför man utsläpp av tungmetaller med utsläpp av andra föroreningar, t ex organisk föroreningar, finns det en väsentlig skillnad. Tungmetaller som hamnat ute i naturen kan inte brytas ner till något mindre skadligt ämne. 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 giftiga [17].

Hälso- och miljöeffekterna till följd av utsläpp av tungmetaller är åtskilliga och i många fall svåra. Tungmetaller i för stora koncentrationer kan orsaka skador på både växt- och djurliv samt hos människor. Exempel på effekter ges nedan [21]:

- Utsläpp av kvicksilver har gett förhöjda halter i fisk vilket har fått till följd att rekommendationer om begränsat intag av fisk uppkommit. Hälsoeffekter kan uppstå då kvicksilver ackumuleras i hjärnan. Vissa kvicksilverföreningar, t.ex. metylkviksilver, elimineras mycket långsamt ur kroppen (p.g.a. s.k. enterohepatisk cirkulation). Metylkviksilverjonen är dessutom mycket giftig; den binds till proteiner och enzymer och har en lång halveringstid. För mycket kvicksilver kan leda till skador på centrala nervsystemet.
- Kadmium påverkar organismers förmåga att tillgodogöra sig näringsämnen. Kronisk kadmiumförgiftning hos människan kan orsaka leverförändringar, lungskador, njurskador, skelettskador, blodbrist, nervskador och cancer. Kadmium anrikas i njurarna och den biologiska halveringstiden för kadmium i kroppen anses vara ungefär 30 år.
- Utsläpp av bly hämmar mikrobiell nedbrytning, som är en förutsättning för att ett ekosystem skall fungera på lång sikt [17]. Hos människan kan blyförgiftning ge hälsoeffekter som nervskador, blodbrist, fosterskador och missfall samt påverka njurar, sköldkörtel, hjärt-kärlsystem och magtarmkanal [12, 21]. Giftigheten beror huvudsakligen på att blyjoner påverkar olika enzymer.
- Arsenikföreningar är ofta mycket akut giftiga, men de kan även ge kroniska skador som lung- och hudcancer, hjärt-kärlsjukdomar och leverskador. De oorganiska föreningarna är ofta giftigare än de organiska.
- Antimon har hög akut giftighet, både i ren form och som föreningar. De är irriterande för slemhinnor och hud och kan ge effekt på nervsystemet och mag-tarmkanalen.
- Kromföreningar är ofta allergiframkallande och kan öka risken för cancer. I båda fallen är det de 6-värda¹ kromföreningarna som är värst.

2.1.15 Flamskyddsmedel

Flamskyddsmedel har två uppgifter. Dels ska de minska risken att det börjar brinna och dels ska de hejda utvecklingen om det ändå börjar brinna. Flamskyddsmedel används mest för att impregnera olika plastmaterial, t ex i plasthöljen till TV-apparater, dataskärmar och annan elektronikutrustning, men används också till textilier, trä och brandskyddsfärg. Flamskyddsmedel ska skydda produkten under hela dess livslängd och får således inte brytas ner alltför lätt av tiden eller av andra ämnen. Det är just svårnedbrytbarheten som gör flamskyddsmedel farliga för människa och miljö. En del flamskyddsmedel kan tas upp och lagras, bioackumuleras, i djurs och människors kroppar. De kan också vara persistenta, vilket betyder att de bryts ner mycket långsamt [30]. Den mest undersökta och omtalade gruppen av flamskyddsmedel är de bromerade. Forskning har påvisat förekomst och ökade halter av bromerade flamskyddsmedel i miljön och de kan spåras i modersmjölk och blod hos människor. Några effekter har dock inte hittats hos människan eftersom många faktorer samverkar i ett komplext system och prov inte kan göras. Ämnen med dessa egenskaper har dock visat sig ge beteendestörningar hos vissa djur [31].

De vanligast förekommande flamskyddsmedlen har varit baserade på halogener (främst bromerade) och fosfor, speciellt då det gäller flamskydd för polymera material. När det gäller de halogenerade flamskyddsmedlen används brom eftersom det är mer verkningsfullt än klor och därför behöver inte lika mycket tillsättas. De bromerade flamskyddsmedlen har generellt höga molvikter. Detta innebär oftast att de har låg vattenlöslighet och låga ångtryck [19]. Farhågor för att bromerade flamskyddsmedel kan ge hälsofarliga mängder dioxiner och furaner vid brand har medfört att alternativ tagits fram, exempelvis aluminiumtrihydrat, magnesiumhydroxid, ammoniumpolysulfat och melaminföreningar [19]. Det finns även olika typer av kväve- och fosforföreningar som kan användas som alternativ till bromerade flamskyddsmedel. Dessa alternativ kan bidra till övergödningen, men anses som mindre farliga eftersom de inte bedöms som svårnedbrytbara. De anses heller inte anrikas

¹ Krom kan ha olika oxidationstal i föreningar; man säger att de är 3-värda eller 6-värda.

på samma sätt i näringskedjorna. Den fortsatta diskussionen koncentreras därför på de bromerade flamskyddsmedlen. Följande punkter beskriver några av de vanligast förekommande och mest aktuella med avseende miljö- och hälsoeffekter.

- PBB (Polybromerade bifenyler) är en grupp av flamskyddsmedel som i princip har samma uppbyggnad som PCB (se 2.1.17). Liksom PCB ger PBB upphov till många olika neurologiska störningar och den biomagnifieras i ekosystemen.
- PBDE (Polybromerade difenyletrar) är ett samlingsnamn för tre olika kommersiella produkter, Penta-BDE, Okta-BDE och Dekka-BDE. Den kemiska skillnaden ligger i hur många bromatomer som finns i dessa molekyler. Mest undersökt är Penta-BDE som är bioackumulerande och dessutom persistent [30].
- TBBPA (tetrabrombisphenol A) finns i flera kemiska former och är det vanligaste bromerade flamskyddsmedlet. Vid polymerisation av TBBPA uppkommer såväl polybromerade dibensodioxiner som (PBDD) och polybromerade dibensofuraner (PBDF) [19]. Dessa har samma uppbyggnad som dioxiner (se 2.1.12), men med skillnaden att dioxinernas kloratomer ersatts med bromatomer istället. Miljö- och hälsoeffekterna till följd av PBDD och PBDF är i många fall desamma som hos dioxiner [17].

Osäkerheten om vad som bildas vid bränder då produkter innehållande flamskyddsmedel brinner är idag stor. De tester som gjorts har främst behandlat bromerade flamskyddsmedel. Vid dålig förbränning (låga förbränningstemperaturer) finns det risk att bromerade flamskyddsmedel ger upphov till PBDD och PBDF.

Eftersom flamskyddsmedel används för att förhindra att bränder startar och för att begränsa utvecklingen av en brand, är det viktigt att studera effekten av flamskyddsmedel på det totala utsläppet från bränder. I arbetet av Simonson m.fl. presenteras en metod för livscykelanalys (LCA) där även en eventuell brand tas med i livscykeln [32].

Inom EU pågår en genomgång av de flamskyddsmedel som används i elektronikprodukter för att bedöma riskerna hos olika ämnen och därmed kunna fatta beslut om eventuell reduktion av användningen av respektive ämne [33]. Detta skall leda fram till ett avveklingsdirektiv (Restriction of Hazardous Substances (ROHS) in Electrical and Electronic Equipment). Enligt ett utkast till ett ROHS-direktiv skall PBB vara avvecklade senast 2006. Detta har emellertid redan skett och PBB tillverkas inte längre. När det gäller PBDE bedöms de olika varianterna (olika antal brom) separat. Det finns ett förslag på att Penta-BDE skall vara avvecklade till halvårsskiftet 2003. En nästan slutförd undersökning av Octa-BDE har kommit fram till slutsatsen att ämnet bör avvecklas och ett direktiv om detta är att vänta. En liknande riskundersökning av Deca-BDE pågår och denna skall vara avslutad i juni 2003. Under 2003 väntas även slutgiltig bedömning av Hexabromcyclododekan (HBCD) och Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP) samt preliminär bedömning av TBBPA. Flera andra flamskyddsmedel är redan planerade att genomgå riskundersökning, men det ligger längre fram i tiden. Kemikalieinspektionen i Sverige har föreslagit förbud av följande bromerade flamskyddsmedel: penta-BDE, hexa-BDE, okta-BDE, deka-BDE, hexa-BB, okta-BB och deka-BB [34]. Samtliga PBB är redan avvecklade.

2.1.16 PCB

PCB, eller polyklorerade bifenyler, är stabila ämnen med låg elektrisk ledningsförmåga. Dessutom är PCB mycket obenäget att oxideras vilket gör PCB svårantändligt. De har därför använts som isolatorvätska i kondensatorer och transformatorer. PCB har också använts som mjukgörare, additiv i oljor, färg, fogmassor med mera. PCB är totalförbjuden i Sverige sedan 1978 men en stor mängd material som innehåller PCB är fortfarande i bruk. Ur denna upplagring sprids PCB fortfarande i

Sverige, framför allt genom förbränning eller annan avfallshantering. Det finns också fortfarande många länder som inte infört något förbud mot PCB [16].

Förutom vittring av PCB från material där de ingått som tillsatser, kan PCB bildas vid brand i material innehållande klor. Vid bränder i transformatorer, som innehåller PCB, kan det bildas klorerade dibensofuraner och klorerade dibensodioxiner (se avsnitt 2.1.12). Vissa typer av PCB är i sig själva mycket dioxinlika och har höga TEQ-värden² [17]

PCB är ett stabilt organiskt miljögift, ett så kallat POP (persistent organisk pollutant), som liksom somliga flamskyddsmedel ackumuleras i levande organisk material. PCB stör växtplanktons fotosyntes och orsakar hormonrubbingar, ämnesomsättningsfel samt stör fortplantningen hos högre organismer. PCB försämrar även kroppens immunförsvar och de anses vara cancerframkallande.

2.2 Metoder för gasanalys

Beroende på vilka komponenter i brandgaser som skall mätas krävs olika mätmetoder. Vissa mätmetoder kan kvantifiera en mängd olika brandgaskomponenter och likaså finns det ofta ett flertal mätmetoder tillgängliga för att mäta samma typ av brandgaskomponent. Vilken typ av mätmetod man väljer beror dock i slutändan på faktorer som tillgänglighet, mätnoggrannhet och kostnader.

En av de viktigaste delarna av ett mätsystem är hur själva provtagningen går till. Det gäller att placera sonden i rätt position och att använda rätt material. Ibland behövs filter eller fällor för att skydda instrumenten; då är det viktigt att dessa inte påverkar resultaten. Igensättning av systemet måste också undvikas. Systemet måste också hålla rätt temperatur för att dels undvika kondensering längs vägen till analysatorerna, dels undvika att reaktionerna fortgår efter det att gaserna har sugits in i sonden. Alla dessa delar är mycket viktiga för att uppnå goda och representativa resultat. De kommer emellertid inte att diskuteras i detalj här utan presentationen koncentreras istället på vilka analyser som är lämpliga för olika ämnen.

I Tabell 2.7 finns en sammanställning över olika ämnen och vilka analysmetoder som är lämpliga för respektive ämne. Sammanställningen är inte fullständig utan ger exempel på olika metoder. I avsnitt 5 ges förslag på vilka metoder och analyser som lämpligen används för respektive komponent. I Bilaga 1 beskrivs de flesta mätmetoderna var för sig.

Tabell 2.7 Sammanställning av olika mätmetoder för respektive komponent i brandgasen [35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 25, 44]

Ämne	Analysteknik, mätmetod etc.	Kontinuerlig/Medelvärde ^{a)}
CO ₂	FTIR NDIR GC + detektion med termisk konduktivitet	Kontinuerlig Kontinuerlig Medelvärde/sekventiellt
CO	FTIR NDIR GC + detektion med termisk konduktivitet DOAS (IR-detektor)	Kontinuerlig Kontinuerlig Medelvärde/sekventiellt Kontinuerlig
O ₂ ^{b)}	Paramagnetisk susceptibilitet Zirkoniumoxidceller GC + detektion med termisk konduktivitet	Kontinuerlig Kontinuerlig Medelvärde
NO _x	Kemiluminescens FTIR DOAS (UV-detektor)	Kontinuerlig Kontinuerlig Kontinuerlig

² TEQ-fraktioner definieras av WHO och är ett mått på ämnets toxicitet.

Ämne	Analysteknik, mätmetod etc.	Kontinuerlig/Medelvärde ^{a)}
HCl	FTIR Absorptionslösning + potentiometrisk titrering el. jonkromatografi	Kontinuerlig Medelvärde
HCN	FTIR Absorptionslösning + jonsektiv elektrod el. jonkromatografi el. spektrofotometrisk metod GC + NPD (Nitrogen phosphorus specific detector)	Kontinuerlig Medelvärde Medelvärde
HBr	FTIR Absorptionslösning + potentiometrisk titrering el. jonkromatografi	Kontinuerlig Medelvärde
HF	FTIR Absorptionslösning + jonsektiv elektrod el. jonkromatografi	Kontinuerlig Medelvärde
SO ₂	FTIR NDIR DOAS (UV-detektor) Pulsad UV-fluorescens	Kontinuerlig Kontinuerlig Kontinuerlig Kontinuerlig
VOC	Tenaxadsorbent + GC-MS/FID	Medelvärde
THC	FID (Flame Ionisation Detector)	Kontinuerlig
PAH	se Bilaga 1 PAS (Photoelectric Aerosol Sensor)	Medelvärde Kontinuerlig
Aldehyder	DNF-impregnerade filter + HPLC	Medelvärde
Isocyanter	Absorptionslösning med reagens löst i toluen + HPLC-MS	Medelvärde
Dioxiner/Furaner	se Bilaga 1	Medelvärde
Stoft	Gravimetrisk metod ELPI	Medelvärde Kontinuerlig
Tungmetaller (stoffbundna)	Atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) Induktivt kopplad plasm spektroskopi (ICP) Flamlös atomabsorption (för kvicksilver) [45]	Medelvärde Medelvärde Medelvärde
Bromerade flamskyddsmedel	se Bilaga 1	Medelvärde
PCB	Adsorbent (XAD-2) + GC-MS el GC-ECD (Electron Capture Detection)	Medelvärde

- a) Medelvärde innebär att endast ett ackumulerat medelvärde fås från mätningen under en definierad provtagningstid. Vissa av dessa mätningar kan göras semikontinuerliga genom att upprepa provtagningen. Här antas emellertid att så inte är fallet. Kontinuerlig betyder här att analys/mätning sker regelbundet med ett visst tidsintervall mellan analyserna. Detta tidsintervall kan variera mellan de olika metoderna och för t.ex. FTIR beror signal/brus-förhållande och upplösning på valt tidsintervall. Kontinuerliga metoder ger tidsupplöst information om brandförloppet.
- b) O₂ är här medtagen huvudsakligen för att man i vissa situationer vill kunna relatera utsläpp av andra ämnen till en viss syrekonzentration.

3 Miljö- och hälsopåverkan från släckvatten

3.1 Miljöpåverkande faktorer vid utsläpp av förorenat vatten

Hälso- men framför allt miljöeffekter till följd av utsläpp av förorenat släckvatten kan bli mycket omfattande. Ett utsläpp av ett starkt förorenat släckvatten kan ge större miljöeffekter än om samma ämnen hade släppts ut till atmosfären via rökgaserna. Detta beror på att det i atmosfären sker en stor utspädning av rökgaserna medan släckvatten lättare ansamlas på ett ställe, t.ex. i ett vattendrag, där koncentrationerna av farliga ämnen i släckvattnet kan bli mycket höga. Vilken typ av miljöskada och hur allvarlig denna blir beror på faktorer som källstyrkan, släckvattnets farlighet, spridningsförutsättningarna och känsligheten hos recipienten [31].

Släckvattnets källstyrka beror på hur stor mängd som släpps ut och med vilken hastighet detta sker. Stora bränder genererar således ofta större mängder släckvatten osv. Vidare beror släckvattnet farlighet för människa och miljö på en rad egenskaper hos släckvattnet, bland annat dess giftighet, dess nedbrytning/omvandling i miljön, dess rörlighet i miljön, bioackumulation och dess gödande egenskaper. Släckvattnets egenskaper beror i sin tur på sammansättningen/innehållet i släckvattnet som kan variera inom vida gränser [31]. Spridning av släckvatten till omgivningen kan ske direkt via vattendrag om objektet ligger nära men även via mindre åar och diken, via dagvattenledningar, via infiltration i mark till grundvatten, via spilledningar till reningsverk och via kabelkulvertar [31].

Känsligheten i recipienten för föroreningar varierar mellan olika platser. Oftast är en biotop med känsliga arter och en begränsad utbredning mer utsatt och drabbas hårdare av utsläpp. Detta beror på att de mer känsliga arterna oftast inte finns i den närliggande omgivningen och kan därmed inte återinvandra till den drabbade biotopen när giftverkan där avtar. Redan utsläppsdrabbade områden är således mindre känsliga för utsläpp av släckvatten [31]. Ett exempel på detta är Sandozbranden 1986 då närmare 15 000 m³ släckvatten som innehöll ca 40 ton toxiska jordbrukskemikalier rann direkt ut i floden Rehn. Släckvattnet och kemikalierna orsakade omfattande skador på flodens ekosystem varav de allvarligaste skadorna var utslagning av hela ålbeståndet längs en 400 km lång sträcka samt att bestånden av harr och forell skadades allvarligt längs en 300 km lång sträcka. Direkt efter olyckan förutspåddes att faunan skulle vara utslagen i årtionden framåt men redan efter några veckor kunde man hitta alla de arter som funnits där innan olyckan och det dröjde bara ett par månader innan faunan var i det närmsta återställd. Att skadorna inte blev större beror troligen på att de känsligaste arterna redan var utslagna på grund av den redan stora föroreningsbelastningen på floden [7].

3.2 Källor för miljö- och hälsopåverkande ämnen i släckvattnet

Sammansättningen/innehållet på släckvattnet kan variera stort. Dels finns där ämnen som fanns där redan från början innan branden startade och släckvatten användes, dels reaktionsprodukter som bildas under brandförloppet (artefakter) och sist tillsatser, t.ex. skumvätskor, som blandats i släckvattnet för bättre släckningsresultat.

Släckvatten innehåller alltid en mängd olika ämnen. Det kan ibland vara svårt eller rent av omöjligt att bedöma om ett ämne som detekteras i släckvatten är en produkt av branden eller om det funnits där från början, innan branden startade. Vissa av de ämnen som kan detekteras i släckvattnet är artefakter. Med artefakter menas sådana ämnen som uppstår under själva branden. Artefakterna kan exempelvis uppstå under oxidationsprocesser eller kemiska reaktionsprocesser. Vad som bildas beror på en rad faktorer, t.ex. närvarande ämnen/kemikalier, brandens förlopp, släckningsmetod, temperatur och syretillskott. Vilka artefakter som bildas går ibland att förutsäga om man vet vilka ämnen/material som reagerar med varandra. Sådant är dock inte alltid fallet. Vid en brand är det inte alltid man har klart för sig vilka ämnen som brinner, vilket kan göra det i det närmast omöjligt att bedöma vilka artefakter som bildas. Även om alla de ovannämnda faktorerna skulle vara kända kan osäkerheten om vad som bildas ändå vara stor [46].

Ytterligare ämnen som kan hittas i släckvatten är olika typer av skumvätskor som tillsätts för att uppnå bättre släckningsresultat. Skumvätskor kan antingen vara protein- eller tensidbaserade och innehålla en rad olika kemikalier som exempelvis ytaktiva ämnen, vattenlöslighetsmedel, skumstabilisatorer, konserveringsmedel med mera. Flera av dessa ämnen som finns i skumvätskorna kan orsaka miljöeffekter. Ytaktiva ämnen, exempelvis fluortensider, tillsätts skumvätskorna för att erhålla en så kallad filmbildningseffekt vid släckning. Dessa är ofta svårnedbrytbara och dessutom giftiga redan i låga koncentrationer (se även avsnitt 3.3.14). Konserveringsmedel tillsätts också vissa skumvätskor, främst de proteinbaserade. Dessa tillsätts för att hindra mikrobiell tillväxt i skumvätskan men kan vid utsläpp till miljön istället störa mikrobiella processer och mikrobiell tillväxt i en annars opåverkad miljö [46].

3.3 Komponenter i släckvatten

Det är svårt att ange vad som ska mätas i ett släckvatten eftersom sammansättningen varierar stort. Beroende vad som brinner, hur mycket släckvatten som används och om skumvätskor tillsätts får man försöka göra en bedömning vad som kan finnas i släckvattnet och vad man ska detektera med hjälp av mätningar. Det finns dock några mätningar som kan utföras generellt på de flesta typer av släckvatten och som ger en viss uppfattning om släckvattnets ”farlighet”. Nedan följer ett urval av de vanligaste analyserna som brukar utföras för att bedöma giftigheten hos olika utsläpp eller för att bedöma tillståndet för olika vattendrag eller sjöar.

I avsnitt 5 diskuteras vilka av nedanstående parametrar som är speciellt viktiga att analysera och kvantifiera i samband med brand.

3.3.1 Surhetsgrad (pH)

Att mäta pH eller surhetsgraden hos släckvatten är både enkelt och billigt. Det är dessutom en mätning man bör prioritera eftersom ett pH som avviker kraftigt från det neutrala (pH 7) kan orsaka stora skador på miljön. Starkt surt släckvatten kan orsaka lokala försurningsskador som i sin tur bidrar till sekundäreffekter, exempelvis att metaller ökar sin rörlighet ute i naturen. Vid pH-värden lägre än ungefär 5,5 kan olika biologiska störningar uppträda, t.ex. nedsatt fortplantningsförmåga hos vissa fiskarter. När pH sjunker ännu lägre, under 5, kan effekterna bli drastiska och hela organismsamhällen kan slås ut. När det gäller sjöar och vattendrag gör Naturvårdsverket följande intervallindelning, vilken kan ligga till grund för en bedömning av vattnets tillstånd [47]:

Tabell 3.1 Bedömning av tillstånd hos sjöar och vattendrag baserat på pH. Eftersom det är försurning som diskuteras finns tillståndsvärden endast upp till neutralt (pH = 7) [47].

pH-intervall	Bedömning
≤ 5,6	Mycket surt
5,6 – 6,2	Surt
6,2 – 6,5	Måttligt surt
6,5 – 6,8	Svagt surt
6,8 – 7,0	Nära neutralt

3.3.2 Konduktivitet

Att mäta ett släckvattens konduktivitet är också en enkel och billig metod. Konduktiviteten är ett mått på vattnets elektriska ledningsförmåga och visar på totalhalten av lösta salter i vattnet. En hög konduktivitet anger att det finns en hög jonkoncentration i släckvattnet vilket indikerar att föroreningshalten i vattnet är hög. Vatten med hög salthalt har högre densitet än vatten med låg salthalt. Därför lagras det saltrika vattnet på botten av sjöar och vattendrag om inte omblandning sker. Hög konduktivitet kan även användas för att uppskatta påverkan på ledningar och därför är detta en standardparameter i samband med analyser av avloppsvatten.

3.3.3 Koncentration av löst syrgas

Vattnets förmåga att lösa syre minskar med ökad salthalt (se avsnitt 3.3.2) och ökad temperatur. Organiska ämnen och ammonium förbrukar syre. Släckvatten som innehåller exempelvis mycket organiskt material kan således bidra till syrebrist ute i recipienten när materialet bryts ned. Om syrehalterna blir låga (lägre än 4–5 mg/L) kan syrekrävande vattenorganismer skadas. När det gäller sjöar och vattendrag gör Naturvårdsverket följande intervallindelning för syre löst i vattnet [47]:

Tabell 3.2 Bedömning av tillstånd hos sjöar och vattendrag baserat på syrehalt [47].

Syrehalt (mg/L)	Bedömning
≤ 1	Syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd
1 – 3	Syrefattigt tillstånd
3 – 5	Svagt syretillstånd
5 – 7	Måttligt syrerikt tillstånd
≥ 7	Syrerikt tillstånd

3.3.4 BOD och COD

BOD (Biochemical oxygen demand) eller den biokemiska syreförbrukningen är ett mått på den mängd i vatten löst syre som förbrukas vid biologisk nedbrytning av organiska ämnen i ett vattenprov. Likaså är COD (Chemical oxygen demand) eller den kemiska syreförbrukningen ett mått på den mängd i vatten löst syre som förbrukas vid kemisk nedbrytning av organiska ämnen i ett vattenprov. BOD anges ofta som BOD_7 där 7:an anger den mängd syre som förbrukats under 7 dygn. De syreförbrukande ämnena är främst ammonium och organiska ämnen. Index på COD anger vilket oxidationsmedel som har använts. COD_{Cr} betyder oxidation med dikromat medan COD_{Mn} innebär oxidation med permanganat. COD_{Cr} ger alltid högre värden än COD_{Mn} på grund av att dikromat är ett starkare oxidationsmedel än permanganat. COD_{Cr} har i stort sett ersatt COD_{Mn} (utom i recipientkontrollen) och om COD anges utan index är det med stor sannolikhet COD_{Cr} som menas. Analysen av COD_{Cr} omfattar användning av kvicksilver, vilket har lett till att man numera försöker undvika denna [23].

Kvoten mellan BOD och COD brukar användas som ett mått på den biokemiska nedbrytbarheten. Exempelvis sägs ett ämne vara *icke lätt nedbrytbart* om $BOD_5/COD < 50 \%$ eller om $BOD_{28}/COD < 60 \%$ [7].

En hög nedbrytbarhet på ett farligt organiskt ämne i släckvatten är givetvis bra, under förutsättningen att det farliga ämnet bryts ned till ett mindre farligt ämne vilket inte alltid är fallet. En annan mindre bra effekt av nedbrytning, och då speciellt nedbrytning av lättnedbrytbart organisk material i sjöar och vattendrag, kan vara att syrebrist kan uppstå på grund av nedbrytningsprocesserna.

3.3.5 Koncentration av suspenderat material (Susp)

Suspenderade eller uppslammade ämnen gör att vatten ser grumligt ut. Grumligheten kan variera med storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de suspenderade partiklarna som kan utgöras av slam, lera, växt- och djurplankton, mikrober, organiska material och små, olösta partiklar. Bränder kan bidra med stora mängder suspenderat material i form av sotpartiklar och aska. Grumligheten kan även orsakas av skadliga organismer och smittbärande partiklar [8]. I reningsverk belastas slamavskiljning och röt-kammare om mängden suspenderade ämnen är hög.

3.3.6 Total koncentration av organiskt bundet kol (TOC)

TOC ger information om halten av organiska ämnen, bundet till löst eller suspenderat material. Eftersom nedbrytningen av organiska ämnen kräver syre kan TOC-halten även indikera hur stor risken är för låg syrehalt. När det gäller sjöar och vattendrag gör Naturvårdsverket följande intervallindelning för TOC [47]:

Tabell 3.3 Bedömning av tillstånd hos sjöar och vattendrag baserat på halt av organiskt material (TOC) [47].

TOC (mg/L)	Bedömning
≤ 4	Mycket låg halt
4 – 8	Låg halt
8 – 12	Måttligt hög halt
12 – 16	Hög halt
> 16	Mycket hög halt

TOC och COD beskriver i stort sett samma sak, men på olika sätt och om man kan finna en korrelation mellan de två parametrarna kan man nöja sig med att mäta TOC.

3.3.7 Total kvävekoncentration (total-N)

Total-N anger det totala kväveinnehållet i vattnet. Kväve kan förekomma både som lösta salter och som bundet i organiska ämnen. Ammonium-, nitrat- och nitritkväve är exempel på kväveföreningar och höga halter av dessa kan tyda på föroreningar. Nitratkväve kan förekomma i gödslad mark och kan även bildas i långa ledningsnät. Vid nitrit- eller nitratkväve i vattnet finns risk för försämrade syreupptagning i blodet hos barn under 1 års ålder.

Många fiskarter och andra vattenlevande organismer är känsliga för höga ammoniumhalter. Giftigheten beror på ammoniumhalten, pH-värde och temperatur. En del ammonium kan även övergå till ammoniak.

Kväveföreningar som tillförs vattendrag, speciellt längs kusterna från Stockholm till Norge kan ge effekter på ekosystemen. Kväve är i de flesta kustvatten det tillväxtbegränsande ämnet och bidrar till övergödningen i havet. Kväveföroreningarna härstammar framför allt från läckage från jordbruksmark och övergödningen leder ofta till syrebrist ute i recipienten. Reningsverken längs de ovan nämnda kuststräckorna har ett extra kvävereducerande steg i sin reningsprocess för att motverka denna övergödning av havet. Släckvatten når i många fall dagvatten- och avloppsledningar som leder till reningsverk och kväveföreningar kan i dessa fall tas om hand i kvävereduktionssteget. Tyvärr så innehåller ofta släckvatten andra typer av ämnen som påverkar eller till och med slår ut reningsstegen [18].

När det gäller sjöar och vattendrag gör Naturvårdsverket följande intervallindelning för Total-N (maj-oktober) [47]

Tabell 3.4 Bedömning av tillstånd hos sjöar och vattendrag baserat på totalkvävehalt (maj – oktober) [47].

Total-N (µg/L)	Bedömning
≤ 300	Låga halter
300 – 625	Måttligt höga halter
625 – 1250	Höga halter
1250 – 5000	Mycket höga halter
> 5000	Extremt höga halter

I samband med bränder kan kväve finnas i materialet som brinner. Brandsläckningspulver kan också ge ett kvävebidrag eftersom de kan innehålla ammoniumvätefosfat/sulfat (ABE-pulver). Dessutom kan flamskyddsmedel vara kvävebaserade.

3.3.8 Total fosforkoncentration (total-P)

Total-P anger den totala mängden fosfor i vattnet. Medan kväve är det mest övergödande ämnet i havet så är fosfor det mest övergödande ämnet i sötvatten. Fosfor i vattnet kan förekomma som fosfat eller organiskt bundet. Fosfat löses dåligt i vatten och har liten benägenhet till utlakning ur mark. Detta gör att växterna på fastmark sällan lider brist på fosfor. I vattendrag däremot är fosfortillgången ofta produktionsbegränsande. Även om fosfat inte är direkt vattenlösligt kan det genom ytavrinning sköljas med släckvatten från en brand ut i vattendragen. Annars är det utsläpp av fosforhaltigt avloppsvatten som under de senaste decennierna bidragit till ökad fosforhalt i vattendragen [18].

När det gäller sjöar och vattendrag gör Naturvårdsverket följande intervallindelning för Total-P (maj-oktober) [43].

Tabell 3.5 Bedömning av tillstånd hos sjöar och vattendrag baserat på totalfosforhalt (maj – oktober) [47].

Total-P (µg/L)	Bedömning
≤ 12,5	Låga halter
12,5 – 25	Måttligt höga halter
25 – 50	Höga halter
50 – 100	Mycket höga halter
> 100	Extremt höga halter

Brandsläckningspulver kan även ge ett fosforbidrag eftersom de kan innehålla ammoniumvätefosfat (ABE-pulver). Dessutom kan flamskyddsmedel innehålla fosfor.

3.3.9 Nitrifikationshämning

Vissa bakterier är nitrifierande, dvs de har förmågan att oxidera ammoniumkväve till nitrit- och nitratkväve. Denna process är viktig i aktivt slam i reningsverk för att minska utsläppen av kväveföreningar. Dessa kan orsaka samma typ av miljö- och hälsoeffekter som beskrivs i avsnitt 3.3.7. De mikroorganismer som sköter nitrifikationen i kvävereningen är också mycket känsliga för gifter och slås de ut kan det ta veckor innan reningssteget återfår sin reningsförmåga. Speciellt känsliga är de för skumvätskor. Vid en släckningsinsats händer det då och då att släckvatten med skuminblandning rinner ner i avlopps- och dagvattenbrunnar som leder till reningsverk vilket får till följd att nitrifikationen slås ut eller hämmas. Det bör dock påpekas att släckvattnet kan vara nitrifikationshämmande även utan skummedelstillsatser. Exempelvis är släckvatten från petroleumbränder betydligt giftigare än enbart skumvätskors bidrag [48].

3.3.10 AOX och EOX

Adsorberbara organiska halogener (oftast klor), vilka förkortas AOX, är ett samlingsnamn för organiska klorföreningar. EOX (Extraherbar organisk bunden halogen) representerar ickeflyktiga extraherbara halogenerade föreningar. Metoden handlar om bestämning av extraktion av ett prov med ett opolärt lösningsmedel. EOX anses vara ett bättre mått på potentialen för bioackumulering än vad AOX är och EOX-värdet är normalt endast några procent av motsvarande AOX-värde. Analysen används vanligen som screeningtest för klorerade organiska föreningar, t.ex. PCB och klorerade pesticider. Metoden är mest värdefull för analyser av jordprover eftersom EOX-föreningar har mycket låg löslighet i vatten.

3.3.11 Alifatiska och aromatiska kolväten

Alifatiska och aromatiska kolväten är en stor grupp av ämnen, Exempel på vanliga ämnen inom gruppen är organiska lösningsmedel och det kan röra sig om t.ex. n-hexan, fotogen, lacknafta, kristallogolja, bensin, xylen, toluen osv.

Hälso- och miljöeffekterna vid exponering av dessa ämnen är många och kan i flertalet fall vara allvarliga. Lösningens förmåga att lösa fett bidrar till miljöproblem, exempelvis genom att de lätt tränger igenom membran och skadar organismer.

Hudproblem är den vanligaste formen av hälsobesvär vid hantering av organiska lösningsmedel. Orsaken till detta är lösningsmedlens avfettande egenskaper, som vid ovarsam hantering med spill kan resultera i eksem. Sedan mycket länge är det känt att lösningsmedel kan ge akuta effekter på centrala nervsystemet om exponeringsnivåerna är tillräckligt höga. Huvudvärk, yrsel och illamående är sådana akuta effekter man kan se. Det finns också flera lösningsmedel som är klassade som cancerframkallande.

Eftersom gruppen av ämnen är stor finns det olika sätt att analysera dessa och även olika sätt dela in dem i undergrupper. En vanlig analys, speciellt på vatten till reningsverk, är att bestämma totalt extraherbara aromatiska kolväten, totalt extraherbara aromatiska kolväte, opolära alifatiska kolväten och opolära aromatiska kolväten. Från dessa analyser kan även halten polära kolväten bestämmas. De opolära kolvätena brukar även kallas olja, medan de polära kolvätena vanligen kallas fett. Det är de opolära alifatiska och aromatiska kolvätena som är intressantast ur hälso- och miljösynpunkt

Andra analysalternativ är att bestämma flyktiga och halvflyktiga organiska ämnen (VOC och semiVOC) genom att de 10 – 20 mest dominant ämnena identifieras och kvantifieras. På liknande sätt kan cancerogena respektive icke cancerogen PAH-ämnen specificeras. Alifaterna respektive aromaterna kan ämne fraktioneras beroende på antal kol i molekylerna. Det finns alltså flera olika sätt att utföra analyserna av alifatiska och aromatiska kolväten på. Hur detta skall genomföras beror på vad resultaten skall användas till. Detta diskuteras ytterligare i avsnitt 5.2.

3.3.12 Tungmetaller

Tungmetallerna kan förekomma som organiska och oorganiska komplex eller i jonform lösta i vattnet. De kan även bindas till partiklar. Definitionen av tungmetaller och beskrivning av några olika hälso- och miljöeffekter återfinns i avsnitt 2.1.14. Naturvårdsverket gör en indelning i haltintervall för några tungmetaller i sjöar och vattendrag. Indelning är baserad på risken för biologiska effekter [47].

Tabell 3.6 Bedömning av tillstånd hos sjöar och vattendrag baserat på metallhalt [47].

(µg/L)	Mycket låga halter	Låga halter	Måttligt höga halter	Höga halter	Mycket höga halter
Arsenik	≤ 0,4	0,4 - 5	5 - 15	15 - 75	> 75
Bly	≤ 0,2	0,2 - 1	1 - 3	3 - 15	> 15
Kadmium	≤ 0,01	0,01 - 0,1	0,1 - 0,3	0,3 - 1,5	>1,5
Koppar	≤ 0,5	0,5 - 3	3 - 9	9 - 45	> 45
Krom	≤ 0,3	0,3 - 5	5 - 15	15 - 75	> 75
Nickel	≤ 0,7	0,7 - 15	15 - 45	45 - 225	> 225
Zink	≤ 5	5 - 20	20 - 60	60 - 300	> 300

3.3.13 PAH

PAH bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. PAH har vanligtvis mycket låg flyktighet och binds gärna till sotpartiklar och annat organiskt material som ofta hamnar i släckvattnet vid en släckningsinsats. PAH är relativt långlivade ämnen och bidrar bland annat till cancersjukdomar. En närmare beskrivning av PAH och dess olika hälso- och miljöeffekter återfinns i avsnitt 2.1.9.

Enligt en amerikansk metod (se Tabell 3.7) analyseras vanligtvis 16 olika PAH, sju cancerogena (t.ex. benso(a)pyren) och nio icke-cancerogena.

3.3.14 Tensider

Tensider, som finns i många brandsläckningsskum, är ytaktiva ämnen som minskar vätskors ytspänning. Dessa kan vara giftiga för vattenlevande organismer. Sådana ytaktiva ämnen har visat sig kunna hämma nitrifikationen [49] och slå ut det kemiska fällningssteget i avloppsreningsverk [9]. Tensiderna kan också göra så att svårslösliga kemikalier får en ökad löslighet i vatten.

I vissa fall vill man ha en filmbildande funktion som ger skummet snabbare utflytningsegenskaper. Filmbildande skumvätskor innehåller en eller flera fluortensider. Fluortensider är mycket stabila, det vill säga svårnedbrytbara. Många är dessutom giftiga i relativt låga koncentrationer. Denna kombination av svårnedbrytbarhet och giftighet medför att de kan orsaka störningar och skador på organismer i miljön [31].

3.3.15 Flamskyddsmedel

De bromerade flamskyddsmedlen har generellt höga molvikter. Detta innebär oftast att de har låg vattenlöslighet och låga ångtryck [19]. De adsorberas således gärna till partiklar och annat organiskt material som kan tänkas finnas i släckvatten.

Beroende på hur flamskyddsmedlen är tillsatta till produkterna är de olika benägna att följa med släckvatten. Flamskyddsmedel kan antingen vara reaktiva, dvs. kemiskt förenade med materialet de ska flamskydda, eller additiva, dvs. blandade med materialet utan att var kemiskt förenade. Additiva flamskyddsmedel är tillsatser, vilket betyder att de lättare läcker ut vid användning och i avfallsledet [30].

En närmare beskrivning av flamskyddsmedel och dess miljö- och hälsoeffekter finns under avsnitt 2.1.15.

3.3.16 Ftalater

Ftalater är ett samlingsnamn för mjukgörare i plaster. Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), vilken sedan 1970-talet har betraktats som en potentiellt farlig substans, är den mest använda mjukgöraren i PVC-plaster [50]. Mjukgörare tillsätts för att förbättra styrka, transparens, flexibilitet och elasticitet. Ftalater kan även förekomma i t.ex. färger, lim, insektsmedel, kosmetika och bläck.

Ftalater frigörs lätt från de produkter där de ingår och räknas idag till en av de vanligaste föroreningarna i naturen. Vattenlösligheten hos DEHP är i stort sett obefintlig. Det har genomförts många undersökningar av effekter av DEHP och andra mjukgörare och vissa fysiologiska förändringar har upptäckts hos möss. Artskillnader mellan gnagare och människor och det faktum att resultaten från djurförsöken inte har kunnat verifieras vid humanstudier har medfört att DEHP har flyttats från klassen ”möjligen cancerframkallande för människa” (klass 2B) till klassen ”ej klassificerbar vad gäller cancerframkallande effekt för människa” (klass 3). I mars 2000 förlängdes emellertid förbudet inom EU mot leksaker tillverkade av plaster med ftalater som mjukgörare.

Det finns inga svenska gränsvärden eller EU-gränsvärden för ftalater i vatten, men det amerikanska naturvårdsverket (EPA) har föreslagit ett gränsvärde för DEHP i dricksvatten motsvarande 6 µg/L [51]. I släckvatten från en brand i ett färglager i Stockholm den 6 juni 2001 uppmättes halten 421,7 µg/L [8]. En annan vanlig ftalat som har påträffats i släckvatten är disobutylftalat. Denna är vattenlöslig och används som mjukgörare i gummi.

3.4 Metoder för vattenanalys

Precis som vid gasanalyser är provtagningen av vattnet viktig för att analysresultatet skall vara representativt. För vattnet gäller också att det skall hanteras på rätt sätt. Burkarna och locken skall vara av lämpligt material beroende på vilken analys som skall utföras på det aktuella provet [8]. Proven bör dessutom förvaras mörkt och kyllda (frysta om de måste förvaras en längre tid).

För vissa typer av utsläpp finns det rekommendationer av Naturvårdsverket (Naturvårdsverkets författningssamling, NFS (tidigare SNFS)) om vilka metoder som bör användas. Flera av dessa metoder är emellertid manuella och inte så effektiviserade som flera modernare metoder. Därför används ofta modifierade metoder eller helt andra metoder på laboratorier idag. Detta gäller t.ex. analys av metaller där ICP ofta används. Vissa laboratorier använder även modifierade äldre metoder, vilkas motsvarande standarder idag är upphävda. Av denna anledning finns några sådana standarder upptagna i Tabell 3.7.

Tabell 3.7 Metoder och standarder för vattenanalyser.

Analys	Metod	Kommentar
pH	SS 028122-2 [52]	
Konduktivitet	SS EN 27888-1 [53] SIS 028123 [54]	Upphävd 1994-03-04
Suspenderade ämnen	SS EN 872-1 [55] SS 028112 [56] SS 028113 [57]	Upphävd 1996-09-06
Fosfor total	SS 028127-2 [58] SS 028102 [59]	Upphävd 1998-01-16
Kväve total	SIS 028131 [60] SS 028101 [61]	Upphävd 1998-11-20
BOD ₇	SS 028143-2 [62] SS-EN 1899 [63, 64]	Upphävd 1998-08-21
COD(Cr)	Ampullmetod, Merck SS 028142-2 [65]	
AOX	SS 028104 [66] SS-EN 1485 [67] ISO 9562-2 [68]	Upphävd 1997-03-27
EOX	Mikro-coulometri NEN 6402:1991 [69]	
Nitrifikationshämmning	Nitritox: Nitrifikationsbakterier (ammoniumoxiderare) som är immobiliserade i alginatkulor placeras i biologisk reaktor och exponeras mot referensmedium och testsubstans (30 minuter vardera). Bildad nitrit i reaktorn mäts varannan minut som ett mått på nitrifikationsaktiviteten. En minskad produktion av nitrit vid exponeringen mot testsubstansen jämfört med referensmediet indikerar en hämmande effekt.	

Analys	Metod	Kommentar
As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	EPA 6020 [70] SS 028150-2 [71] SS 028183 [72] Al, Pb, Fe, Co, Cu, Mn, Ni, Zn: SS 028152-2 [73] SS 028184 [74] (Dessa gäller inte längre för kadmium och krom. Se istället dessa ämnen nedan) Hg: SS 028175 [75] SS-EN 1483 [76] SS-EN 12338 [77] Cd: SS-EN ISO 5961 [78] Cr: SS-EN 1233 [79] As: SS-EN 26595 [80] SS-EN ISO 11969 [81]	Upphävd 1997-11-21
TOC	SS-EN1484 [82] ISO 8245 [83] SS 028199 [84] Den vanligaste metoden vid analys av avloppsvatten är att oxidera det organiska kolet till koldioxid genom antingen UV-strålning i kombination med en lämplig oxidant (t.ex. natriumpersulfat) eller katalytisk förbränning. Gas och vätska separeras i kondensorer och därefter analyseras den bildade koldioxiden. För att kunna mäta TOC måste det oorganiska kolet avlägsnas eller så kan man bestämma summan av organiskt och oorganiskt kol (TC) och total mängd oorganiskt kol (TIC) och beräkna TOC genom att ta differensen mellan dessa.	Upphävd 1997-11-21
PAH	Det finns ingen svensk standard för analyser av vatten med avseende på PAH. Därför används ofta metoder baserade på flera olika källor (t.ex. US EPA-610). Det finns dessutom en ny metod: ISO 17993 [85]	
Alifatiska och aromatiska kolväten	SS 028145-4 [86] Screening med HRGC/MS	

4 Utsläppsgränser och bedömning av tillstånd

I detta avsnitt presenteras utsläppsgränser för en rad olika ämnen som kan mätas i brandgaser och i släckvatten. Det finns inga utsläppsgränser att finna för utsläpp från bränder utan de gränsvärden som presenteras är istället för andra typer av verksamheter. Anledningen till att dessa utsläppsgränser tagits med, trots att de inte rör bränder, är att man ändå ska få någon slags jämförelsekälla. Då mätningar av vissa ämnen idag är relativt ovanliga och kunskapen om i vilka mängder/koncentrationer ett ämne blir farligt, har det för några ämnen inte alltid gått att finna några utsläppsgränser över huvud taget.

Tabell 4.1 Gräns- och riktvärden för utsläpp till luft.

Ämne	Utsläppsgräns	Typ av utsläppskälla	Referens
CO	100 mg/m ³ ntg ^{a)} Timmedelvärde	Förbränning av kommunalt avfall	SNFS 2000:6 [87]
	100 mg/m ³ d)	Förbränning av avfall	[88]
NO _x	650 mg/m ³ ntg ^{b)} (fast bränsle)	Förbränningsanläggningar med tillförd effekt ≥50 MW	SNFS 1994:8 [89, 90]
	450 mg/m ³ ntg ^{b)} (flytande bränsle)	Förbränningsanläggningar med tillförd effekt ≥50 MW	SNFS 1994:8 [89, 90]
	350 mg/m ³ ntg ^{b)} (gasformigt bränsle)	Förbränningsanläggningar med tillförd effekt ≥50 MW	SNFS 1994:8 [89, 90]
	400 mg/m ³ c),d)	Förbränning av avfall	[90]
HCl	50 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet minst 3 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	100 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet 1 - 3 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	250 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet mindre än 1 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	60 mg/m ³ d)	Förbränning av avfall	[88]
HF	2 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet minst 3 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	4 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet 1- 3 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	4 mg/m ³ d)	Förbränning av avfall	[88]
SO ₂	200 mg/m ³ d)	Förbränning av avfall	[88]
VOC	20 – 150 mg C(kol)/m ³	Punktutsläpp; branschberoende	NFS 2001:11 [91]
THC	20 mg/m ³ ntg ^{a)} (uttryckt som totalt kol)	Förbränning av kommunalt avfall	SNFS 2000:6 [87]
Dioxiner	0,1 ng/m ³ ITEQ ³	Förbränning av avfall	[88]
Stoft	30 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet minst 3 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	100 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet 1 - 3 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	200 mg/m ³ ntg ^{a)}	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet mindre än 1 ton per timme	SNFS 2000:6 [87]
	50 mg/m ³ ntg ^{b)} (fast bränsle, ≥500 MW)	Förbränningsanläggningar med tillförd effekt ≥50 MW	SNFS 1994:8 [89, 90]
	100 mg/m ³ ntg ^{b)} (fast bränsle, <500 MW)	Förbränningsanläggningar med tillförd effekt ≥50 MW	SNFS 1994:8 [89, 90]
	50 mg/m ³ ntg ^{b)} (flytande bränsle)	Förbränningsanläggningar med tillförd effekt ≥50 MW	SNFS 1994:8 [89, 90]

³ ITEQ = Internatitonal TCDD equivalents

Ämne	Utsläppsgräns	Typ av utsläppskälla	Referens
	5 mg/m ³ ntg ^{b)} (gasformigt bränsle) 30 mg/m ^{3 d)}	Förbränningsanläggningar med tillförd effekt ≥50 MW Förbränning av avfall	SNFS 1994:8 [89, 90] [88]
Tungmetaller	5 mg/m ³ ntg ^{a)} (Cu, Cr, Pb, Mn) 1 mg/m ³ ntg ^{a)} (Ni, As) 0,2 mg/m ³ ntg ^{a)} (Cd, Hg) 0,05 mg/m ³ (Cd, Tl, Hg) 0,5 mg/m ³ (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V)	Förbränning av kommunalt avfall, kapacitet minst 1 ton per timme Förbränning av avfall Förbränning av avfall	SNFS 2000:6 [87] [90] [90]
Organiska ämnen ^{e)}	20 mg/m ^{3 d), e)}	Förbränning av avfall	[88]

- a) Utsläppsgränserna angivna vid 273 K, 101,3 kPa, samt 11 % syre eller 9 % koldioxid torr gas.
b) Utsläppsgränserna angivna för torr gas vid 273 K, 101,3 kPa, samt 3 % syre för flytande eller gasformiga bränslen eller 6 % syre för fasta bränslen.
c) Kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO₂) omräknat till kvävedioxid. Gäller befintliga förbränningsanläggningar med en nominell kapacitet på över 6 ton/h samt nya förbränningsanläggningar.
d) Halvtimmesmedelvärde
e) I gas- och ångform omräknat till totalt organiskt kol

Värdena i Tabell 4.1 kan användas som jämförelsevärden när det gäller miljöbelastning. För uppskattning av de akut toxiska effekterna av brandröken får man jämföra med andra värden. Det finns olika sätt att beskriva dessa gränser, t.ex. LC₅₀ och LD₅₀ (lethal concentration 50 % respektive lethal dose 50 %). Detta innebär en koncentration eller dos som leder till att 50 % av de djur som utsatts för gasen dör inom en specificerad tid. Dosen kan beräknas som en koncentration multiplicerat med exponeringstid. Eftersom dosen avgör även i fallet med LC₅₀, brukar LC₅₀-värden alltid kompletteras med exponeringstid (ofta 30 minuter) för vilken det angivna värdet gäller. Om det finns flera farliga ämnen närvarande i röken kan deras bidrag summeras med en metod som kallas FED (Fractional Effective Dose) [92, 93]. Detta diskuteras inte mer här, men i Tabell 4.2 presenteras LC₅₀-värden för några olika ämnen vanliga i brandrök. Dessa jämförs även med hygieniska gränsvärden.

Tabell 4.2 LC₅₀-värden och hygieniska gränsvärde för några vanliga ämnen i brandrök.

Ämne	30 minuter LC ₅₀ (ppm (V/V)) [92]	Hygieniskt gränsvärde (Takgränsvärde 15 min, (V/V)) [24]
CO	5700	100 ^{a)}
HCN	165	5 mg/m ³
HCl	3800	5
HBr	3800	2
HF	2900	2
SO ₂	1400	5
NO ₂	170	5
Akrolein	150	0,3 ^{a)}
Formaldehyd	750	1

- a) Korttidsvärde 15 minuter

För utsläpp till vatten har utsläppsgränser hämtats från olika föreskrifter angående olika typer av avlopp. Dessa värden är sammanställda i Tabell 4.3. Tabellen innehåller även utsläppsriktvärden för olika branscher.

Tabell 4.3 Gräns- och riktvärden för utsläpp till vatten.

Ämne	Utsläppsgräns	Typ av utsläppskälla	Referens
pH	6,5 – 10 6,5 – 11	Träindustri, bilskrotning Grafisk industri	[23]
BOD	15 mg O ₂ /L (BOD ₇) ^{a)} 15 mg/L (BOD ₇) 250 mg/L (BOD ₇)	Utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse Textilindustri (till recipient) Sågverk (till reningsverk)	SNFS 1994:7 [94] [23] [23]
COD	70 mg O ₂ /L (COD _{Cr}) ^{a)} 500 mg/L (COD _{Cr})	Utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse Sågverk (till reningsverk)	SNFS 1994:7 [94] [23]
Suspenderat material	45 mg/L 10 mg/L 20 mg/L	Avloppsvatten från rökgasrening Förbränningsanläggningar Betongindustri	[90] [23] [23]
Total-N	15 mg/L 10 mg/L 100 mg/L	Utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse (10000-100000 pe) Utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse (mer än 100000 pe) Slakterier (till kommunalt avlopp)	SNFS 1994:7 [94] SNFS 1994:7 [94] [23]
Total-P	0,5 mg/L 10 mg/L	Textilindustri (till recipient) Slakterier (till kommunalt avlopp)	[23] [23]
Tungmetaller ^{e)}	Hg: 0,05 mg/L ^{b)} , Cd: 0,2 mg/L ^{c)} Hg: 0,03 mg/L ^{d)} Cd, Tl: 0,05 mg/L ^{d)} As: 0,15 mg/L ^{d)} Pb: 0,2 mg/L ^{d)} Cr, Cu, Ni: 0,5 mg/L ^{d)} Zn: 1,5 mg/L ^{d)} Cr ^{VI} : 0,1 mg/L Sb: 0,5 mg/L	Utsläpp från industriellt avlopp Avloppsvatten från rökgasrening Grafisk industri Glasbruk	SNFS 1995:7 [95] [90] [23] [23]
Organiska ämnen	Fenol: 10 mg/L Formaldehyd: 50 mg/L Aromater: 10 mg/L Toluen: 1-10 mg/L	Sågverk (till reningsverk) Spånskiveindustri [till kommunalt avlopp] Oljedepåer m.m. (enstaka prov till recipient) Djuptryck, grafisk industri	[23] [23] [23] [23]
Dioxiner	Dioxiner: 0,3 mg/L ITEQ	Avloppsvatten från rökgasrening	[90]

a) Årsmedelvärde

b) Månadsmedelvärde

c) Månadsmedelvärde med hänsyn tagen till flödet

d) Metall plus metallföreningar omräknade till ren metall

e) Utsläppsrictvärden för metaller varierar mellan olika branscher [23]. Några exempel är givna i tabellen.

För att bedöma riskerna med ett förorenat vatten är det lämpligt att jämföra uppmätta värden med riktvärden om det existerar för det aktuella fallet. Analyserna av släckvatten och släckvattnets effekt på miljön behandlas här som ytvatten, dvs. vatten i bäckar, åar, sjöar eller havsområden. Detta bygger på att provtagning görs så nära källan som möjligt eller på uppsamlat släckvatten. Om släckvattnet skulle komma ut i naturen kan det även påverka grundvatten, mark och sediment. Effekterna på dessa kan bedömas på motsvarande sätt som för ytvatten. För förorenade ytvatten finns inga sådana riktvärden i Sverige. Naturvårdsverket föreslår därför att man istället använder antingen värden framtagna för bedömning av sjöar och vattendrag [47] eller kanadensiska vattenkvalitetskriterier [11, 96]. Dessa bedömningvärden finns presenterade i Tabell 4.4 respektive Tabell 4.5. Tillståndet kan sedan bedömas genom att jämföra aktuellt värde med valt bedömningsvärde. I Tabell 4.6 presenteras

en generell jämförelseskala för tillståndet hos ett ytvatten med utgångspunkt från ett specificerat bedömningsvärde. Det är denna skala som ligger till grund för angivna intervall i Tabell 4.4 och Tabell 4.5.

Bedömningsvärdena i Tabell 4.4 är framtagna specifikt för förorenade vatten och har därför en annan indelning än värdena i Tabell 3.6. Värdena i Tabell 4.5 är baserade på Kanadensiska vattenkvalitetskriteriet [11].

Tabell 4.4 Bedömning av tillstånd av förorenat ytvatten utgående från metallhalt ($\mu\text{g/L}$) [11].

Ämne	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Koppar	<9	9-30	30-90	>90
Zink	<60	60-180	180-600	>600
Kadmium	<0,3	0,3-1	1-3	>3
Bly	<3	3-10	10-30	>30
Krom	<15	15-45	45-150	>150
Nickel	<45	45-140	140-450	>450
Arsenik	<15	15-45	45-150	>150

Tabell 4.5 Bedömning av tillstånd av förorenat ytvatten baserat Kanadensiska vattenkvalitetskriterier ($\mu\text{g/L}$) [11].

Ämne	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Arsenik	<50	50-150	150-500	>500
Bly	<1	1-3	3-10	>10
Kadmium	<0,01	0,01-0,03	0,03-0,1	>0,1
Koppar	<4	4-12	12-40	>40
Krom III	<20	20-60	60-200	>200
Kvicksilver	<0,1	0,1-0,3	0,3-1	>1
Nickel	<150	150-450	450-1500	>1500
Zink	<30	30-90	90-300	>300
Cyanid fri	<5	5-15	15-50	>50
Fenol	<1	1-3	3-10	>10
Monoklorfenol	<7	7-21	21-70	>70
Diklorfenol	<0,2	0,2-0,6	0,6-2	>2
Pentaklorfenol	>0,5	0,5-1,5	1,5-5	>5
Kresol	<1	1-3	3-10	>10
Monoklorbensen	<15	15-45	45-150	>150
Diklorbensen (1,2)	<2,5	2,5-7,5	7,5-25	>25
Diklorbensen (3,4)	<4	4-12	12-40	>40
Triklorbensen	<0,5	0,5-1,5	1,5-5	>5
Tetraklorbensen	<0,15	0,15-0,45	0,45-1,5	>1,5
Pentaklorbensen	<0,03	0,03-0,09	0,09-0,3	>0,3
Hexaklorbensen	<0,0065	0,0065-0,0195	0,0195-0,065	>0,065
PCB	<0,001	0,001-0,003	0,003-0,01	>0,01
Koltetraklorid	<13	13-39	39-130	>130
Triklormetan	<2	2-6	6-20	>20
Triklöretylen	<20	20-60	60-200	>200
Tetrakloretylen	<110	110-330	330-1100	>1100
Bensen	<300	300-900	900-3000	>3000
Toluen	<2	2-6	6-20	>20
Etylbensen	<90	90-270	270-900	>900
Opolära alifatiska kolväten	<100	100-300	300-1000	>1000

Ämne	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
1,2 dikloretan	<100	100-300	300-1000	>1000
MTBE	<700	700-2100	2100-7000	>7000

Tabell 4.6 Indelning av tillstånd för ytvatten [11].

Mindre allvarlig	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
< bedömningsvärde (BV)	1 – 3 ggr BV	3 – 10 ggr BV	> 10 ggr BV

En annan jämförelse som kan göras är huruvida vattnet kan bedömas ha påverkats av en punktkälla. Detta görs genom att jämföra aktuellt värde med lämpligt bakgrundsvärde. Detta jämförvärde kan bygga på tidigare mätningar, provtagningar i närområdet på vatten som kan antas vara opåverkat av utsläppskällan eller på generella uppskattningar. Jämförvärdena varierar mellan olika typer av recipienter och mellan olika platser i Sverige [11, 47]. Påverkan av punktkällan kan sedan uppskattas genom att använda skalan i Tabell 4.7.

Tabell 4.7 Bedömning av påverkan av punktkälla genom jämförelse med aktuellt jämförvärde [11].

Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Trolig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
< Jämförvärdet (JV)	JV – 5 ggr JV	5 ggr JV – 25 ggr JV	> 25 ggr JV

5 Vad bör man mäta?

5.1 Experimentell skala

Innan man bestämmer vad man skall mäta, bör man veta var och på vilket objekt man skall mäta. Det som eftersöks är kunskap om vilka ämnen och hur mycket som bildas vid en brand. Det naturliga vore därför att försöka mäta utsläpp från verkliga bränder. Inom ramen för ett samarbete mellan Räddningsverket, SGI, samt räddningstjänst och miljökontor i fyra kommuner har ett arbete genomförts som gick ut på att utföra analyser av luft, jord och vatten i samband med verkliga bränder [8]. Att få den typen av resultat är det ideala eftersom det ger en direkt koppling mellan källan (branden) och utsläppen. Det finns emellertid flera praktiska problem med den typen av analyser. Ett viktigt problem är att det kan vara svårt att hinna göra provtagningen i tid, vilket kan bero på problem i larmkedjan, lång transporttid för analysansvarig etc. Det kan även vara svårt att få en representativ provtagning. Den bästa möjligheten för representativ provtagning erhålls om det finns någon typ av invallning för släckvattnet. Vid förvaring av brandfarlig vara skall förvaringsplatsen vara utförd på ett sådant sätt att ”de brandfarliga vätskorna vid ett utsläpp inte kan spridas okontrollerat” [97]. Detta skall utföras så att risken för spridning begränsas, risken för skada på personer och egendom begränsas samt brandsläckning underlättas. Konstruktionen skall dimensioneras för den lagrade vätskan och för beräknat behov av släck och kylvatten. Den här typen av invallningar kan väsentligt begränsa riskerna för miljön och de förenklar även provtagningsarbetet och bedömningen av vätskans giftighet. Om invallningar eller andra uppsamlingsmöjligheter saknas handlar det om att analysera ytvatten eller grundvatten och studera släckvattnets effekt på dessa. Ett annat problem är att vissa analyser kan ta en vecka att få svar på och då kan det vara viktigt att ha möjlighet att begränsa spridningen tills det att analysvaren blir tillgängliga.

Analys av brandröken innebär ytterligare problem; det kan vara mycket svårt att göra någon representativ provtagning överhuvudtaget. Det finns idag optiska mätinstrument (t.ex. FTIR, DOAS m.fl.), vilka är möjliga att montera så att de lyser igenom brandröken och där den uppmätta absorptionen ger information om de ingående komponenterna i röken. Detta är dock beroende av att instrumentet finns tillgängligt och hinner monteras i tid och att det kan monteras på ett lämpligt sätt. I de ovan nämnda analyserna i samband med verkliga bränder användes en annan metod där provtagningsburkar med kvartssand placerades ut på olika platser för att samla upp den rök som slog ner på respektive plats. Metoden är enkel på det viset att burkarna är enkla att hantera. Problemet med metoden är att det kan vara svårt att placera ut burkarna på ett sådant sätt att provtagningen blir representativ. Om burkarna placeras fel eller om vinden vänder kan röken slå ner på någon helt annan plats. Väderförhållandena kan även vara sådana att röken transporteras långa sträckor utan att slå ner på marken. Dessutom kan det vara svårt att översätta det analyserade värdet till en koncentration i röken. Det behöver inte heller vara helt representativt för halten i jorden vid nedslagsplatsen eftersom detta beror på markens sammansättning och täthet [8].

Om mätningarna istället genomförs som planerade experiment, kan analyser utföras både på vatten och rök utan större provtagningsproblem. Försöken kan även utföras så att olika förutsättningar varieras, vilket kan ge underlag för rekommendationer för t.ex. lagring eller släckningsstrategi. Väldefinierade experiment är emellertid ofta en antagen eller förenklad bild av verkligheten och därför vore det önskvärt om verkliga bränder där analyser finns tillgängliga kunde simuleras med experiment för att studera skillnader och likheter mellan resultaten. Ytterligare en viktig anledning till att genomföra väldefinierade försök är att analysresultaten i många fall inte är tillgängliga direkt. De kan då inte användas som beslutsunderlag i den akuta brandsituation. Därför skulle det vara önskvärt att ha tillgång till en databas med information om vad som produceras i bränder under olika förutsättningar.

Vad som bildas i en brand beror på flera olika faktorer. Naturligtvis har själva bränslet stor betydelse, dvs. vilka atomer och funktionella grupper ingår i materialet? Hur ser strukturen ut? Finns det lösningsmedel eller bindemedel som frigörs vid uppvärmningen? En sådan analys ger emellertid inte hela sanningen eftersom materialets storlek, form och geometri precis som lagerkonfigurationen

påverkar produktionen och utbytet av olika ämnen. Syretillförseln är mycket betydelsefull och denna påverkas av lokalens storlek, lagerkonfigurationen, brandens storlek, fönster- och dörröppningar etc. Allt detta leder fram till slutsatsen att även om elementaranalys och småskaliga förbränningsförsök kan säga en hel del om vilka ämnen som kan bildas så är det inte säkert att det ger svaret på vad som bildas i en storskalig brand och därför är det i vissa fall nödvändigt att studera vad som händer när ett material eller en produkt i en normal lagersituation brinner. Barbara Levin [98] har gjort en sammanställning över vilka ämnen som produceras vid termisk degradering, pyrolys och förbränning av sju vanliga plaster. Sammanställningen bygger på vad som har rapporterats i litteraturen. En sådan sammanställning kan användas som utgångspunkt för att bestämma vad man skall söka efter, men den innehåller ingen information om utbyten eller halter. Dessutom saknas information om hur dessa resultat korrelerar med verkliga bränder.

I litteraturen finns en hel del analyser på brand/förbränningsgaser presenterade. Problemet är att de flesta av dessa är utförda i en mycket liten skala [99, 100, 19, 101, 5, 98, 102], ofta i en så kallad DIN-ugn där endast några gram används som bränsle. Även om ugnens temperatur och tilluftsflödet kan varieras, är det inte självklart hur resultat från denna skala kan korreleras med verklig skala. Det finns emellertid några exempel där jämförelser mellan olika skalor har utförts. Ett sådant exempel är TOXFIRE-projektet där experiment utfördes i fem olika skalor (från gram till 160 kg) [103]. Studien inkluderade även variation av ventilationsgrad (tillgång på syre) och resultaten i form av utbyten för olika produkter presenteras som funktion av bränsle/luft-kvot (equivalence ratio) och dessa resultat jämförs mellan de olika skalorna [104]. Av miljö- och arbetsmiljömässiga skäl användes inte alla substanser i de största skalorna, vilket innebär att även här finns data för flest material i den minsta skalan. Utifrån resultatet för de ämnen som provades i samtliga skalor kan man emellertid säga att de försök som bäst efterliknar de storskaliga referensförsöken är de som genomfördes i rummet beskrivet i standarden ISO 9705 [105, 2].

Det är ekonomisk fördelaktigt, en mindre miljöbelastning och ofta mer praktiskt att genomföra experiment i liten skala, men fortfarande saknas mycket kunskap om hur resultat från småskaliga experiment på ett riktigt sätt skall korreleras till fullskala. Bäst förutsättningar för överensstämmelse mellan småskala och fullskala fås om det handlar om välventilerade, fribrinnande bränder. Komplexiteten ökar med olika typer av lagerkonfigurationer, variationer i lufttillförseln, applicering av släckmedel etc. Här finns det ett behov av att bygga upp en databas med väldokumenterade experimentella förutsättningar. Dessa förutsättningar kan väljas på olika sätt, t.ex. på sådant sätt så att en verklig brand, där analyser av brandrök och släckvatten har utförts, simuleras eller för att efterlikna ett fall som är vanligt förekommande eller anses vara speciellt intressanta av andra anledningar. En sådan databas kan sedan användas för att jämföra med resultat från försök i mindre skalor, vilket kan öka kunskapen om hur en representativ skalning bör utföras. Kostnad för material, försöksförberedelser etc. blir högre i större skala. Det kan emellertid vara värt att nämna att analyskostnaden, vilken ofta motsvarar en relativt stor andel av den totala experimentella kostnaden, inte blir lägre för att en mindre skala väljs. Rekommendationen är därför att bygga databasen på försök utförda i ISO 9705-rumsskala eller större om konfiguration och släckning kan anses kräva detta. En lämplig uppställning kan t.ex. vara den så kallade godsclassificeringsuppställningen där en lagerkonfiguration används och sprinkleranvändning simuleras för att studera hur godset brinner vid olika vattenflöden [106]. Med denna metod kan man analysera gaser och släckvatten under kontrollerad och repeterbar applicering av släckmedel.

5.2 Rekommenderade analyser

Vad man bör mäta och analysera är inte självklart eftersom olika ämnen ger olika typer av effekter. En del ämnen är akut toxiska medan andra kan ge effekter på lång sikt. Dessutom är det skillnader mellan ämnenas miljö- respektive hälsoeffekter. I diskussionen nedan och för de efterföljande rekommendationerna har antagits att analyserna skall utföras i samband med väldefinierade brandförsök. Detta innebär att analyserna görs på brandgaser nära brandkällan och på uppsamlat släckvatten. Detta ger information om storleken på de olika primära utsläppen. Denna kunskap kan

utgöra beslutsunderlag för taktiska beslut inom släckningsarbetet och för beslut angående boende i närheten. Resultaten kan även användas i spridningsmodeller för att uppskatta effekter på olika avstånd från en brand. I samband med en verklig brand finns det behov av att göra analyser för att bedöma de faktiska miljöeffekterna av branden och för att uppskatta saneringsbehov. Detta arbete förenklas om det finns information om troliga utsläpp eftersom valet av analyser förenklas.

Eftersom CO anses vara den absolut vanligaste orsaken till dödsfall i samband med bränder och dessutom den vanligaste biprodukten vid ofullständig förbränning, bör CO alltid mätas. CO₂ är en växthusgas som alltid bildas vid bränder. Det som emellertid gör den intressant att mäta är att CO₂/CO-kvoten kan användas som mått på hur fullständig förbränningen är. Denna kvot kan jämföras för olika material, konfigurationer och omgivningsförutsättningar. Dessutom kan CO₂-produktionen inkluderas i en eventuell övergripande kolbalans för systemet. Både CO och CO₂ bör mätas kontinuerligt. Om man nöjer sig med dessa gaskomponenter kan ett NDIR-instrument vara lämpligt, men dessa kan även mätas med ett FTIR-instrument som även klarar av många andra komponenter. FTIR ger information över ett brett spektrum. Detta gör att eventuella interferenser kan hanteras genom att en topp i en annan del av spektret än den vanliga väljs för utvärdering. Dessutom finns möjligheten att i efterhand kalibrera för komponenter, vars toppar förmodas ha identifierats i spektret.

Stoft (partiklar, sot etc.) är också något som bildas mer eller mindre i de allra flesta bränder och bör också kvantifieras på något sätt, dels för att partiklarna i sig kan ge hälsoeffekter, t.ex. på andningsfunktionen, dels för att olika typer av ämnen, t.ex. PAH, dioxiner och tungmetaller kan bindas till partiklarna. Därför kan en analys av stoftet också vara motiverad i många situationer. Vanligaste mätmetoden för stoft är att samla upp stoftet på filter under en längre tidsperiod, vilket ger ett totalvärde för hela förloppet. Detta kan i många situationer vara fullt tillräckligt för att kunna göra jämförelser, men eftersom brandförlopp är transienta kan det ibland vara motiverat att även mäta stoftproduktionen tidsupplöst.

Precis som CO och stoft bildas vid ofullständig förbränning, kan även olika organiska ämnen (kan analyseras som t.ex. THC, VOC eller PAH) bildas när kolväten förbränns. Dessa kan därför vara aktuella att mäta i de flesta fall. Analysen av THC är relativt enkel och ger dessutom tidsupplösta resultat och denna rekommenderas att tas med. När det gäller VOC rekommenderas att adsorbentprovtagning med efterföljande analys av VOC utförs så att dels totalmängd erhålls, dels kvantifiering görs för ett antal individuella VOC-komponenter (antalet kan bero på provets sammansättning). Lågmolekylära aldehyder måste provtas separat och det kan vara viktigt att göra detta för uppskattning av den akuttoxiska situationen. Dessa aldehyder, t.ex. akrolein, är kraftigt irriterande. De kan även vara allergi- och cancerframkallande. PAH-provtagningen är mer komplicerad, men kan ge intressanta och viktiga resultat eftersom många vanliga PAH-ämnen är cancerogena.

Produktionen av övriga oorganiska och organiska föreningar nämnda i sammanställningen ovan beror på vilka andra atomer som är kopplade till bränslet (t.ex. N, S, Cl, Br). Undantaget är möjligtvis vissa föreningar innehållande kväve där luftens kväve kan bidra till viss produktion, men vanligtvis är utbytet betydligt större från material som innehåller kväve. Ett ämne som uppmärksammas alltmer är isocyanter för dess potential att ge upphov till kroniska besvär med akuta allergiska och astmatiska anfall.

Med utgångspunkt från ovanstående och under antagandet att brandgaserna kan provtas i en kanal där brangaserna har samlats upp föreslås analyserna som presenteras i Tabell 5.1. Tabellen är uppbyggd med ett grundpaket och ett paket med övriga analyser, som antingen är mer komplicerade eller som endast är aktuella i vissa situationer (t.ex. för bränslen innehållande vissa speciella ämnen). För jämförelse har även SGI:s rekommendationerna för provtagning i samband med bränder tagits med [8]. Det bör då återigen påpekas att dessa analyser utgår från en helt annan typ av provtagning eftersom vanliga gasanalyser av en verklig brandplym är komplicerade att genomföra.

Tabell 5.1 Rekommenderade analyser av brandgaser.

Analyser av brandgaser, rekommenderat grundpaket	Analyser av brandgaser, tilläggs paket	Rekommenderade analyser av kvartssand i provtagningsburkar [8]
Oorganiska gaser (FTIR) ^{a)}	NO _x	Alifater, fraktionerat
Stofmätning (manuell gravimetrisk)	Tidsupplöst stofmätning (ELPI)	Aromater, fraktionerat
Metallanalys av stoft: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Tl, V, Zn	Isocyanater	BTEX
VOC	Klorerade dioxiner/furaner	PAH 16
THC (FID)	Bromerade dioxiner/furaner	TOC
Lågmolekylära aldehyder	Tidsupplöst PAH-mätning	Metaller: Ag, As, Pb, Cd, Co, Cu, Hg, Cr, Hg, Ni, Sn, V, Zn
PAH	Branshspecifika metaller	
	Ftalater	Tillägg:
	PCB	Branshspecifika organiska ämnen, t.ex dioxiner, ftalater, PCB
	Bromerade flamskyddsmedel	Branshspecifika oorganiska ämnen, t.ex. cyanid
		Branshspecifika metaller

- a) Det är inte nödvändigt att använda FTIR; det finns även analysatorer för specifika gaskomponenter. Med en FTIR kan emellertid flera komponenter analyseras samtidigt (t.ex. CO, CO₂, NO_x, HCl, HBr, HF, SO₂, HCN, NH₃) och det är möjligt att i efterhand kalibrera för gaskomponenter som antas funnits i gasen.

Tabell 5.2 Rekommenderade analyser av släckvatten.

Analyser av släckvatten, grundpaket	Analyser av släckvatten, urvalspaket 1 ^{b)}	Analyser av släckvatten, urvalspaket 2 ^{d)}
pH	tot-P	Klorerade dioxiner/furaner
konduktivitet	tot-N	Bromerade dioxiner/furaner
Suspenderade ämnen	BOD7	Branshspecifika metaller
VOC, semiVOC ^{a)} , klorerade /icke klorerade	COD	Ftalater
PAH (cancerogena / icke cancerogena)	TOC, DOC	PCB
Metaller: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn	Temperatur ^{c)}	Bromerade flamskyddsmedel
	Syrehalt ^{c)}	Anjontensider ⁴
	AOX	Glykol ⁴
	Nitrifikationshämmning	

- a) VOC omfattar här organiska ämnen med mellan 5 och 10 kol i molekylen, medan semiVOC omfattar organiska ämnen med fler än 10 kol i molekylen. Den övre gränsen för antal kol ligger kring 35-40. Identifiering inom detta övre område är relativt komplicerad då flera av ämnena har toppar som överlappar varandra.
- b) Dessa parametrar används ofta för att bedöma tillståndet hos ett vattendrag eller för att karaktärisera ett avloppsvatten. Det kan vara aktuellt att inkludera flera av dessa analyser även vid analys av släckvatten. Vilka som bör tas med beror på typ av brand och vad resultaten skall användas till.
- c) Bör mätas även vid provtagningen
- d) Flera av dessa komponenter kan vara aktuella att analysera beroende på material som brinner, släckmedel, budget för analyserna etc.

⁴ Skumvätskor kan innehålla anjontensider samt glykol eller glykoletrar

Analys av dioxiner är relativt dyra analyser, men priset har sjunkit den senaste tiden. Dessutom kan PAH, dioxiner och bromerade flamskyddsmedel provtas med samma utrustning vilket sänker kostnaden per analys om flera komponenter skall analyseras.

Valet av vattenanalyser beror på var provet tas och vad huvudsyftet med analysen är. Här är utgångspunkten att provtagningen görs på outspätt släckvatten. I Tabell 5.2 presenteras rekommenderade analyser på släckvattnet. Precis som för gasanalyserna ges förslag på grundpaket och tilläggs paket. Dessutom inkluderas en lista med vanliga vattenanalyser, som brukar användas för att bedöma tillståndet hos ett vattendrag eller för att karaktärisera ett avloppsvatten. I många situationer kan det vara aktuellt att även inkludera flera av dessa analyser.

6 Diskussion

I denna rapport har en rad olika komponenter i brandgaser och släckvatten beskrivits som på olika sätt bidrar till miljö- och hälsoeffekter. De ämnen som tagits upp är på intet sätt heltäckande utan det har gjorts ett urval bland de ämnen som orsakar miljö- och hälsoeffekter. Många av ämnenas totala utsläpp från bränder är försumbara om man jämför med utsläppen från andra källor. Det är därför inte alltid sannolikt att en miljö- eller hälsoeffekt som uppkommer till följd av ett specifikt ämne beror på just utsläppen från bränder. Sådant är t ex fallet för kväveoxider (se Tabell 2.4), i alla fall om man ser globalt på utsläppen. Utsläppen av kväveoxider från bränder är alltså försumbara vad gäller bidragen till exempelvis försurningen om man ser på det globalt. Det kan dock inte uteslutas att en brand skulle kunna ge effekter på lokal nivå. Utsläpp av kväveoxider från en brand kan mycket väl ge lokala effekter på miljön, exempelvis försurning och direktpåverkan på vegetation. Sådant är fallet för flera av de beskrivna ämnena. Utsläpp av kolmonoxid från en brand har också liten betydelse globalt sett men kan vara katastrofal lokalt sett, t ex inuti en byggnad vid en brand då koncentrationerna av kolmonoxiden blir akut toxisk.

För att kunna mäta de olika komponenterna i brandgaser och släckvatten har en rad olika analys- och mätmetoder tagits upp, se Tabell 2.7 och Tabell 3.7. Analysmetoderna är dock olika lämpliga beroende på vad som skall mätas, vilken typ av brand det är, noggrannheten på mätningarna, kostnader osv. Det är dock inte alltid nödvändigt att mäta alla typer av komponenter vid alla typer av bränder. Produktionen av de oorganiska och organiska föreningar som tas upp i kap 2 och 3 beror på vilka andra atomer som är kopplade till bränslet (t.ex. N, S, Cl, Br) med undantag av kväve. Mätningar av exempelvis svaveldioxid bör därför endast vara aktuell att mäta om det förekommer svavel i bränslet, vilket det kan göra om t.ex. olje- eller petroleumprodukter brinner. Utifrån detta föreslås i kapitel 5 ett antal olika analyspaket som kan vara lämpliga att använda. För varje analyspaket rekommenderas mätningar/analyser av ett visst antal ämnen, beroende på vad man efterfrågar. Vilket analyspaket man väljer beror naturligtvis på vilken typ av brand det är och vilka utsläpp man kan förvänta sig. Det är givetvis en stor fördel om mätningarna/analyserna kan utföras vid verkliga bränder. Några typer av bränder som det speciellt efterfrågats utsläppsdata ifrån är bränder på soptippar, däckslager och batterilager. Det finns emellertid flera praktiska problem med den typen av analyser, exempelvis problem att hinna göra provtagningen i tid och sedan att få en representativ provtagning. En annan möjlighet är då att använda analyspaketen för att få fram mätdata vid väldefinierade brandförsök där typ av gods, lagerkonfigurationer, förbränningsförhållande, etc. kan väljas. Vid dessa planerade experiment kan analyser utföras både på vatten och rök utan större provtagningsproblem. Eftersom försöken kan utföras så att olika förutsättningar varieras, kan detta ge underlag för rekommendationer för t.ex. lagring eller släckningsstrategi. Väldefinierade experiment är emellertid ofta en antagen eller förenklad bild av verkligheten och därför vore det önskvärt om verkliga bränder där analyser finns tillgängliga kunde simuleras med experiment för att studera skillnader och likheter mellan resultaten. Sammanfattningsvis så måste dock beslut om vad som skall mätas grundas utifrån vad som brinner och hur det brinner.

7 Referenser

1. Månsson, M., Dahlberg, M., Blomqvist, P. och Ryderman, A., "Combustion of Chemical Substances - Fire Characteristics and Smoke Gas Components in Large-Scale Experiments", SP REPORT 1994:28, 1994.
2. Lönnermark, A., Blomqvist, P., Månsson, M. och Persson, H. "TOXFIRE - Fire Characteristics and Smoke Gas Analyses in Under-ventilated Large-scale Combustion Experiments: Tests in the ISO 9705 Room", SP REPORT 1996: 45, 1996.
3. Lönnermark, A., Blomqvist, P., Månsson, M. och Persson, H. "TOXFIRE - Fire Characteristics and Smoke Gas Analyses in Under-ventilated Large-scale Combustion Experiments: Storage Configuration Tests", SP REPORT 1996:46, 1996.
4. Persson, B., Simonson, M. och Månsson, M., "Utsläpp från bränder till atmosfären", SP Rapport 1995:70, 1995.
5. Blomqvist P., Persson B. och Simonson M., "Utsläpp från bränder till miljön – Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften". Räddningsverket i Karlstad (beställningsnummer P21-407/02), 2002.
6. "Skumvätskors effekter på miljön", Räddningsverket i Karlstad (beställningsnummer P21-101/95), 1995.
7. Stridsman, D., Andersson, J. och Svedung, I., "Effekter av släckvatten", Räddningsverket, Karlstad, 1997.
8. Rosén, B., Carling, M., Nilsson, G. och Nilsson, M., "Utsläpp i samband med olyckor – Metodutveckling av provtagning vid räddningstjänst", Räddningsverket (beställningsnummer P21-392/01), Karlstad, 2001.
9. Fischer, S., "Tolkning av miljödata i Farligt Godskorten" Svenska Brandförsvarsföreningen, 1994.
10. Ledskog, L. och Lundgren, T., "Olje- och kemikalieutsläpp i jord", Statens Räddningsverk och Statens Geotekniska Institut, 1995.
11. "Metodik för inventering av Förorenade områden – Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Vägledning för insamling av underlagsdata", Naturvårdsverket, Rapport 4918, 1999.
12. SCB: "Naturmiljön i siffror" Statistiska centralbyrån, Stockholm. Sjätte utgåvan, 2000.
13. "Luftföroreningar", Yrkes- och miljömedicinska laboratoriet, www.liu.se/fhvc/Lab/luftr/luft.htm, 1999.
14. "Räddningstjänst i siffror 2000", Räddningsverket i Karlstad. Sjuhärads tryckeri AB. ISBN 91-7253-120-7, 2001.
15. "Dödsbränder 2001", Räddningsverket i Karlstad, ISBN 91-7253-158-4, 2002.
16. "Miljöfaktaboken – Specialutgåva för miljöutbildning". © Svensk Energiförsörjning. Första upplagan, ISBN 91-87672-103, 1998.
17. Warfvinge, P. "Miljökemi – Miljövetenskap i biogeokemiskt perspektiv". KSF i Lund AB, 1997.
18. Persson P. och Skoog P. "Kompendium i miljöskydd, del 1 – Ekologi". Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap (IMA) vid KTH. Sjunde upplagan, 1:a tryckningen, 1995.
19. Månsson M. och Persson B., "Miljöeffekter av bromerade flamskyddsmedel vid brand – Litteraturstudie", SP-rapport 1996:41, 1996.
20. Andersson, B., "Spridning och konsekvenser vid utsläpp av fluorväte", Umeå universitet, Institutionen för biologi-, miljö- och geovetenskap, Miljökonsekvenser vid olyckor 5p, VT 2002.

21. Birgersson, B., Sterner, O. och Zimerson, E., "Kemiska hälsorisker – Toxicologi i kemiskt perspektiv", Liber Ekonomi, 1999.
22. Romare M. "De flesta förgiftades av röken" Göteborgsposten www.gp.se/special/brand98/olyckor/olycka01.html, 1998.
23. Lind, Lasse, "Vägvisare och Lathund för Miljö- och Hälsoskydd", 3:e utgåvan, facklitteratur, 2001.
24. AFS 2000:3, "Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar" Arbetskyddsstyrelsen, 2000.
25. Rosell, L., Simonson, M. och Hertzberg, T., "Metoder för mätning och modellering av aerosoler, PAH och dioxiner", SP Arbetsrapport 2000:29.
26. Johansson C, Hansson HC, Westerholm R, Petterson M, Johansson P och Burman L, "Luftföroreningar i staden, PAH", Projektrapport MONITOR, www.miljoporten.stockholm.se/MONITOR/pah_luft_1998.html, 1998.
27. Friedman, R., "Principles of Fire Protection Chemistry", Second edition, National Fire Protection Association, 1989.
28. "Working Environment study", Räddningsverket i Karlstad, beställningsnummer P21 403/02, 2002.
29. Hertzberg T. "Partiklar från bränder – Förstudie". Räddningsverket i Karlstad, Risk- och miljöavdelningen. Beställningsnummer P21-377/01, 2001.
30. "Flamskyddsmedel – ett brännande problem", Faktablad från Kemikalieinspektionen, december 2000.
31. "Miljökunskap för räddningstjänsten", Räddningsverket i Karlstad, beställningsnummer R00-237/01, 2001.
32. Simonson, M., Blomqvist, P., Boldizar, A., Möller, K., Rosell, L., Tullin, C., Strippel, H. och Sundqvist, J. O., "Fire-LCA Model: TV Case Study", SP REPORT 2000:13, Borås, 2000.
33. Bromine Science and Environmental Forum, http://www.bsef.com/newsite/bsef_frameset.html, November 2002.
34. "Hur många bromerade flamskyddsmedel finns det?", Svenska Naturskyddsföreningen, <http://www.snf.se/verksamhet/kemikalier/fakta-bfr/lista.htm>, 2002.
35. ISO TR 9122-3, "Toxicity testing of fire effluents – Part 3: Methods for analysis of gases and vapours in fire effluents" First edition 1993-05-15.
36. Värmeforsks Mäthandbok, Utgåva 1, 1996.
37. "Naturvårdsverkets faktabok om mätningar av luftföroreningar – Utsläpp till luft från fasta anläggningar", Naturvårdsverket, Rapport 4838, 1997.
38. SS 02 84 25, "Luftundersökningar – Utsläpp till luft – Halten kväveoxider (NO_x) bestämd med automatiska mätsystem", Utgåva 1, 1991-12-04.
39. ISO 10849:1996, "Stationary source emissions – Determination of the mass concentration of nitrogen oxides – Performance characteristics and calibration of automatic measuring systems", 1996.
40. SS-ISO 7935, "Utsläpp till luft – Bestämning av halten svaveldioxid – Prestandakrav för automatiska mätsystem", Utgåva 1, 1993-08-31.
41. SS 02 84 22, "Luftundersökningar – Utsläpp till luft – Bestämning av klorvätehalten – Potentiometrisk titrering", Utgåva 1, 1990-03-14.

42. SS 02 81 35, "Vattenundersökningar – Potentiometrisk bestämning av fluoridkoncentrationen hos vatten", Utgåva 1, 1976-02-15.
43. SS 02 81 76, "Vattenundersökningar – Bestämning av totalcyanid – Fotometrisk eller titrimetrisk metod", Utgåva 1, 1986-09-15.
44. SS-EN 13526, "Utsläpp och utomhusluft – Bestämning av masskoncentrationen av totalt gasformigt organiskt kol i avgaser från processer som använder lösningsmedel – Kontinuerlig analys med flamjonisationsdetektor", 2001-11-30
45. SS 02 84 23, "Luftundersökningar – Bestämning av totalkvicksilverhalten med flamlös atomabsorptionsmetod", Utgåva 1, 1991-12-04.
46. "Miljökonsekvenser av olyckshändelser" Räddningsverket i Karlstad, beställningsnummer: P23-143/96, 1998
47. "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag, Naturvårdsverket, Rapport 4913, 2000.
48. "Nitrifikationshämning hos skumvätskor för brandsläckning", Holmström, H., Wahlberg, C., Vatten 52 nr 3, 1996.
49. Holmström, H. och Liljeqvist, C. "Nitrifikationshämning hos skumvätskor för brandsläckning", Vatten 52:177-180, nr 3, 1996.
50. "Redovisning av regeringsuppdrag beträffande ftalater som mjukgörare i plaster. Användning av DEHP i medicinska produkter", Socialstyrelsen, 22 december 2000.
51. "DI(2-ETHYLHEXYL)PHTHALATE CAS#117-81-7", ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry ToxFAQs, U.S. Department of Health and Human Services, April 1993.
52. SS 028122, "Vattenundersökningar – Bestämning av pH-värde hos vatten", Utgåva 2, 1979-04-01.
53. SS-EN 27888, "Vattenundersökningar – Bestämning av konduktivitet" (ISO 7888:1985), 1994-03-04.
54. SIS 028123, "Vattenundersökningar – Bestämning av konduktivitet hos vatten", 1974-07-01 (Upphävd 1994-03-04).
55. SS-EN 872, "Vattenundersökningar – Bestämning av suspenderade ämnen – Metod baserad på filtrering genom glasfiberfilter", 1996-09-06.
56. SS 028112, "Vattenundersökningar – Bestämning av i avloppsvatten suspenderad substans och dess glödgning", Utgåva 3, 1983-11-15 (Upphävd 1996-09-06).
57. SS 028113, "Vattenundersökningar – Bestämning av torrsubstans och glödgningensrest i vatten, slam och sediment", 1981-05-20.
58. SS 028127, "Vattenundersökningar – Bestämning av totalfosforhalt i vatten – Uppslutning med peroxodisulfat", Utgåva 2, 1984-04-01 (Upphävd 1998-01-16).
59. SS 028102, "Vattenundersökningar – totalfosfor i skogsindustriella avloppsvatten – Spektrometrisk metod", 1992-06-03.
60. SIS 028131, "Vattenundersökningar – Bestämning av koncentrationen kväveföreningar i vatten. Oxidation med peroxodisulfat", 1976-02-15 (Upphävd 1998-11-20).
61. SS 028101, "Vattenundersökningar – nitrogenhalt i vatten – Bestämning med kjeldahlmetod efter reduktion med Devardas legering", 1992-04-22.
62. SS 028143, "Vattenundersökningar – Bestämning av biokemisk oxygenförbrukning, BOD7, hos avloppsvatten – Utspädningsmetod", Utgåva 2, 1990-10-17 (Upphävd 1998-08-21).

63. SS-EN 1899-1, "Vattenundersökningar – Bestämning av biokemisk syreförbrukning efter n dagar (BOD)" – Del 1: Utspädningsmetod med tillsats av allyltiourinämne" (ISO 5815:1989, modified), 1998-08-21.
64. SS-EN 1899-2, "Vattenundersökningar – Bestämning av biokemisk syreförbrukning efter n dagar (BOD)" – Del 2: Metod för outspädda prover" (ISO 5815:1989, modified), 1998-08-21.
65. SS 028142, "Vattenundersökningar - Bestämning av kemisk oxygenförbrukning hos vatten – COD-Cr oxidation med dikromat", Utgåva 2, 1991-06-05.
66. SS 028104, "Vattenundersökningar – Bestämning av organiskt bunden klor i avloppsvatten med AOX-metoden", 1991-06-05 (Upphävd 1997-03-27).
67. SS-EN 1485, "Vattenundersökningar – Bestämning av organiskt bundna halogener (AOX)", 1997-03-27.
68. ISO 9562, "Water quality – Determination of adsorbable organically bound halogens (AOX)", 1998-10-15.
69. NEN 6402:1991, "Water; Determination of the halogen content derived of non-volatile, with petroleum ether extractable organo halogen compounds (EOX)", Nederlands Normalisatie-instituut 1991-03-01.
70. EPA 6020, "Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry", May 1990.
71. SS 028150, " Vattenundersökningar – Metallhalt i vatten, slam och sediment – Bestämning med atomabsorptionsspektrofotometri i flamma – Allmänna principer och regler", Utgåva 2, 1993-05-12.
72. SS 028183, " Vattenundersökningar – Metallhalt i vatten, slam och sediment – Bestämning med flamlös atomabsorptionsspektrometri – Elektrometrisk atomisering i grafitugn – Allmänna principer och regler", 1986-05-20.
73. SS 028152, "Vattenundersökningar – Atomabsorptionsspektrometri i flamma – Speciella anvisningar för aluminium, bly, järn, kadmium, kobolt, koppar, krom, mangan, nickel och zink", Utgåva 2, 1993-05-12.
74. SS 028184, "Vattenundersökningar – Metallhalt i vatten, slam och sediment – Bestämning med flamlös atomabsorptionsspektrometri – Speciella anvisningar för aluminium, bly, järn, kadmium, kobolt, koppar, krom, mangan och nickel", 1988-03-09.
75. SS 028175, "Vattenundersökningar – Metallhalt i vatten, slam och sediment – Bestämning med flamlös atomabsorptionsspektrometri – Speciella anvisningar för kvicksilver", 1989-01-25 (Upphävd 1997-11-21).
76. SS-EN 1483, "Vattenundersökningar – Bestämning av kvicksilver med atomabsorptionsspektrometri", 1997-11-21.
77. SS-EN 12338, "Vattenundersökningar – Bestämning av kvicksilver med atomabsorptionsspektrometri efter koncentrerings genom amalgamerings", 1999-01-22.
78. SS-EN ISO 5961, "Vattenundersökningar – Bestämning av kadmium med atomabsorptionsspektrometri" (ISO 5961:1994), 1995-09-08.
79. SS-EN 1233, "Vattenundersökningar – Bestämning av krom med absorptionsspektrometri", 1997-01-31.
80. SS-EN 26595, "Vattenundersökningar – Bestämning av totalhalt arsenik – Spektrofotometrisk metod med silverdietylditiokarbamat", 1993-01-29.
81. SS-EN ISO 11969, "Vattenundersökningar – Bestämning av arsenik med atomabsorptionsspektrometri (hydrid teknik)" (ISO 11969:1996), 1997-01-31.

82. SS-EN 1484, "Vattenundersökningar – Riktlinjer för bestämning av totalt organiskt kol (TOC) och lost organiskt kol (DOC)", 1997-11-21.
83. ISO 8245, "Water quality – Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC)", Utgåva 2, 1999-03-04.
84. SS 028199, "Vattenundersökningar – Riktlinjer för bestämning av totalt organiskt kol (TOC) i vatten", 1990-12-05 (Upphävd 1997-11-21).
85. ISO 17993, "Water Quality – Determination of 15 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Water by HPLC with Fluorescence Detection", 2002-08-29.
86. SS 028145, "Vattenundersökningar – Bestämning av olja i vatten – Infrarödspektrometrisk metod", Utgåva 4, 1996-06-05.
87. "Naturvårdsverkets föreskrifter om utsläpp till luft från anläggningar för förbränning av kommunalt avfall som beviljats tillstånd enligt miljöskyddslagen (1969:387) eller miljöbalken (1998:808) efter den 1 januari 1994 och anläggningar med en nominell kapacitet lika med eller större än 6 ton per timme som beviljats tillstånd enligt miljöskyddslagen före den 1 januari 1994", NFS 2000:6.
88. "Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/76/EG av den 4 december 2000 om förbränning av avfall", Europeiska gemenskapernas officiella tidning, 28.12.2000, L332/91-L332/111.
89. "Kungörelser med föreskrifter om utsläpp till luft av kväveoxider och stoft från nya förbränningsanläggningar med en installerad tillförd effekt om 50 MW eller mer", SNFS 1994:8.
90. Naturvårdsverkets föreskrifter om ändring i föreskrifterna (SNFS 1994:8) om utsläpp till luft av kväveoxider och stoft från nya förbränningsanläggningar med en installerad tillförd effekt om 50 MW eller mer", NFS 2001:16.
91. "Naturvårdsverkets föreskrifter om begränsning av utsläpp av flyktiga organiska föreningar förorsakade av användning av organiska lösningsmedel i vissa verksamheter och anläggningar", NFS 2001:11.
92. ISO 13344:1996(E), "Determination of the lethal toxic potency of fire effluents", First edition, 1996-12-15.
93. Blomqvist, P., "Measurements of Toxic Combustion Gases in Large-scale Fire Experiments", Report OOK 00:02, Göteborgs universitet, 2000
94. "Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse", SNFS 1994:7.
95. "Statens naturvårdsverks föreskrifter om utsläpp av industriellt avloppsvatten som innehåller vissa ämnen", SNFS 1995:7.
96. "CCME Canadian Water Quality Guidelines", Canadian Council of Resource and Environment Ministers for the environment, 1996.
97. SÄIFS 2000:2, Kapitel 6, "Förvaring av brandfarliga vätskor", Sprängämnesinspektionens föreskrifter om hantering av brandfarliga vätskor, 2000-07-03.
98. 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, Polyethylenes, Polystyrenes, Poly(Vinyl Chlorides) and Rigid Polyurethane Foams", Fire and Materials, Vol. 11, 143-157, 1987.
99. Smith-Hansen, L., "Toxic Hazards from Chemical Warehouses Fires", Risø National Laboratories, Risø-R-713(EN), Danmark, 1994.
100. Jørgensen, K. H. och Smith-Hansen, L., "TOXFIRE – Flash Pyrolysis and DIN 53 436 Experiments", Risø National Laboratories, Risø-R-765(EN), Danmark, 1995.

101. Tewarson, A., "Generation of Heat and Chemical Compounds in Fires", SFPE Handbook of Fire Protection Engineering", Second Edition, 1995.
102. Purser, D. A., Fardell, P. J., Rowley, J., Vollaam, S., Bridgeman, B. och Ness, E. M., "An Improved Tube Furnace Method for the Generation and Measurement of Toxic Combustion Products under a Wide Range of Fire Conditions", Flame Retardants '94 Conference, London, England, 26-27 januari 1994, pp. 263-274, Interscience Communications.
103. Petersen, K. E. och Markert, F., "Assessment of Fires in Chemical Warehouses – An Overview of the TOXFIRE Project", Risø National Laboratories, Risø-R-932(EN), Danmark, 1999.
104. Månsson, M., Lönnermark, A., Blomqvist, P., Persson, H. och Babrauskas, V., "TOXFIRE – Fire Characteristics and Smoke Gas Analyses in Under-ventilated Large-scale Combustion Experiments", SP REPORT 1996:44, Borås 2001.
105. ISO 9705:1993(E), "Fire tests – Full-scale Room Test for Surface Products".
106. Arvidson, M. och Lönnermark, A., "Commodity Classification Tests of Selected Ordinary Combustible Products", SP REPORT 2002:03.

Bilaga 1 Mät- och analysmetoder för brandgaser

I Tabell 2.7 finns en sammanställning av olika metoder för analyser av de i avsnitt 0 beskrivna gaskomponenterna. I denna bilaga presenteras några av dessa metoder. Det finns mycket att säga om metoderna, men här beskrivs endast huvudprinciperna för respektive metod. För vattenanalyserna hänvisas till de standarder och metodbeskrivningar som finns angivna i Tabell 3.7.

B1.1 Absorption i lösningar

Detta inkluderar tvättflaskor, bubbelflaskor, impingerflaskor etc. och bygger samtliga på principen att (brand)gasen dras med ett kontrollerat flöde genom en lösning under en bestämd tid. Genom att välja en lämplig sammansättning på lösningen kan det ämne som skall studeras absorberas i lösningen. Halten kan sedan bestämmas med t.ex. jonkromatografi eller UV-spektroskopi. Metoden kan fås noggrann, men den har nackdelen att det är en integrerande metod över en längre period och man får endast ett totalvärde för hela tidsperioden. Dessutom kan det bli ett svårhanterbart system om många ämnen skall analyseras. För flera ämnen löses båda dessa problem med FTIR (se B1.6).

B1.2 Adsorbenter

Ett alternativ till absorptionslösningar är att samla ämnena av intresse på adsorbenter, vilka oftast är utformade som rör med lämplig adsorbent igenom vilket gasen får flöda. Det finns flera fördelar med fasta adsorbenter, t.ex. är de kompakta, lätta att använda och har hög adsorptionseffektivitet. Dessutom kan de ofta lättare bli placerade nära provtagningspositionen, vilket kan vara viktigt för att undvika förluster i provtagningsledningen. Det finns olika typer av adsorbenter för olika typer av ämnen. Adsorbenterna kan dessutom desorberas på olika sätt. Desorption av de fångade ämnen kan göras antingen med hjälp av ett lösningsmedel eller termiskt, beroende på vilken adsorbent som används. Fördelen med en lösning är att flera analyser kan utföras på samma lösning. Nackdelen är att själva lösningsmedlet i vissa fall kan störa analysen. Denna nackdel har inte metoden med termisk desorption. Vid termisk desorption får man emellertid endast en analyschans.

Analysen kan efter desorptionen göras med gaskromatografisk separation följt av identifiering med masspektrografi (MS) och kvantifiering med flamjonisationsdetektor (FID).

B1.3 NDIR (Non-dispersive Infra Red)

Ett NDIR-instrument bygger på det förhållande att olika ämnen absorberar infraröd strålning vid olika våglängder. Instrumentet analyserar därför hur mycket strålning som absorberats vid den våglängd som representerar det aktuella ämnet. Denna metod är vanlig för CO och CO₂, men används även för andra ämnen t.ex. SO₂, NO, NH₃, N₂O och kolväten. Termen icke-dispersiv (non-dispersiv) används när våglängden inte väljs med hjälp av ett prisma eller diffraktionsgitter. Istället används interferensfilter vilka endast släpper igenom strålning inom ett smalt våglängdsområde.

Om den provtagna gasen har en komplex sammansättning finns det risk för att även andra ämnen kan interferera inom det aktuella våglängdsbandet och mätningen kan då bli osäker. De största källorna till interferenser är emellertid vatten och partiklar. Eftersom vatten absorberar infrarött ljus inom flera områden och vatteninnehållet i gasen kan variera, kan detta ställa till problem för analysen. Detta kan lösas genom att antingen förbehandla gasen så att den innehåller en känd konstant vattenkoncentration eller genom att filtrera bort alla absorptionsband för ämnet av intresse som utsätts för interferens av vatten. Det är vanligt att vattnet torkas bort helt och hållet före analysen och att partiklarna filtreras bort. Detta görs även för att skydda analysinstrumentet.

Instrumentet ger tidsupplöst information.

B1.4 Paramagnetisk susceptibilitet

Den paramagnetiska susceptibiliteten (kallas även paramagnetisk växeltrycksprincip) är mycket högre för syre än för andra gaser och detta faktum används i O₂-analysatorer för att bestämma O₂-koncentrationen. Syrgasmolekyler som kommer in i ett inhomogent magnetfält, dras på grund av paramagnetism mot högre fältstyrka. Detta registreras i en analysator, t.ex. som en tryckskillnad eller som en strömning som uppstår på grund av en tryckskillnad. Det kan även vara en spegel som vrids eller en Wheatstonebrygga i vilken resistansen påverkas på grund av varierande kylning. Effekten är proportionell mot O₂-koncentrationen. Instrumentet ger tidsupplöst information.

B1.5 Kemiluminescens

När NO utsätts för O₃ (Ozon) exciteras en del av den NO₂ som bildas. Detta kan representeras med följande reaktion:



där * representerar det exciterade tillståndet. Det är endast en liten del av NO₂ som exciteras och när denna del går tillbaka till grundnivån igen sänds elektromagnetisk strålning ut (inom området 600 – 3000 nm med ett maximum vid 1200 nm). Detta kan skrivas



där h är Plancks konstant och ν är frekvensen hos strålningen. Strålningen, som kallas kemiluminescens, detekteras fotoelektriskt och är proportionell mot NO-koncentration. Den exciterade kvävedioxiden kan gå tillbaka till grundtillståndet via den konkurrerande reaktionen



där M motsvarar någon annan molekyl som kan ta upp energi. Denna reaktion dominerar vid atmosfärstryck och blir mer dominant ju högre trycket blir. För att öka strålningen används därför reducerat tryck i reaktionskammaren. För att bestämma koncentrationen av NO₂, konverteras denna först till NO.

Med denna typ av analysator kan man nå lägre detektionsgräns än med t.ex. FTIR. Instrumentet ger tidsupplöst information.

B1.6 FTIR

I FTIR-spektroskopi registreras den infraröda signal som ett interferogram, vilket sedan konverteras till ett vågtalsspektrum genom Fouriertransform (därav namnet Fourier Transform Infrared, FTIR). Metoden kan användas för att analysera ämnen som absorberar elektromagnetisk strålning inom det infraröda området. Absorptionen beror på att molekylen exciteras till olika vibrations-/rotationsnivåer. På detta vis kan i princip de flesta molekyler analyseras. Det är endast symmetriska tvåatomiga gaser (H₂, N₂, O₂, etc.) som inte kan analyseras eftersom de inte absorberar infraröd strålning.

I princip sker analysen så att en stråle med infrarött ljus leds genom en cell med gas som skall analyseras. Med bestämda tidsintervall tas interferogram som efter mätningen kan konverteras till absorptionsspektra. Koncentrationen för de olika ämnena beräknas från storleken (area, del av area, eller höjd) av respektive absorptionstopp (vid någon karaktäristisk våglängd). På detta vis fås

koncentrationen som funktion av tid, där tidsupplösningen beror på hur ofta man valt att ta ut interferogram. Ett totalt interferogram (som används för utvärderingen) byggs nämligen upp av flera upprepade spektra. Ett större antal spektra innebär att signal/brus-förhållandet ökar, men tidsupplösningen minskar. Den spektrala upplösningen kan också varieras, men med en högre upplösning ökar tiden det tar för att utföra ett scan och därmed erhålla ett spektrum. Även våglängden för den infraröda strålen kan varieras. Med en längre våglängd kan detektionsgränsen för gasen av intresse sänkas, men samtidigt ökar absorptionen även av vatten och koldioxid, vilket kan medföra totalabsorption i stora delar av spektret.

Utvärdering av FTIR-data kräver att instrumentet är kalibrerat för det ämne som skall analyseras. Detta kan emellertid göras i efterhand om man misstänker att det finns något intressant ämne i gasen som ej har kalibrerats för. Flera av de vanligaste ämnena, t.ex. CO₂, CO, HCN, HCl och HBr, följer inte vad som kallas Lambert-Beer's lag vid normala mätförhållanden. Detta innebär att de har ett ickeinjärt samband mellan absorbans och koncentration. Detta måste tas hänsyn till vid kalibrering och utvärdering. Det finns flera olika typer av metoder utvecklade för att få en så noggrann och smidig utvärdering som möjligt. Detta diskuteras emellertid inte här. Detsamma gäller de problem med interferens som kan uppstå när flera ämnen absorberar inom samma våglängdsområde.

B1.7 Differentiell optisk absorptionsspektroskopi (DOAS)

DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy) liknar FTIR, men har annan typ av spektrofotometer som analyserar gasernas absorptionsspektrum inom IR- eller UV-området. Precis som för FTIR kan flera gaskomponenter analyseras samtidigt genom att respektive spektra utvärderas automatiskt med hjälp av en datoralgoritm. Instrumentet används ofta för in situ-mätningar. Instrumentet ger tidsupplöst information.

B1.8 Gaskromatografi

Kromatografi innebär separation av olika ämnen i en rörlig fas medan denna transporteras genom en stationärfas. Provet som skall analyseras tillförs den rörliga fasen (i gaskromatografi en bärgas som kan vara t.ex. kväve eller helium). Provet går tillsammans med bärgasen genom en kolonn med den stationära fasen (i gaskromatografi en svärflyktig vätska på en fast stödfas). De olika komponenterna i provet fördelar sig mellan den rörliga och den stationära fasen och eftersom fördelningen är olika för de olika ämnena (de har olika fördelningskoefficienter) vandrar de olika snabbt genom kolonnen. En detektor registrerar de olika ämnena och ritar upp ett kromatogram, vars utseende beror på vilka ämnen som ingick i provet.

För att ett ämne skall kunna analyseras måste det vara tillräckligt flyktigt. Organiska ämnen med en molekylvikt över 500 är svåra att analysera med gaskromatografi.

B1.9 Flamjonisationsdetektor (FID)

I en FID leds provgasen genom en vätgaslåga där kolföreningarna i gasen sönderdelas och bildar joner. Mängden joner registreras som en ström mellan ett elektroddpar. För mättade kolväten är signalen i princip proportionell mot antalet organiskt bundna kolatomer i gasen. Resultatet presenteras relativt den kalibrergas som har använts (t.ex. ppm metanekvivalenter eller ppm propanekvivalenter). Känsligheten (responsfaktorn) för andra ämnen än mättade kolväten kan vara skilda från ett (responsfaktorn för kalibrergasen är lika med ett). Om kolatomerna är bundna till andra atomer än väte, t.ex. syre, kväve eller halogener, blir signalen lägre. Detsamma gäller för kol med dubbel- eller trippelbindningar och för aromatiska kolväten. Klorsubstituerade aromater kan däremot ge en högre signal än kalibrergasen [36, 44]. Instrumentet ger tidsupplöst information.

B1.10 Masspektroskopi

I en masspektrometer elimineras en eller flera elektroner från molekylerna (t.ex. på kemisk väg eller genom att beskjuta molekylerna med elektroner). På detta vis skapas molekylioner (katjonradikaler) med samma massa som originalmolekylen (minus den försumbara massan av elektronen) eller delar av originalmolekylen. Energin hos elektronerna som används för beskjutningen är så stor så att de även överför en stor mängd energi till molekylionen, som därför dissocierar till mindre fragment. Dessa fragment är antingen joner med positiv laddning eller radikaler. Masspektrometern mäter förhållandet mellan massa/laddning för de olika fragmenten och detta fragmentmönster ger upphov till ett spektrum som är specifikt för molekylerna i fråga. Denna metod används ofta i samband med gaskromatografi p.g.a. att det är lättare att identifiera molekylerna om provet inte är för komplext.

B1.11 Manuell gravimetrisk metod för stoftmätning

Ett litet provgasflöde sugas ut isokinetisk. Detta innebär att det sugas ut med samma hastighet som den omgivande gasströmmen och på detta vis få representativ provtagning. Partiklarna i det utsugna flödet samlas på ett filter. Detta filter torkas och vägs före och efter provtagningen. Genom att känna utsugen gasvolym och viktökningen hos filtret kan stofthalten beräknas [36].

B1.12 ELPI (Electrical Low Pressure Impactor)

Instrumentet mäter partikelkoncentration och storleksfördelning, inom ett visst storleksområde (t.ex. 30 nm – 10 µm), som funktion av tiden. Partiklarna laddas upp med hjälp av en koronaladdare. Därefter leds de laddade partiklarna in i en lågtrycksimpaktor med elektriskt isolerade uppsamlingssteg. Den elektriska ström som de laddade partiklarna till respektive impaktorsteg ger upphov till mäts med hjälp av en känslig elektrometer. Impaktorstegens utformas så att partiklarna fördelas mellan stegen beroende på den aerodynamiska storleken hos partiklarna. Den elektriska signalen kan därför konverteras till en storleksfördelning och detta sker kontinuerligt. Instrumentet ger tidsupplöst information.

B1.13 PAH, PCDD, PCDF och bromerade flamskyddsmedel

Detta beskriver inte något speciellt analysinstrument utan en metod som är används specifikt för att analysera PAH, dioxiner och furaner samt bromerade flamskyddsmedel.

Metoden innebär isokinetisk provtagning där stoft samlas på filter, gasen kyls och kondensatet tas tillvara samt gasen fortsätter via en adsorptionsampull (XAD-2). Utsugen gasvolym bestäms med hjälp av gasur. Efter provtagningen behandlas hela systemet med lösningsmedel. Den bildade lösningen analyseras därefter med högupplösande gaskromatografi och kvantifieras med högupplösande masspektrometri (HRGC-HRMS) [25]

Provtagningsmetoden kan i princip användas för kolväten som uppför sig som kolväten tyngre än n-nonan ur gaskromatografiska synpunkt [36].

B1.14 Atomabsorptionsspektrofotometri (AAS)

Varje ämne absorberar och emitterar ljus med för ämnet specifika våglängder. I AAS-metoden används en katod i en ljuskälla fylld med inert gas. Materialet i katoden skall vara det ämne som skall bestämmas eller en legering av detta ämne. En liten mängd av en provlösning förångas och när linjespektret från ljuskällan passerar genom ångan absorberas ljuset vid specifika våglängder. Den uppmätta absorbansen jämförs sedan med resultat från kalibreringar och på detta sätt kan halterna bestämmas.

B1.15 Induktivt kopplad plasmaskpektroskopi (ICP)

ICP bygger på principen att en exciterad atom emitterar strålning med diskreta våglängder vilka är specifika för varje ämne. Ämnena i en provlösning atomiseras och exciteras i ett induktivt kopplat plasma. När atomerna går tillbaka till grundnivån sänds strålning ut med en viss våglängd. Intensiteten hos denna strålning mäts och jämförs med resultat från kalibreringslösningar med kända koncentrationer. Halter för flera metaller kan bestämmas samtidigt. Det finns olika metoder för att analysera strålningen, t.ex. ICP-AES (atomic emission spectroscopy) och ICP-OES (optical emission spectrometry). Man kan också koppla en masspektrometer till utloppet från ICP (ICP-MS).

B1.16 Fotoelektrisk aerosolsensor (PAS)

För bestämning av PAH används en lampa för UV-ljus med ett smalt frekvensband, anpassat så att de aerosoler som är täckta av PAH blir joniserade. Andra aerosoler och gasmolekyler förblir neutrala. Aerosolerna med PAH emitterar elektroner och blir positivt laddade. Dessa positivt laddade partiklarna samlas på ett filter i en elektrometer där den resulterande elektriska strömmen är proportionell mot den totala koncentrationen av partikelbunden PAH. Signalen beror på partikelstorlek, laddning och PAH-fördelning på partiklarna, med andra ord beror signalen på vilken källa partiklarna kommer från. Detta gör kalibreringen avancerad och metoden mindre noggrann än den totala, medelvärdesbildande metoden som beskrivs i avsnitt B1.13. PAS kan emellertid ge intressant information om PAH-toppar under transienta förlopp, vilket bränder ofta är. Instrumentet ger tidsupplöst information.

