

Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt Avfallsförordningen

Peter Adler, ÅF Energi & Miljö AB, Jan-Erik Haglund, Söderenergi AB och Rolf Sjöblom, Tekedo AB

Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt Avfallsförordningen

Guidance for classification of residues from com- bustion and incineration in accordance with the Swedish ordinance for waste

Peter Adler, ÅF Energi & Miljö AB,
Jan-Erik Haglund, Söderenergi AB och
Rolf Sjöblom, Tekedo AB

Projektnummer Q4-142

Förord

Den 1 januari 2002 infördes den nya Avfallsförordningen (SFS 2001:1063) i Sverige. Förordningen utgör den Svenska implementeringen av olika EU-direktiv på avfallsområdet. Den nya Avfallsförordningen skiljer sig på väsentliga punkter från äldre lagstiftning. En av skillnaderna är att reglerna för hur avfall skall klassificeras som farligt eller icke-farligt har ändrats.

De nya reglerna för klassificering av avfall baserar sig på bestämmelser som finns i kemikalielagstiftningen och som har visat sig mycket svåra att tillämpa på ett fullständigt sätt för avfall. Denna problematik gäller bland annat askor från energi- och avfallsförbränningsanläggningar. Problemen vid klassificering av avfall förstärks dessutom ytterligare av att anvisningar saknas för hur vissa delar av Avfallsförordningen skall tolkas.

Klassificering av förbränningsrester har mycket stor administrativ och praktisk betydelse för hanteringen av avfallet, t ex vid transport, materialanvändning och deponering.

För att klara ut osäkerheten kring klassificering av förbränningsrester har Värmeforsk, i samråd med Naturvårdsverket, tagit initiativ till det utredningsarbete och det förslag till förenklad metodik för klassificering av förbränningsrester som redovisas i denna rapport. Naturvårdsverket har också bidragit till finansiering av projektet.

Arbetet har utförts av en projektgrupp bestående av Jan-Erik Haglund, projektledare, Söderenergi AB; Rolf Sjöblom, Tekedo AB; och Peter Adler, ÅF Energi & Miljö AB. Helen Mikaelsson, ÅF Energi & Miljö AB har också lämnat värdefulla synpunkter på rapporten. Referensgrupp till projektet har utgjorts av Jan Christiansson, Naturvårdsverket; Anders Kihl, Ragn-Sells AB; Gunnel Klingberg, RVF; och Margareta Lundberg, Kvaerner Pulping.

Stockholm mars 2004

Abstract

En ny Avfallsförordning började gälla den 1 januari 2002. I förordningen finns regler om klassificering av avfall, som farligt respektive icke-farligt. Reglerna har i praktiken visat sig svåra att följa bl a för klassificering av förbränningsrester. I rapporten utvecklas och redovisas ett förslag till en förenklad metodik för klassificering av förbränningsrester från energi- och avfallsförbränningsanläggningar.

Sammanfattning

En ny Avfallsförordning (2001:1063) trädde i kraft i Sverige den första januari år 2002 och ersatte de tidigare gällande Renhållningsförordningen och Förordningen om farligt avfall. Avfallsförordningen baseras på vissa EU-direktiv och innehåller bl. a nya regler för hur vissa avfall skall klassificeras som farligt respektive icke-farligt avfall.

Klassificeringen för avfallet skall i många fall nu göras utifrån ett antal egenskaper, H1 – H14, för att avgöra om ett avfall ”*innehåller farliga ämnen*” eller inte. De nya reglerna baseras på det regelverk som finns för kemiska ämnen och beredningar.

Det har i praktiken visat sig att reglerna om klassificering är mycket svåra eller omöjliga att följa för komplexa avfall, som t ex förbränningsrester från energi- och avfallsförbränningsanläggningar. Detta beror främst på att ett mycket stort antal (1000-tals) ämnen måste undersökas i en förbränningsrest för att bedömningen enligt hälsofarlighetsegenskaperna (H4 – H8 och H10 – H11) ska kunna ske på ett korrekt sätt. Vidare saknas kriterier i Avfallsförordningen för bedömning av farlighet för vissa av de egenskaper som ska undersökas, nämligen H13 (kan ge upphov till annat farligt ämne, t ex lakvätska) och H14 (miljöfarligt). Slutligen finns betydande skillnader mellan Avfallsförordningen och Kemikalieinspektionens föreskrifter, på vilka reglerna i Avfallsförordningen baseras, vilket leder till frågetecken och osäkerheter vid klassificeringen.

I denna rapport utvecklas och redovisas en förenklad metod för klassificering av förbränningsrester från energi- och avfallsförbränningsanläggningar. Metoden skall vara praktiskt genomförbar utan att ge avkall på miljö- och hälsoskyddsintressena. Som en del i detta arbete redovisas i kapitel 3 uppgifter om innehåll och omvandling av kemiska ämnen i olika typer av askor. I kapitel 4 redovisas den lagstiftning som styr klassificeringen av avfall och i kapitel 5 beskrivs erfarenheter av genomförandet av aktuella EU-direktiv i andra europeiska länder. I kapitel 6 diskuteras och redovisas hur vissa skillnader mellan avfalls- och kemikalielagstiftningen bör hanteras.

Den förenklade metod som föreslås i kapitel 7 innebär att:

- Referenssubstanser för oorganiska och organiska ämnen i förbränningsresterna används som underlag för klassningen enligt egenskaperna H4 – H8 och H10 – H11. Detta innebär ett mycket kraftigt reducerat analysbehov. Referenssubstanserna har valts pessimistiskt för att inte leda till underskattning av askornas egenskaper med avseende på farlighet för hälsa och miljö.
- Huvudprinciperna i kemikalielagstiftningen bl a vad gäller viktning av egenskaper tillämpas.
- Egenskapen H13 avgörs av klassificeringen för egenskaperna H4 – H8 och H10 – H11.
- Egenskapen H14 bestäms baserat på reglerna för miljöfarlighet i kemikalielagstiftningen.

Praktiskt innebär den förenklade metodiken i normalfallet att förbränningsrester analyseras med avseende på 15 stycken metaller/grundämnen och fyra organsiska ämnesgrupper. Farligheten bedöms sedan med hjälp av räknesceman och befintliga kemikaliedatabaser. En förutsättning för att tillämpa den förenklade metodiken är normalt att förbränningsresterna, i något led, befuktats.

Rapporten avslutas i kapitel 8 med en redovisning av gången för klassificering enligt den förenklade metoden och ett exempel på klassificering av en specifik förbränningsrest.

Nyckelord: Avfallsförordningen, Klassificering, farligt avfall, förbränningsanläggningar, förbränningsrester

Summary

A new ordinance for waste came into force in Sweden on the first of January 2002. Simultaneously, it replaced some previous ordinances. The new ordinance is based on certain EU directives and contains amongst other things new rules regarding how certain streams of waste are to be classified into hazardous waste and non-hazardous waste. In a number of cases, the classification is to be made according to whether or not the waste possesses one or more of a number of properties H1 – H14, i.e. if the waste contains hazardous substances. The new rules are based on the regulation that exists for chemical substances and preparations.

When attempts have been made to use these new rules in practice – e.g. for residues from incineration and combustion – it has become apparent that they are very difficult or even impossible to apply. The primary reason for this is that the residues contain a very large number (thousands) of substances which would have to be analysed and for which the hazard would have to be assessed correctly in accordance with the criteria for the properties (H4 – H8 and H10 – H11). Furthermore, some of the properties listed in the ordinance for waste lack criteria for assessment of hazard. These are H13 (can give rise to another substance which may be hazardous, e.g. leachate) and H14 (hazardous to the environment). Moreover, there are significant differences between the Ordinance of waste and the regulation of the National Chemicals Inspectorate. It is on the latter that the rules in the Ordinance of waste are based, and this is also the cause of many of the questions and of the uncertainties in the classification.

In the present report, a method is developed and described for classification of residues from combustion and incineration. The method is to be applicable in practice without compromising environmental and health aspects. As a part of the present work, a compilation of content and alteration of chemical substances in is carried out. In another chapter, the experience from implementation of European Union directives in other countries is described.

The proposed simplified method proposed in Chapter 7 implies the following:

- Reference substances are selected for different inorganic and organic chemical substances in the residues. These reference substances are utilised as a basis for the classification against the properties H4 – H8 and H10 – H11. This leads to a very substantially reduced need for analyses. The reference substances have been chosen in a conservative way so that the hazard for health and environment will not be underestimated.
- The main principles of the regulation on chemical products are applied, e.g. regarding weighting of the properties.
- The property H13 is assessed based on the properties H4 – H8 and H10 – H11.
- The property H14 is assessed based on the rules for environmental hazard in the regulations of the National Chemicals Inspectorate.

In practice the simplified methodology in a normal practical case amounts to an assessment with respect to 15 metallic elements and four groups of organic substances. The degree of hazardousness is then figured based on certain schedules together with levels provided in available chemical data bases. One prerequisite for the application of the simplified methodology is that the residues at some point are contacted with water.

In the end of the report (Chapter 8), the procedure for classification according to the simplified method is described and an example is given of a classification on a specific residue from combustion.

Key words: Ordinance for waste, classification, hazardous waste, incineration, combustion, residue.

Innehållsförteckning

1	<u>BAKGRUND</u>	1
2	<u>SYFTE</u>	2
3	<u>ASKORS KEMI</u>	4
	<u>3.1 INLEDNING</u>	4
	<u>3.2 BRÄNSLEN</u>	4
	<u>3.3 FÖRBRÄNNINGSANLÄGGNINGAR</u>	5
	<u>3.4 KEMISK SAMMANSÄTTNING</u>	5
	<u>3.5 BILDNING OCH FÖRDELNING AV ÄMNER UNDER FÖRBRÄNNINGSPROCESSEN</u>	8
	<u>3.6 ÅLDINGS- OCH MOGNADSPROCESSER</u>	9
4	<u>LAGSTIFTNING OM KLASSIFICERING AV AVFALL</u>	13
	<u>4.1 FARLIGT AVFALL OCH AVFALL MED DUBBLA INGÅNGAR</u>	13
	<u>4.2 EGENSKAPER SOM HAR KVANTIFIERADE KRITERIER</u>	14
	<u>4.3 EGENSKAPER SOM SAKNAR KVANTIFIERADE KRITERIER</u>	17
	<u>4.4 PROBLEM OCH OKLARHETER VID KLASSIFICERING AV ASKOR</u>	18
5	<u>OMVÄRLDSANALYS</u>	19
	<u>5.1 FINLAND</u>	19
	<u>5.2 ENGLAND, NORDIRLAND OCH SKOTTLAND</u>	19
	<u>5.3 ÖSTERRIKE</u>	20
6	<u>GENERELL UTVECKLING AV KRITERIERNA FÖR KLASSIFICERING</u>	24
	<u>6.1 KOPPLINGAR MELLAN KEMIKALIELAGSTIFTNING OCH AVFALLSFÖRORDNINGEN</u>	24
	<u>6.2 EKOTOXICITET (EGENSKAP H14)</u>	28
	<u>6.3 ÄMNE SOM KAN GE UPPHOV TILL ANNAT ÄMNE (H13)</u>	33
7	<u>FÖRENKLAD METODIK FÖR KLASSNING AV FÖRBRÄNNINGSRESTER</u>	35
	<u>7.1 BESTÄMNING AV INNEHÅLL AV HÄLSO- OCH MILJÖFARLIGA ÄMNER</u>	35
	<u>7.2 REFERENSSUBSTANSER FÖR OORGANISKA ÄMNER</u>	36
	<u>7.3 UNDERSÖKNING AV ORGANISKA ÄMNER</u>	41
	<u>7.4 SÄRSKILT OM NÄR OLJA ANVÄNDS SOM STÖDBRÄNSLE</u>	41
8	<u>TILLÄMPNING AV DEN FÖRENKLADE METODIKEN FÖR KLASSNING AV FÖRBRÄNNINGSRESTER</u>	42
	<u>8.1 MÄTSTRATEGI, PROVTAGNING</u>	42
	<u>8.2 UTVÄRDERING AV EGENSKAPERNA H4 – H8 SAMT H10, H11 OCH H14</u>	44
	<u>8.3 EXEMPEL PÅ KLASSNING</u>	45
	<u>8.4 DISKUSSION</u>	46
9	<u>LITTERATURREFERENSER</u>	53

1 Bakgrund

Den 1 januari 2002 infördes en ny Avfallsförordning (SFS 2001:1063) i Sverige. Förordningen utgör den Svenska implementeringen av vissa EU-direktiv på avfallsområdet. Den nya Avfallsförordningen skiljer sig på väsentliga punkter från äldre lagstiftning. En av skillnaderna är att reglerna för hur avfall skall klassificeras som farligt eller icke-farligt har utvecklats. Denna klassificering har mycket stor administrativ och praktisk betydelse för hanteringen av avfallet, t ex vid transport, materialanvändning och deponering.

Tidigare angavs tydligt i förordningen om farligt avfall vilket avfall från olika verksamheter som var att betrakta som farligt avfall. För många avfallskategorier gäller detta fortfarande, men i ett stort antal fall måste nu en bedömning göras av om ett avfall ”*innehåller farliga ämnen*” eller inte eftersom detta är avgörande för hur avfallet skall klassificeras.

Det finns nu också motsvarande kriterier för vad som avgör om ett avfall innehåller ”farliga ämnen”. Dessa kriterier är baserade på reglerna för klassificering av farliga kemiska ämnen och beredningar. Fördelen med detta är att bedömningen av avfallet kan göras mera stringent. Kriterierna kan dock i praktiken vara komplicerade att tillämpa på många typer av avfall. För vissa av kriterierna saknas dessutom bedömningsgrunder i avfallslagstiftningen, vilket ytterligare försvårar klassificeringen.

Denna problematik gäller bland annat askor från energi- och avfallsförbränningsanläggningar. Värmeforsk har, i samråd med Naturvårdsverket, därför tagit initiativ till denna rapport.

2 Syfte

Syftet med denna rapport är att utveckla och redovisa förenklad och praktiskt användbar metodik för klassificering av förbränningsrester från energianläggningar enligt Avfallsförordningen.

Förbränningsrester utgör avfall. Avfallsförordningen gäller ”avfall och avfallets hantering”. Klassificeringen av förbränningsrester är således direkt styrande för hur dessa får hanteras enligt Avfallsförordningens bestämmelser om bl a insamling, rapportering och transport. Avfall kan antingen klassificeras som farligt avfall eller icke-farligt avfall, särskilda regler gäller för hantering av farligt avfall. Klassificeringen utgör därför ett led i processen för att bedöma om och hur specifika förbränningsrester bör deponeras eller om de i stället kan användas som en resurs, t ex i anläggningsarbeten av skilda slag. En praktiskt användbar klassificering ska bidra till en resursmässigt riktig hantering av förbränningsrester, utan att ge avkall på hälso- och miljöskyddsintressena.

De förbränningsrester som berörs är sådana som har genererats vid förbränning av avfall, returbränslen och andra bränslen samt sådana förbränningsrester som uppkommit till följd av samförbränning¹ av avfall och annat bränsle. Med avfall avses osorterat avfall från t ex hushåll och industrier och med returbränslen avses bränslen som framställts av kontrollerat avfall genom t ex källsortering, separering och förbehandling.

Förbränningsrester kan utgöras av:

- bottenaska/slagg
- pannaska
- flygaska
- avfall från rökgasrening

Förbränningsrester kan klassificeras antingen som farligt avfall eller som icke-farligt avfall beroende på deras innehåll av farliga ämnen. För vissa förbränningsrester anges direkt i förordningen om de ska klassificeras som farliga eller inte. För andra förbränningsrester avgörs klassificeringen av om resterna ”*innehåller farliga ämnen*” enligt ett antal kriterier som finns i Avfallsförordningen. Hur detta bör undersökas och tolkas redovisas i denna rapport.

Flyg- och pannaska från eldning med olja är definierad som farligt avfall enligt Avfallsförordningen. I rapporten redovisas hur detta bör tolkas i samband med förbränning av andra material, t ex biomasse-/avfallsbränsle, i de fall där olja används som stödbränsle.

¹ I denna rapport avses, om inte annat specifikt anges, med begreppet samförbränning en förbränning av avfalls/returbränslen tillsammans med andra bränslen i en förbränningsanläggning. Begreppet har också en specifik juridisk innebörd enligt Avfallsförordningen (2001:1063) och Förordningen (2002:1060) om avfallsförbränning.

I denna rapport:

- ges en översiktlig beskrivning av askors kemi
- beskrivs reglerna för att klassificera avfall som farligt eller inte
- diskuteras i generella termer hur reglerna för att klassificera avfall kan tolkas och vidareutvecklas
- diskuteras hur reglerna för att klassificera avfall kan tillämpas på ett realistiskt sätt för askor/förbränningsrester
- utvecklas och redovisas en förenklad metodik för att tillämpa reglerna specifikt på askor/förbränningsrester
- redovisas hur kemiska data kan utnyttjas för detta syfte

Det är vår förhoppning att metodiken i betydande delar kan vara tillämpbar även inom andra teknikområden där olika typer av sammansatta avfall produceras.

3 Askors kemi

I detta kapitel redovisas uppgifter om innehåll av olika ämnen i förbränningsrester och de kemiska omvandlingar som sker när förbränningsrester utsätts för fukt och åldring. Denna kunskapssammanställning ligger till grund för den förenklade metodiken för klassificering av förbränningsrester som redovisas i kapitel 7. Genomgången om askors kemi liksom analysen i kapitel 7 baserar sig på informationssökning och genomgång av ett stort antal referenser [1-59].

3.1 Inledning

Den kemiska och fysikaliska miljön i aska styrs av de ämnen som förekommer i de högsta halterna. Det är emellertid ämnen som förekommer i lägre halter som har den största potentialen att åstadkomma skada på hälsa och miljö. Förutsättningarna för skada beror således av båda grupperna av ämnen.

I det följande redovisas vissa generella uppgifter och företeelser rörande askors kemi. I det enskilda fallet måste det emellertid vara de aktuella förhållandena som utgör utgångspunkten för analysen. Däremot kan en mera generell genomgång illustrera principer och metodik för det specifika fallet.

3.2 Bränslen

Osorterat hushållsavfall kan innehålla följande komponenter: papper, metall, plast, trädgårdsavfall, matavfall, textilier, glas, trä, läder, gummi och övrigt. Icke-branschspecifikt industriavfall innehåller i huvudsak samma komponenter men i varierande andelar. Dessutom kan felsorterat material ingå, t ex elektriska och elektroniska komponenter. Inte sällan har vissa ingående delar eller felsorterat avfall stor betydelse för eventuell förekomst av potentiellt miljöstörande ämnen.

Bränslen vid samförbränning innehåller inte sällan jungfruligt bränsle såsom torv och/eller bark, samt returbränslen framställda av sorterat byggavfall, papper, kartong, plast, gummi med mera.

Ett viktigt ämne är klor som kan förekomma i förhöjd halt i vissa returbränslen och i hushållsavfall. Som beskrivs närmare nedan har detta ämne stor betydelse för fraktioneringsprocessen under förbränningen samt för bildningen av dioxin. Klor förekommer framförallt i PVC-plast (polyvinylklorid), målat trä och matrester [1].

Även svavel kan förekomma i förhöjda halter i returbränslen, framförallt i sorterat byggavfall som innehåller gipsskivor samt i vissa gummiavfall, t ex bildäck [1].

Ingående metallskrot frånskiljs i dag i stor utsträckning i returbränslen medan praxis varierar vid förbränning av osorterat avfall.

De viktigaste potentiella hälso- och miljöstörande grundämnen som kan förekomma i returbränslen och osorterade avfallsbränslen är:

- *Zink*. Kan förekomma i hög halt men har låg potential för miljöstörning. Zink ingår bland annat i gummi, färg (kan ingå i alla kulörer) och galvaniserad plåt.
- *Bly*. Ingår bland annat i äldre typer av färg samt i batterier och glödlampor.
- *Arsenik*. Förekommer bland annat i felsorterat äldre tryckimpregnerat trä.
- *Koppar*. Förekommer som metallisk koppar och ingår i träimpregnering.
- *Krom*. Finns i låga halter i läder samt i vissa fall i träimpregneringsmedel.
- *Barium*. Används som vitmedel för papper i form av bariumsulfat [1].

Ämnen av intresse i hushållsavfall är i första hand arsenik, kvicksilver, kadmium, bly, krom, koppar, nickel och zink.

3.3 Förbränningsanläggningar

I Sverige sker förbränning av avfall och returbränslen i rosterpannor och i fluidbäddpannor.

I en rosterpanna uppkommer huvuddelen av askan i form av bottenaska (slagg). I en fluidbäddpanna blir andelen bottenaska/cyklonaska lägre.

I alla panntyper kan aska frånskiljas i form av flygaska från elektrofilter eller från slangfilter. Även rökgasreningsprodukt fångas inte sällan upp med hjälp av slangfilter. Om våt rökgasrening tillämpas uppkommer ett slam från denna. I resterna från rökgasreningen reagerar bränslets innehåll av svavel och klor med släckt kalk varvid kalciumsulfat och kalciumklorid bildas.

Bottenaska, elektrofilteraska och slangfilteraska uppkommer i torr form men tas ibland ut i fuktig eller våt form, bland annat för att undvika damning. Från rosterpannor tas emellertid bottenaska alltid ut i våt form eftersom den släcks med vatten i samband med utmatningen. Den dränerar dock väl. Rökgasreningsprodukt kan uppkomma såväl i torr som våt form beroende på typen av rökgasrening.

Fuktförhållandena liksom eventuell blandning av olika askfraktioner har betydelse för vilka åldrings- och mognadsreaktioner som sker i askan sedan de transporterats iväg från förbränningsanläggningen.

3.4 Kemisk sammansättning

De grundämnen som ingår i aska kommer från bränslet samt i viss mån också från släckt kalk som tillsätts i rökgasreningen. I vissa askor ingår även ammoniak som har tillsatts i förbränningsanläggningen för att reducera utsläppen av kväveoxider till luft.

Halten aska i rena biobränslen varierar från mindre än en procent i stamved till ca fem procent i GROT (grenar och toppar). Askhalten i träfraktioner av returbränslen är vanligen högre än dessa värden på grund av förekomst av färg, gips, metall m m.

Huvudelementen i rena träaskor visas i Tabell 1 [2]. Det bör noteras att sammansättningen varierar mycket kraftigt mellan de olika proverna.

Tabell 1. Huvudelement i träaskor från förbränningsanläggningar i Finland och Sverige, viktsprocent.

Table 1. Major elements in wood ashes from combustion plants in Finland and Sweden, weight percent.

Ämne	Medianvärde	Minimum	Maximum	Antal prover
Kalcium	17,0	1,4	54,9	156
Magnesium	1,9	0,0	6,7	154
Kalium	4,2	0,7	15,0	156
Fosfor	0,9	0,1	2,7	155
Natrium	0,7	0,1	3,6	129
Aluminium	1,4	0,0	6,8	128
Järn	1,0	0,0	9,5	147
Mangan	1,2	0,2	2,8	146
Kisel	7,6	0,2	31,0	127
Svavel	0,5	0,0	6,5	121

Halterna av ämnen som förekommer i mindre andelar varierar i allmänhet mer än huvudelementen. I Tabell 2 visas askdata för returträflis och skogsbränslen.

Tabell 2. Halter av huvudämnen och ämnen som förekommer i mindre andelar i aska från returträflis (RT) och skogsbränsle (SB), från [1].

Table 2. Content of major and minor elements in recycled wood fuel (RT) and forest residues (SB), from [1].

		Returträflis			Skogsbränsle		
		Medel- värde	Standard- avvikelse	Antalet analyser	Medel- värde	Standard- avvikelse	Antalet analyser
K	g/kg TS	1,16	0,6	32	1,50	0,5	11
Cl	g/kg TS	0,64	0,6	47	0,21	0,07	13
Na	g/kg TS	0,67	0,3	32	0,28	0,19	11
S	g/kg TS	0,79	0,8	47	0,38	0,13	16
Zn	g/kg TS	0,35	0,26	51	0,089	0,07	19
Pb	g/kg TS	0,072	0,08	50	0,007	0,08	14
As	mg/kg TS	21	20	47	1,4	1,6	17
Cu	mg/kg TS	32	32	42	7,5	6,5	10
Cr	mg/kg TS	41	32	45	10	8,4	12
Ni	mg/kg TS	5,9	5,3	43	4,1	3,9	12
Co	mg/kg TS	1,3	0,81	26	0,49	0,19	5
Cd	mg/kg TS	0,67	0,55	35	0,43	0,23	12
Hg	mg/kg TS	0,23	0,29	44	0,092	0,08	11

Svenska Renhållningsverksföreningen har låtit sammanställa sammansättningar av

huvudelement och ämnen som förekommer i lägre halter i bottenaskor från olika anläggningar för förbränning av hushållsavfall i Sverige, resultatet redovisas i Tabell 3 och 4. Som framgår av tabellerna är variationerna relativt stora även i dessa fall.

Tabell 3. Huvudelement i bottenaskor från några svenska förbränningsanläggningar för hushållsavfall, viktsprocent.

Table 3. Major elements in bottom ashes from a few plants for combustion of domestic waste in Sweden, weight percent. Median value and interval for 95 % confidence.

Ämne	Bottenaska	
	Medel-värde	Variationsbredd för 95 % konfidens
Kalcium	9,6	6,5 – 28
Magnesium	1,2	0,74 – 2,9
Kalium	1,2	0,57 – 4,6
Fosfor	0,47	0,21 – 0,96
Natrium	3,1	1,8 – 5,2
Aluminium	5,6	4,7 – 6,8
Järn	6,9	4,2 – 10,2
Mangan	0,12	0,060 – 0,47
Kisel	21	11,5 – 27
Titan	0,66	0,24 – 0,79

Tabell 4. Element som förekommer i lägre halter askor från några svenska förbränningsanläggningar för hushållsavfall, mg/kg.

Table 4. Minor elements in ashes from a few plants for combustion of domestic waste in Sweden, mg/kg. Median value and interval for 95 % confidence.

Ämne	Bottenaska	
	Medel-värde	Variationsbredd för 95 % konfidens
Kadmium	7,62	2,00 – 24,4
Krom	495	30,0 – 1 100
Koppar	4 245	1 100 – 15 400
Nickel	289	33 – 925
Bly	1 280	180 – 3 120
Zink	3 480	1 482 – 8 460

Ytterligare uppgifter om asksammansättningar återfinns i [3-12].

Beträffande förekomst av organiska ämnen, se avsnitt 3.5.2.

3.5 Bildning och fördelning av ämnen under förbränningsprocessen

3.5.1 Oorganiska ämnen

Beskrivningar av bildning och fördelning av oorganiska ämnen under förbränningsprocessen finns publicerade i bland annat referenserna [3-4,14-16,17-22].

Ur askbildningssynpunkt kan förbränningsprocessen i hög grad liknas vid en fraktionerad kondensation. Detta innebär att de ämnen som har den högsta kokpunkten, dvs de flesta oxider utom alkalioxiderna, bildar aska först. De senare dvs i första hand oxider av kalium och natrium samt klorider av natrium, kalium, zink, kadmium och bly återfinns anrikade i flygaskan. Detta gäller också arsenik och antimon samt kvicksilver. Kviksilver kan uppträda i så flyktig form att det inte kondenserar alls.

I motsvarande grad blir bottenaskan utarmad med avseende på dessa ämnen. Beroende på betingelserna kan dock avsevärda andelar av ingående natrium, kalium och zink samt framförallt kalcium hamna i bottenaskan.

Det har tidigare nämnts att det svavel som finns i rökgasen fångas upp i rökgasreningen med hjälp av uppslammad släckt kalk (kalciumhydroxid) och bildar gips. Gipsbildningen sker ej omedelbart; först bildas kalciumsulfid som inom loppet av ett antal timmar oxideras till kalciumsulfat.

Även klor som finns i rökgasen i form av saltsyra binds till kalken och bildar kalciumklorid.

3.5.2 Organiska ämnen

De viktigaste organiska ämnena att ta hänsyn till i förbränningsrester ur hälso- och miljösynpunkt är dioxiner och polyaromatiska kolväten (PAH).

Det har länge varit känt att bildningen av dioxin kan relateras till vissa temperaturer och uppehållstider. Denna slutsats har bekräftats i en avhandling som kom ut 1999 [23]. Med uttrycket "dioxiner" menas mer stringent uttryckt polyklorerade dibenso-p-dioxiner och dibensofuraner, PCDD/PCDF. Halter av dessa ämnen brukar normalt beräknas som I-TEQ, internationella TCDD-ekvivalenter. Totalt sett finns 210 olika klorerade dibensodioxiner och dibensofuraner, varav 17 stycken i varierande grad har klassificerats som giftiga. Det är dessa 17 som ingår i begrepet I-TEQ. För att få fram en värdering av den totala toxiciteten av dioxiner görs en viktad summering av de olika ämnena, beroende på hur toxiska de är. Som bas för viktningen tas den mest toxiska formen, som heter 2,3,7,8-TCDD. De andra ämnena adderas på med viktningfaktorer lägre än 1, ner till 0,001. Dioxinhalten enligt Eadon, en äldre beräkningsmodell, brukar vara ungefär den samma som I-TEQ.

Dioxiner som innehåller brom kan också förekomma. Man har dock hittills inte kunnat identifiera några bromerade dioxiner vid termiska processer. Däremot har blandade dioxiner som är både bromerade och klorerade återfunnits, dock i halter på mindre än en tiondel av de klorerade dioxinerna. Det kan också noteras att försök har visat att ned

brytningshastigheten för bromerade dioxiner i naturen är snabbare än för de klorerade dioxinerna. Sammanfattningsvis finns det inte anledning att befara att bromerade eller blandat bromerade/klorerade dioxiner utgör ett väsentligt tillskott i askors farlighet jämfört med de klorerade dioxinerna.

Svenska Renhållningsverksföreningen har nyligen gett ut en rapport om dioxin [13]. I denna redovisas förekomst av dioxin i rester från rökgasrening från 21 anläggningar för förbränning av hushållsavfall. Halterna varierar i intervallet 0,1 – 18 milligram per ton (räknat som I-TEQ). I bottenaska är halten i medeltal högst en tiondel av den i rester från rökgasreningen.

Polyaromatiska kolväten (PAH) brukar ofta mätas som PAH-16 enligt USEPA, d v s det amerikanska Naturvårdsverkets standardpaket av 16 vanliga PAH. Sju av dessa 16 PAH-species är cancerogena. Halten av vissa metylerade termiskt bildade PAH kan vara lika stora eller något större än halten av samma PAH utan metylgrupper.

Förekomst av PAH är vanligen relaterad till andelen oförbränt i askan. Det bör dock understrykas att endast en liten del av det oförbrända i askan utgörs av PAH. Utbränningen av bränslet är normalt mycket högre i fluidbäddpannor jämfört med rosterpannor vilket innebär att de förra ofta har mycket låga halter PAH i askan. Mätningar av PAH i askor finns redovisade i referenserna [24] och [25] och några data från [24] återges i Tabell 5 nedan.

Tabell 5. *Innehållet av polyaromatiska kolväten i tre typer av askor.*

Table 5. *The content of polyaromatic hydrocarbons in three types of ashes.*

mg/kg	Bottenaska från förbränning av hushållsavfall i rosterpanna	Aska från förbränning av biobränsle i rosterpanna. 50 % åldrad bottenaska, 50 % färsk flygaska	Aska från förbränning av lika delar trä och torv samt liten mängd returträ i rosterpanna
16 USEPA-PAH	0,48 – 3,6	58 - 77	0,14 – 4,5
7 cancerogen PAH av 16 USEPA-PAH	0,09 – 0,44	7,1 - 11	< 0,003 – 0,69

3.6 Åldrings- och mognadsprocesser

Beskrivningar av de processer som innebär ombildningar i aska återfinns bl a i [9-12,21,26-43].

Den torra aska som genereras under askbildningsprocessen ändras till en del relativt snabbt när den kommer i kontakt med vatten. Många oxider bildar hydroxider, t ex oxider av kalcium och magnesium, eller oxisyror, t ex arsenik-V och krom-VI. Silikater och aluminater av framförallt kalcium reagerar delvis och bildar också hydratiserade reaktionsprodukter [26,39,44].

I de flesta askor finns det ett överskott av kalciumoxid vilket ger sig till känna i form av ett högt pH-värde (ca 12) och en hög buffertkapacitet. Det senare innebär att det går åt mycket syra för att reducera pH till neutrala värden. Det är kalciumoxidens begränsade löslighet i porvattnet som styr dessa processer vid t ex öppen uppläggning.

Vid kontakt med vatten – t ex i samband med befuktning eller öppen uppläggning av askor - hydratiseras vissa av de klorider som bildats i pannan. Detta leder till relativt snabba omlagringar så att de ursprungliga kloriderna övergår till hydroxid och det klor som blir över bildar i stället klorid med alkalimetall. Till exempel omlagras zinkklorid som bildats primärt i pannan till zinkoxid och i stället bildar förekommande natrium- och kaliumhydroxid motsvarande klorid. Eventuellt föreligger klor även som kalcium- och magnesiumklorid. Alla dessa klorider är lösliga och lakas därför ut relativt lätt.

Därnäst i löslighet av huvudkomponenterna är den nyss nämnda kalciumhydroxiden; ännu något mindre löslig är gips (kalciumsulfat). Lösligheten för gips är dock mycket låg så länge kalciumjonkoncentrationen styrs av löslighetsprodukten för kalciumhydroxid.

Genom bildningssättet i pannanläggningen (rökgasreningen, jfr ovan) binds förekommande svavel till kalcium i form av kalciumsulfat. Även efter omlagring föreligger ofta huvuddelen av svavlet bundet på detta sätt. Vissa sulfater är mera svårösliga än kalciumsulfat och bildas därför genom omlagring. Som exempel på detta kan nämnas bildning av bariumsulfat och bly(II)sulfat.

Lösligheten för kiseldioxid och i viss mån även aluminiumoxid i vatten ökar mycket kraftigt med ökat pH. Vid de höga pH-värden som bildas vid överskott av kalciumhydroxid sker därför en upplösning av dessa oxider och en bildning av olika silikater och aluminater [9-10,12,26].

En viktig ”bieffekt” av omlagringarna uppkommer när de nybildade faserna kan ha variabel sammansättning. I en viss given fas kan då andra ämnen lagras in. Systemet utgör då en sänka för sådana ämnen. Som exempel på detta kan nämnas inlagring av kromatjoner i sulfatfällningar (bariumsulfat och kalciumsulfat) vilket kan ge en mycket kraftigt sänkt halt av kromat i lakvatten (detta fenomen diskuteras vidare i avsnitt 7.2.2).

När en färsk aska kontaktas med vatten blir redoxpotentialen i porvattnet ofta låg (d v s miljön är reducerande). I första hand beror redoxpotentialen av fullständigheten i förbränningen. Denna varierar mycket starkt mellan olika panntyper och pannanläggningar. Mest fullständig förbränning erhålls i nya fluidbäddpannor. Redoxpotentialen styrs vidare av att redoxjämvikter vid hög temperatur låses när askan svalnar. Oftast kan ämnen som kan bilda oxider med olika oxidationstal ta upp mera syre vid låg temperatur jämfört med hög.

En aska som fuktats och som har tillgång till luft tar därför upp syre vilket leder till

ökning av oxidationstal och minskad alkalinitet. Samtidigt kan vissa organiska ämnen samt metalliska ämnen också oxideras. I alkalisk miljö oxideras aluminiumfolie av vatten varvid vätgas avgår.

Den höga alkaliniteten hos askan innebär att den är benägen att ta upp koldioxid från luften och bilda karbonater, t ex kalciumkarbonat (som är mindre löslig än kalciumsulfat och kalciumhydroxid). Reaktionen går snabbt om askan är fuktig men inte vattenmättad². Under i övrigt gynnsamma förhållanden styrs karbonatiseringshastigheten sannolikt av luftflödet eftersom luft bara innehåller ca 0,03 volymprocent koldioxid.

I praktiken krävs följande förhållanden i ett upplag för att aska skall karbonatiseras:

- Askan skall vara fuktig
- Askan skall vara dränerad
- Askan skall ha en sådan gradering att luften får fritt tillträde
- Askan skall läggas upp på ett sådant sätt att luften får fritt tillträde

Eftersom syrgashalten i luft är uppemot tre tiopotenser högre än halten koldioxid sker luftoxidation mycket snabbare än karbonatisering.

Porvattnet hos fullständigt karbonatiserad aska uppvisar en neutral reaktion, d v s pH-värdet ligger omkring 7.

Vid ”tät” uppläggningar kan vissa asksammansättningar ändå ge upphov till ett sänkt pH-värde i porvattnet. Den kalciumhydroxid som bildas primärt kan nämligen reagera med förekommande oxider av kisel och aluminium och bilda silikater och aluminater [9].

Sådana sänkningar av pH-värdet innebär att lösligheterna för olika ämnen förändras. Vissa hydroxider och oxider som tidigare var svårlösliga³ kan gå i lösning. Detta gäller sådana ämnen som kan bilda anjoner i vattenlösning t ex krom, antimon, vanadin och arsenik, särskilt när dessa grundämnen förekommer vid höga oxidationstal. Denna effekt motverkas emellertid av att karbonatiseringen innebär att materialet blir tätare varför nettoeffekten inte utan vidare kan avgöras. Effekten av karbonatisering har nyligen belysts i en doktorsavhandling [38].

Oavsett dessa kemiska reaktioner sker det en strukturell omlagring. Denna innebär att ämnen med begränsad löslighet går i lösning för att sedan falla ut i områden som är särskilt gynnsamma för detta. Denna effekt är till exempel mycket påtaglig för kalciumhydroxid som har en tillräckligt hög löslighet för att lösas upp och fällas ut lokalt, men för låg löslighet för att inom mätbar tid lakas ut ur en större ansamling material. Feno

² Tillförseln av koldioxid begränsas av en kombination av diffusion och konvektion. Båda dessa typer av transport går snabbare i gasfas jämfört med vätskefas. Därför går reaktionen med luftens koldioxid långsamt när askan är vattenmättad och ingen diffusion i gasfas kan ske. Om askan är torr går reaktionen också långsammare eftersom närvaro av fukt katalyserar bildningen av kalciumkarbonat.

³ De har då ofta varit bundna som svårlösliga kalciumföreningar vid höga pH-värden.

menet kallas kemisk sintring och leder till en stor ökning av hållfastheten samt en ökad täthet hos strukturen gentemot vattengenomströmning och utlakning. Det är denna kemiska sintring som ger möjlighet till inlagring av ämnen i faser med variabel sammansättning, jfr ovan.

Ibland uteblir dock den hållfasthetsökning som förväntas till följd av hydratisering, nykristallisation och omlagring. Inte sällan erhålls en god bindning initialt, men ett sönderfall till pulver i ett senare skede. Sådana effekter kan relateras till utveckling av nya faser som tar upp ett större utrymme jämfört med de gamla. Ökningen beror av att vatten tas upp från omgivningen. Exempel på sådana reaktioner och ämnen är bildning av kalciumhydroxid och magnesiumhydroxid samt av ettringit (med högt innehåll av sulfatjoner).

Det bör påpekas att det ovan angivna mönstret är det generella. Eftersom det finns påtagliga variationer i kemisk sammansättning hos olika askor återspeglas detta också i egenskaperna. Om det exempelvis finns mer klor än vad som svarar mot summan av natrium och kalium (stökiometriskt sett) så sker inte den hydratisering som redovisas ovan för övergångsmetaller fullständigt. Höga kloridhalter kan förekomma i rökgas-reningsprodukt om kloridhaltigt bränsle eldas.

Dioxiner är svårslösliga och relativt svårnedbrytbara. Risken för utlakning är liten såvida inte lakvattnet innehåller tensider och liknande. Trots svårslösligheten kan ändå dioxin-innehållande material transporteras bort om lakvattnet innehåller små partiklar på vilka dioxinmolekyler kan fastna. Enligt [13] bryts dioxiner ner biologiskt med en halveringstid på ca ett par år om luft och vatten samt mikroorganismer finns närvarande. I aska är halveringstiden dock förmodligen betydligt längre, och styrs sannolikt av utvecklingen av mikrobiellt liv i askan. I nyss frilagd aska är denna låg och hindras eventuellt initialt av förhöjt pH-värde och förhöjd salthalt. Huruvida dioxiner kan tänkas läcka ut eller inte beror således på vilken mekanism som dominerar, utlakning eller mikrobiell nedbrytning. Några undersökningar som närmare beskriver denna ”konkurrens” har inte påträffats.

Polyaromatiska kolväten är också svårslösliga och inte lättnedbrytbara. Bilden är således förmodligen likartad jämfört med dioxiner.

4 Lagstiftning om klassificering av avfall

Avfall definieras i Miljöbalken som ”varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med”. Avfallskategorierna anges i Avfallsförordningen (SFS 2001:1063), i dess bilaga 1. I bilaga 2 till förordningen finns en förteckning över avfall som hör till kategorierna, det finns dock inget samband mellan bilagorna. Förteckningen i bilaga 2 är en gemensam lista för hela Europeiska Unionen och kallas ofta för EWC, European Waste Catalogue. Varje avfallsslag i EWC har en sexställig kod, där de två första siffrorna står för övergripande sektor, de två mellersta siffrorna representerar mer specifikt vilken slags verksamhet avfallet kommer ifrån, och de två sista identifierar det specifika avfallsslaget.

4.1 Farligt avfall och avfall med dubbla ingångar

Inom EWC definieras vissa avfallsslag entydigt som farligt avfall. Ett exempel är:

19 01 05* Filterkaka från rökgasrening (vid förbränning eller pyrolys av avfall).

De olika delarna av denna EWC-kod betyder följande:

19 för ”avfall från avfallshanteringsanläggningar, externa avloppsreningsverk och framställning av dricksvatten eller vatten för industriändamål”;

01 för ”avfall från förbränning eller pyrolys av avfall”;

05 för ”filterkaka från rökgasrening”;

* Att koden är försedd med asterisk innebär att den avser farligt avfall.

En del andra avfallsslag har så kallade dubbla ingångar i avfallslistan. Det gäller sådana avfallsslag som generellt bedöms kunna ibland vara farligt avfall, ibland inte. För dessa slags avfall måste en bedömning göras i varje enskilt fall för att klassificera avfallet som farligt eller inte. Det är framför allt avfall som har dubbla ingångar och som härrör från förbränning, vilka behandlas i denna rapport. De aktuella avfallsslagen återfinns i två verksamhetskategorier i EWC, nämligen:

10 01 Avfall från kraftverk och andra förbränningsanläggningar, och

19 01 Avfall från förbränning eller pyrolys av avfall.

Avfallsslagen är:

Rubrik: 10 01 Avfall från kraftverk och andra förbränningsanläggningar

10 01 14* Bottenaska, slagg och pannaska från samförbränning som innehåller farliga ämnen

10 01 15 Annan bottenaska, slagg och pannaska från samförbränning än den som anges i 10 01 14

10 01 16* Flygaska från samförbränning som innehåller farliga ämnen

10 01 17 Annan flygaska från samförbränning än den som anges i 10 01 16

10 01 18* Avfall från rökgasrening som innehåller farliga ämnen

10 01 19 Annat avfall från rökgasrening än det som anges i 10 01 05⁴, 10 01 07⁵ och 10 01 18

Rubrik: 19 01 Avfall från förbränning eller pyrolys av avfall

19 01 11* Bottenaska och slagg som innehåller farliga ämnen

19 01 12 Annan bottenaska och slagg än den som anges i 19 01 11

19 01 13* Flygaska som innehåller farliga ämnen

19 01 14 Annan flygaska än den som anges i 19 01 13

19 01 15* Pannaska som innehåller farliga ämnen

19 01 16 Annan pannaska än den som anges i 19 01 15

I inledningen till Avfallsförordningens bilaga 2 anges att med farligt ämne ”menas ett ämne som har klassificerats som farligt enligt direktiv 67/548/EEG och senare ändring av detta direktiv”. Vidare anges i bilaga 2 att ”Om en avfallstyp identifieras som farlig genom en specifik eller allmän hänvisning till farliga ämnen skall avfallet endast betraktas som farligt om det innehåller dessa ämnen i koncentrationer (dvs. viktprocent) som är så höga att avfallet uppvisar en eller flera av de egenskaper som anges i bilaga 3.”

Förordningens bilaga 3 ger vägledning för hur man ska tolka begreppet ”innehåller farliga ämnen”, dvs. vilka halter är så höga att avfallet ska anses uppvisa de farliga egenskaperna. Vägledningen grundar sig på reglerna för bedömning av om kemiska beredningar är farliga, alltså på EU:s kemikalielagstiftning. Vägledningen ges på en övergripande nivå för alla olika typer av avfallsslag med dubbla ingångar.

Egenskaperna som avgör om ett avfall är farligt eller inte finns i en lista på sammanlagt 14 olika egenskaper. Denna lista återfinns i Avfallsförordningens bilaga 3. För vissa av dessa egenskaper finns det kvantifierade kriterier i Avfallsförordningen. Dessa avhandlas i avsnitt 4.2. Andra kriterier har inte kvantifierade kriterier, men behöver ändå kunna hanteras på lämpligt sätt. Dessa avhandlas i avsnitt 4.3.

4.2 Egenskaper som har kvantifierade kriterier

För många av de farliga egenskaperna finns kvantifierade kriterier. Halkriterier för att klassa avfall som farligt avfall är i huvudsak desamma som används för att klassa och märka kemiska beredningar som farliga. Dessa kriterier är gemensamma för hela EU⁶, och återfinns i Sverige i Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 1994:12) om klassificering och märkning av kemiska produkter⁷. Egenskaperna och kriterierna anges i Tabell 6.

⁴ 10 01 05 Kalciumbaserat reaktionsavfall i fast form från rökgasavsvavling

⁵ 10 01 07 Kalciumbaserat reaktionsavfall i slamform från rökgasavsvavling

⁶ Europaparlamentets och Rådets direktiv 1999/45/EG om klassificering, förpackning och märkning av farliga preparat (ofta kallat helt enkelt ”preparatdirektivet”) samt senare ändringar av detta direktiv.

⁷ Varje hänvisning till KIFS 1994:12 syftar automatiskt på den senaste versionen, KIFS 2001:3.

Tabell 6. Faroegenskaper för avfall vilka har kvantifierade kriterier
Table 6. Hazardous properties of waste which have quantified criteria

Egenskap (Anm: begrepp från kemikalielagstiftningen förklaras omedelbart efter tabellen)	Kriterium: halt eller motsvarande	Egenskapens beteckning enligt Avfalls- förordningen ⁸
Brandfarlighet ⁹	Flampunkt ≤ 55°C	H3
Mycket giftiga ämnen (T+; R26, R27, R28, (R39)).	Sammanlagd halt: ≥ 0,1 %	H6
Giftiga ämnen (T; R23, R24, R25, (R39 R48)).	Sammanlagd halt: ≥ 3 %	H6
Hälsoskadliga ämnen (Xn; R20, R21, R22, (R48, R65, R68))	Sammanlagd halt: ≥ 25 %	H5
Starkt frätande ämnen (C R35).	Sammanlagd halt: ≥ 1 % (R35)	H8
Frätande ämnen (C R34).	Sammanlagd halt: ≥ 5 % (R34)	
Irriterande ämnen (Xi) som klassificeras som R 41.	Sammanlagd halt: 10 %	H4
Irriterande ämnen (Xi) som klassificeras som R36, R37 eller R38.	Sammanlagd halt: ≥ 20 %	
Cancerframkallande ämnen (T;; R45 eller R49; kategori 1 eller 2)	Halt av något enskilt ämne ≥ 0,1 %	H7
Cancerframkallande ämnen (Xn; R40; kategori 3)	Halt av något enskilt ämne ≥ 1 %	
Ämnen skadliga för fortplantningen (T; R60, R61; kategori 1 eller 2)	Halt av något enskilt ämne ≥ 0,5 %	H10
Ämnen skadliga för fortplantningen (Xn; R62, R63; kategori 3)	Halt av något enskilt ämne ≥ 5 %	
Mutagena ämnen (T; R46; kategori 1 eller 2)	Halt av något enskilt ämne ≥ 0,1 %	H11
Mutagena ämnen (Xn; R40; kategori 3)	Halt av något enskilt ämne ≥ 1 %	

⁸ Beteckningarna i Avfallsförordningen (dvs. EU's beteckningar) för farliga egenskaper är H1 till H14. Baselkonventionen för gränsöverskridande transporter och transporter av farligt gods har liknande beteckningar, H1 – H13, men beteckningarna betyder inte samma saker!

⁹ Flampunkt är inte relevant för askor.

I beskrivningen av egenskaper används en del beteckningar som hämtas från kemikalie-lagstiftningen, vilka förklaras nedan:

- Uttrycken mycket giftig, giftig, frätande, hälsoskadlig etc. anger övergripande egenskaper och kallas för ”faroklass” (det finns ett liknande, delvis överlappande begrepp, ”farobeteckning”, men denna avser märkningskrav på produkter och är inte relevant här).
- T+, T, C, Xn etc kallas ”farokoder” och är bokstavs-beteckningar motsvarande de olika faroklasserna/farobeteckningarna.
- De tal som inleds med ”R” är förkortningar för riskfraser och beskriver mer speci-fikt vilken faran är med ett ämne, exempelvis betyder R34 ”frätande” För samma faroklass kan de t ex ange olika exponeringsvägar för vilka ämnen har skadliga effekter (se Tabell 7). Notera att i Avfallsförordningens bilaga 3 kallas riskfraser för ”R-nummer”.
- Kategori 1, 2 och 3 är begrepp som används för CMR-ämnena (Cancerogena, Mutagena och Reproduktionstoxiska/skadliga för fortplantningen). Kategorierna kan lite förenklat beskrivas som:
 - Kategori 1: ämnen som är cancerogena, mutagena alternativt reproduktionstoxiska för människa,
 - Kategori 2: ämnen som skall betraktas som om de är dito,
 - Kategori 3: ämnen som möjligen är dito.

Sambandet mellan dessa olika uttryck och beteckningar ges i Bilaga 1 i KIFS 1994:12.

Tabell 7. Förteckning över riskfraser som förekommer i Tabell 6.

Table 7. A compilation of risk phrases which appear in Table 6.

Beteckning	Riskfras
R20	Farligt vid inandning
R21	Farligt vid hudkontakt
R22	Farligt vid förtäring
R23	Giftigt vid inandning
R24	Giftigt vid hudkontakt
R25	Giftigt vid förtäring
R26	Mycket giftigt vid inandning
R27	Mycket giftigt vid hudkontakt
R28	Mycket giftigt vid förtäring
R34	Frätande
R35	Starkt frätande
R36	Irriterar ögonen
R37	Irriterar andningsorganen
R38	Irriterar huden
R40	Möjlig risk för bestående hälsoskador
R41	Risk för allvarliga ögonskador
R45	Kan ge cancer

R46	Kan ge ärftliga genetiska skador
R49	Kan ge cancer vid inandning
R60	Kan ge nedsatt fortplantningsförmåga
R61	Kan ge fosterskador
R62	Möjlig risk för nedsatt fortplantningsförmåga
R63	Möjlig risk för fosterskador

Det har bedrivits ett stort internationellt arbete för att definiera riskfraserna, vilka kriterier som skall gälla för dem samt vilka tester som skall användas som underlag för klassificering.

Sedan många år har vidare ett omfattande internationellt arbete utförts för att bestämma egenskaperna och klassificera många olika kemiska ämnen. De officiella resultaten som har överenskommit inom EU finns i bilaga 5 till KIFS 1994:12. Resultaten finns också sammanställda i olika databaser.

4.3 Egenskaper som saknar kvantifierade kriterier

För vissa egenskaper som gör att ett avfall skall klassificeras som farligt avfall saknas kvantifierade kriterier. Dessa egenskaper är:

Beteckning	Egenskapens beteckning enligt Avfallsförordningen
H1	<i>Explosivt</i> : ämnen och preparat som kan explodera vid kontakt med öppen eld eller som är mer känsliga för stötar eller friktion än dinitrobensen.
H2	<i>Oxiderande</i> : ämnen och preparat som ger upphov till en kraftig exoterm reaktion i kontakt med andra ämnen, särskilt brännbara ämnen.
H9	<i>Smittförande</i> : ämnen innehållande levande mikroorganismer eller deras toxiner och som enligt vetenskap eller grundad misstanke förorsakar sjukdom hos människor eller andra levande organismer.
H12	Ämnen och preparat som <i>avger giftiga eller mycket giftiga gaser</i> i kontakt med vatten, luft eller syra.
H13	Ämnen eller preparat som på något sätt, efter omhändertagande, <i>kan ge upphov till ett annat ämne</i> t.ex. lakvätska som har någon av de egenskaper som uppräknats ovan.
H14	<i>Ekotoxiskt</i> (miljöfarligt): ämnen och preparat som omedelbart eller på sikt innebär risk för en eller flera miljösektorer.

Egenskaperna *explosivt*, *oxiderande* och *smittförande* samt *avger giftiga eller mycket giftiga gaser i kontakt med vatten, luft eller syra* är inte relevanta för förbränningsrester. Dessa egenskaper diskuteras därför inte ytterligare.

För egenskap H13 – d v s ämne som *kan ge upphov till ett annat ämne* t.ex. lakvätska som har någon av de egenskaper som uppräknats ovan – finns inte någon anvisad väg för kvantifiering i Avfallsförordningen. Frågan diskuteras vidare i kapitel 6.

För egenskap H14, *ekotoxicitet*, anges inte heller någon väg för kvantifiering i Avfallsförordningen. Frågan diskuteras vidare i avsnitt 6.2.

4.4 Problem och oklarheter vid klassificering av askor

Vid bedömningen om specifika askor med dubbla ingångar skall klassas som farligt avfall eller inte finns sammanfattningsvis en rad problem och oklarheter. Dessa är:

- Oklar koppling mellan Avfallsförordningen och kemikalielagstiftningen;
- Mycket detaljerad kunskap om organiska och oorganiska ämnens förekomstformer krävs för klassningen;
- Kriterier för bedömning av H14 Ekotoxicitet saknas i Avfallsförordningen;
- Metoder för bedömning av ämne som kan övergå i annat ämne (H13) saknas.

Förslag till hur dessa problem och oklarheter bör hanteras för förbränningsrester från energi- och avfallsförbränningsanläggningar redovisas i kapitel 6 och 7.

5 Omvärldsanalys

Som stöd vid utvecklingen av en förenklad metodik för klassificering av förbränningsrester har erfarenheter från genomförande av de aktuella EU-direktiven i andra EU-länder eftersökts. Den huvudsakliga sökningen gjordes fram till februari 2003. Resultatet var dock begränsat, det förefaller som få länder ännu hade anpassat de nationella lagstiftningarna till EU-reglerna. Visst arbete hade då gjorts i Finland och i Österrike där det finns nationell lagstiftning som kan vara intressant i sammanhanget. Senare under år 2003 har en vägledning för tillämpning av klassificering av farligt avfall med bl a dubbla ingångar, upprättats gemensamt av England, Nordirland och Skottland.

5.1 Finland

I Finland har Miljöcentralen (ungefär motsvarande Naturvårdsverket) utfärdat anvisningar för hur man ska tillämpa reglerna för att klassificera avfall som farligt eller inte. Dessa ger konkreta exempel för flera olika slags avfall med ”dubbla ingångar”, men inte för förbränningsrester från avfalls- eller samförbränning. Anvisningarna är endast tillgängliga på finska.

För att klassificera avfall har man beslutat att frångå de exakta formuleringarna i aktuella EU-direktiv och beslut om avfall (vilka i Sverige återges i den svenska Avfallsförordningens bilaga 3). Man har i stället valt att utvärdera direkt i enlighet med EU-reglerna för klassificering av kemikalier (vilka i Sverige återfinns i Kemikalieinspektionens föreskrifter, KIFS 1994:12, om klassificering och märkning av kemiska produkter).

För två grupper av POP har man särskilda gränsvärden:

- För PCB har man det vanliga gränsvärdet 50 mg/kg (TS).
- För dioxiner har man föreslagit ett icke-bindande gränsvärde på 10 µg I-TEQ/kg (TS). Det här värdet har hämtats från österrikisk lagstiftning.

5.2 England, Nordirland och Skottland

England, Nordirland och Skottland har gemensamt givit ut en omfattande vägledning för klassificering av avfall enligt aktuella EU-direktiv.[60] Vägledningen ”Hazardous Waste – Interpretation of the definition and classification of hazardous waste” finns tillgänglig på internet, bl a på det engelska ”Naturvårdsverkets” hemsida www.environment-agency.gov.uk.

Vägledningen är på totalt 230 sidor och innehåller utförliga förklaringar till hur avfallsregelverket är utformat och de kopplingar som finns till EU:s kemikalielagstiftning. Vägledningen följer mycket bokstavligt och troget EU lagstiftningen t ex vad gäller sammanvägning av olika egenskaper. I vägledningen finns vidare omfattande beskrivningar av undersökningsmetoder för att avgöra om ett avfall innehåller farliga ämnen, enligt kriterierna H1 – H14, eller inte, dessa beskrivningar finns samlade i en bilaga. I en annan bilaga finns viss vägledning till hur avfallsslag med dubbla ingångar bör klassifi

ceras. Det finns emellertid mycket lite vägledning för hur klassificering av förbränningsrester med dubbla ingångar bör genomföras.

I vägledningen finns exempel på två ämnesgrupper (highly polluting substances) som bedöms bör leda till en strängare klassificering av avfall än vad som följer av avfallslagstiftningen. Dessa två ämnesgrupper är PCB och PCT. I enlighet med den EU's särskilda lagstiftning om PCB och i likhet med de finska reglerna sätts ett gränsvärde för PCB och PCT (polyklorerade terfenyler)¹⁰ på 50 mg/kg.

5.3 Österrike

I Österrike används fortfarande en äldre lista över avfall/farligt avfall; den nya EWC har alltså ännu inte införts (men det planerades ske under år 2003). I den gamla listan klassas förbränningsrester från avfallsförbränning och samförbränning som farligt avfall. Dock finns det möjligheter att friklassa sådant avfall, om man kan visa att det inte uppfyller några av kriterierna för farligt avfall. Detta har gjorts i stor utsträckning för slagger från avfallsförbränning.

5.3.1 Kriterier för farligt avfall – H13/lakbarhet

De österrikiska kriterierna för att avfall ska klassas som farligt sammanfattas i en bilaga till den österrikiska förordningen för fastställande av farligt avfall och problemmaterial. Det finns ett antal kriterier om H13/lakbarhet i den österrikiska lagstiftningen vilka går utöver det som fastställts av EU och vilka är intressanta för klassificering av askor¹¹. De som tas upp här är:

- Totalhalt av Hg, As, Pb och Cd, se Tabell 8.
- Totalhalt av vissa organiska föroreningar, se Tabell 9.
- Lakbarhet av en lång lista av oorganiska ämnen främst metaller.
- Lakbarhet av ett fåtal farliga organiska föroreningar.

Tabell 8. Gränsvärden i österrikisk lagstiftning för totalhalt (utlakning med kungs-vatten) av vissa mycket farliga metaller.

Table 8. Limits in Austrian legislation regarding total concentration (leachability in aqua regis) of certain very hazardous metals.

Totalhalt ¹² av vissa mycket farliga metaller (mg/kg TS)	
Kvicksilver	20
Arsenik	5 000
Bly	10 000

¹⁰ PCT kan användas tekniskt tillsammans med PCB, men är knappast en väsentlig föroreningskomponent i förbränningsrester annat än om PCT ingick i bränslet.

¹¹ Notera att reglerna också är mer komplicerade än vad som anges här, det går t ex också att "friklassa" farligt avfall enbart med avseende på deponering. Det finns också särskilda regler för solidifierat avfall. Men det som här anges är de regler som särskilt bedöms kunna vara av intresse vid utveckling av en svensk praxis för klassificering av avfall med dubbla ingångar, särskilt förbränningsrester.

¹² Totalhalt = halt erhållen genom lakning med kungsvatten. Kungsvatten består av en blandning av saltsyra och salpetersyra. Salpetersyran är kraftigt oxiderande och kloridjonerna i saltsyran goda komplexbildare.

Kadmium	5 000
---------	-------

Det bedöms således att blott förekomsten, oavsett lakbarhet, av dessa metaller över dessa gränsvärden på sikt kan orsaka att förorenat lakvatten bildas.

Tabell 9. Gränsvärden i österrikisk lagstiftning för totalhalt av vissa organiska föreningar som anses ge farlig lakbarhet.

Table 9. Limit values in Austrian legislation for total concentration of certain organic compounds that are deemed to give hazardous leachability.

Totalhalt av vissa farliga organiska ämnen (mg/kg TS)	
PAH ¹³	100
PCB	100
PCDD/PCDF (TCDD-ekv)	0,010
POX ¹⁴	1 000
kolväten (mineralolja)	20 000
BTX ¹⁵	500
Fenol (fri)	10 000

På samma sätt som med Hg, As, Pb och Cd så bedöms det således att blott förekomsten, oavsett lakbarhet, av dessa organiska ämnen över dessa gränsvärden på sikt kan orsaka att förorenat lakvatten bildas.

I fråga om de delar av kriterierna som bygger på egentliga lakteter är gränsvärdena för de metaller som ingår i EU's kriterier mycket högre än i EU's acceptanskriterier för mottagning av stabiliserat farligt avfall/icke-farligt avfall på deponier [59]. Däremot finns det ett antal metaller i den österrikiska listan vilka inte ingår i EU's acceptanskriterier för mottagning på deponier. De ämnen som Österrike har med men som inte finns i EU's acceptanskriterier är: silver, bor, beryllium, kobolt, tenn, tallium och vanadin samt selen och tellur (vilka räknas tillsammans). De kriterier som bygger på egentlig lakning utgår från ett österrikiskt lakteter som har bedömts av CEN motsvara EN 12457, som används av EU för definition av acceptanskriterier för avfall till deponi.

Man har även lakvattenhalter för fyra organiska variabler, se Tabell 10.

¹³ OBS: PAH definieras här endast som sex st PAH, nämligen ett urval av cancer- och icke cancerframkallande PAH ur US EPA-PAH-16: fluoranten, benso[k]fluoranten, benso[a]pyren, benso[g,h,i]perylen benso[b]fluoranten, indeno[1,2,3-c,d]pyren.

¹⁴ "Purgeable organic halogen compounds" eller "halogenerade organiska föreningar vilka kan drivas av".

¹⁵ Bensen, toluen och xylen.

Tabell 10. Gränsvärden i österrikisk lagstiftning för lakbara halter av vissa farliga organiska ämnen.

Table 10. Limit values in Austrian legislation for leachable concentration of certain hazardous organic compounds.

Gränsvärden för lakning av organiska ämnen (mg lakbart per kg TS; L/S=10l/kg)	
Summa kolväten	1 000
PAH ¹⁶	0,5
AOX ¹⁷	100
Fenol (index)	1 000

Det bör noteras att det egentligen inte finns någon standardmetod för lakning av organiska ämnen, särskilt inte opolära ämnen som summa kolväten och PAH, så dessa värden bör knappast ses som väldefinierade.

5.3.2 Österrikiska erfarenheter av förbränningsrester från avfallsförbränning

Såsom nämndes ovan har slagger från avfallsförbränning i stor utsträckning kunnat friklassas till att inte vara farligt avfall. Flygaska/rökgasreningrester har däremot oftast inte kunnat friklassas, ofta på grund av lakbart kvicksilver, kanske även höga salthalter. De faktorer som normalt är avgörande för om en förbränningsrest kan friklassas enligt de Österrikiska reglerna är:

- blyhalt,
- halt krom-VI,
- frätande (kalciumoxid),
- i vissa fall brännbarhet genom oförbränt aluminium i flygaska från förbränning av aluminiumrikt förpackningsavfall.

Bly

Gränsvärden med avseende på bly är dels 0,5 % för blyföreningar, eftersom alla blyföreningar är reproduktionstoxiska (H10), dels 1 % för total bly, inklusive metalliskt bly (se Tabell 8), eftersom man bedömer att även metalliskt bly på sikt kan frigöras från materialet och därmed göra avfallet farligt enligt kriterium H13¹⁸.

Krom-VI

Om man bara skulle gå efter de fastställda haltgränserna för ämnen med farliga egenskaper så skulle gränsvärdet för Cr-VI vara 0,1 %. Men krom-VI återfinns också i lakvattnet, och i Österrike finns ett särskilt gränsvärde för Cr-VI i lakvatten, vilket ofta, enligt uppgift, kan vara kritiskt för klassificeringen. Gränsen är 20 mg/kg (L/S=10), i en lakning som är ekvivalent med den som används i skaktest i EU's acceptanskriterier för

¹⁶ OBS: begränsad definition av PAH, se fotnot 13.

¹⁷ Adsorberbar organisk halogen.

¹⁸ Ämnen eller preparat som på något sätt, efter omhändertagande, kan ge upphov till ett annat ämne t.ex. lakvätska som har någon av de egenskaper som ovan uppräknats.

avfall till deponi. Det kan noteras att EU's acceptanskriterier anger ett lägre gränsvärde för total-krom, 10 mg/kg, vid samma lakning.

Frätande

Vid förbränning av vissa kalkrika avfall, såsom stabiliserad avloppsreningsverksslam och slam från papperstillverkning, kan förbränningsrester med hög halt av kalciumoxid erhållas. Man använder en EN standard, EN 451-1, för att bedöma halten fri kalciumoxid. Om halten överstiger 10 % anses förbränningsresterna vara farligt avfall.

Brännbarhet

Kompletterande kriterier för mycket brandfarligt (H3-A) hämtas från ADR¹⁹. Ett kriterium för brännbarhet är att materialet avger > 1 liter vätgas per kg och timme i kontakt med vatten, under givna testförhållanden. En erfarenhet är att flygaska från förbränning av förpackningsavfall med mycket aluminium kan vara brännbart enligt detta kriterium.

¹⁹ ADR = alleuropeiska regler för transport av farligt gods.

6 Generell utveckling av kriterierna för klassificering

I detta kapitel beskrivs hur reglerna för klassificering kan utvecklas i generella termer för att underlätta klassificeringen och göra den mer ändamålsenlig. Följande områden tas upp:

- oklarheter mellan kemikalielagstiftning och Avfallsförordningen, bl a frågan om viktad summering av liknande hälsoegenskaper med olika dignitet,
- kriterier för ekotoxicitet, egenskap H14, och
- kriterier för omvandling till farliga ämnen och lakning, egenskap H13

6.1 Kopplingar mellan kemikalielagstiftning och Avfallsförordningen

6.1.1 *Principiella skillnader mellan klassificering av avfall och kemiska beredningar*

Enligt KIFS 2001:3 måste kemiska produkter vara klassificerade och märkta för att få släppas ut på marknaden. Föreskriften säger (sid 25) att ”*ett ämne skall klassificeras utifrån undersökningsdata från tester av ämnet eller andra relevanta undersökningsdata för ämnet. ... Klassificering av en beredning ... kan antingen ske utifrån undersökningsdata från tester av beredningen eller utifrån ingående ämnes klassificering*”.

Denna klassificeringsmetodik för kemiska produkter har tillämpats i många år. Vid traditionell klassificering av kemiska beredningar utgående från ingående ämnes klassificering har man kontroll över vad som ingår. För en viss kvalitet av en produkt blandar man olika ämnen med kända egenskaper i bestämda proportioner och denna produkt/beredning får därmed konstanta egenskaper över tid. För många ämnen finns officiella klassificeringar – riskfraser. Dessa återges i KIFS 1994:12 bilaga 5 och 6.

Avfall kan däremot innehålla ett stort antal kemiska ämnen och som regel saknas detaljerad kunskap om kemiska förekomstformer m m. För förbränningsrester kan dessutom innehållet av kemiska ämnen/förekomstformer och därmed egenskaperna variera över tid (jfr kapitel 3). Hur dessa frågor föreslås hanteras beskrivs i kapitel 7.

6.1.2 *Oklarheter mellan kemikalielagstiftning och Avfallsförordningen*

Avfallsförordningens egenskaper bygger på faroklasser i kemikalielagstiftningen (KIFS 1994:12). Formella huvudskillnader finns dock mellan klassificering av kemikalier enligt KIFS 1994:12 och av farligt avfall enligt Avfallsförordningen (2001:1063) inom bl a följande områden:

- a. Egenskapen allergiframkallande finns inte med som kriterium vid bedömning enligt Avfallsförordningen.
- b. I kemikalieklassificeringen görs en viktad summering av halter av olika kemiska ämnen med liknande farliga egenskaper men av olika dignitet; denna viktade summering görs inte i Avfallsförordningen.
- c. I kemikalieklassificeringen finns det vissa kombinationer av riskfraser som ger lägre gränsvärden för klassificering än ”standardvärdena” för respektive faroklass.

Likaså har vissa ämnen specifika haltgränsvärden vilka skiljer sig från ”standardvärdena” för respektive faroklass i kemikalieklassificeringen.

Strikt juridiskt behöver klassificeringen av t ex förbränningsrester endast ske utifrån de bestämmelser som finns i Avfallsförordningen. Det är dock värt att notera att reglerna om klassificering av avfall baseras på de principer som gäller för klassificering av kemiska ämnen och beredningar. Nedan diskuteras därför ovanstående tre punkter och om de även bör tillämpas vid klassificering enligt Avfallsförordningen samt i så fall motiven för detta. En utgångspunkt för att tillämpa KIFS:s regler kan vara att det leder till en säkrare klassificering av avfall ur hälso- och miljöskyddssynpunkt, men samtidigt får dock inte tillämpningen av KIFS:s regler leda till att klassificeringen blir så komplicerad att den omöjliggörs.

6.1.2.1 Allergiframkallande

Egenskapen (faroklassen) allergiframkallande anges inte i Avfallsförordningen bland de egenskaper som gör att avfall klassificeras som ”farligt”.

I kemikalieklassificeringen är den gräns som gör att en kemisk produkt klassas som allergiframkallande låg jämfört med andra egenskaper, 1 %. Det hela blir ännu lite mer förvirrande av att allergiframkallande ämnen också kallas för hälsoskadliga eller irriterande, men inte som ”faroklasser” utan som ”farobeteckningar”.

I praktiken torde inte allergiframkallande ämnen ha någon betydelse för klassificering av förbränningsrester enligt Avfallsförordningen. Det är endast ett fåtal av de allergiframkallande ämnena som inte har andra farliga egenskaper som ger utslag vid klassificeringen. Ämnen med allergiframkallande egenskaper i askor är främst nickel, krom och kobolt vilka samtliga har andra farliga egenskaper än allergiframkallande egenskaper. Representativa föreningar av de två förstnämnda ämnena i askor leder till klassificering som farliga vid lägre koncentrationsgränser än vad som motiveras av eventuella allergiframkallande egenskaper. Innehållet av koboltföreningar i förbränningsrester är så lågt att detta inte motiverar en klassificering som allergiframkallande. Det är osannolikt att det skulle finnas höga halter av andra allergiframkallande ämnen som skulle göra resterna mer farliga allergimässigt än i fråga om andra hälsoegenskaper.

Allergiframkallande egenskaper bör således inte beaktas vid klassificering av förbränningsrester enligt avfallsförordningen

6.1.2.2 Viktade summeringar

Enligt KIFS 1994:12 ska vid bedömningen av farlighet hos olika beredningar liknande egenskaper summeras ihop som en viktad summa. Samma regel anges inte i Avfallsförordningen. De två grupperna av faroklasser som ska viktas ihop på detta sätt enligt KIFS 1994:12 är, med stigande dignitet inom varje grupp:

- Hälsoskadlig (Xn); giftig (T); mycket giftig (T+)
- Irriterande (Xi); frätande (C).

Viktningfaktorn (eller egentligen ”viktningnämnaren”) är den nedre gränsen för halt som gör att beredningen klassas som farlig. Detta kan illustreras med följande räkneexempel:

Generellt gäller att en beredning är hälsoskadlig om halten T+-ämnen $\geq 0,1\%$, halten T-ämnen $\geq 3\%$ eller halten Xn-ämnen $\geq 25\%$. Dessa halter utgör viktningnämnare. Den viktade gränsen blir då:

$$\frac{\text{halt}(T+) - \text{ämnen}}{0,1\%} + \frac{\text{halt}T - \text{ämnen}}{3\%} + \frac{\text{halt}Xn - \text{ämnen}}{25\%} > 1 \Rightarrow \text{Farlig beredning}$$

Ett hypotetiskt material innehåller 0,05 % av mycket giftiga ämnen, 1 % av giftiga ämnen och 10 % av hälsoskadliga ämnen. Om Avfallsförordningen tolkas bokstavligt, så är materialet – om det tillhör ett avfallsslag med dubbla ingångar – inte farligt avfall eftersom halten av såväl mycket giftiga, giftiga som hälsoskadliga ämnen underskrider respektive gränsvärde. Enligt reglerna för klassificering av kemiska beredningar ska däremot en viktad summering göras av olika egenskaper vilka är besläktade men har olika dignitet.

Det hypotetiska material som angavs ovan som exempel skulle då bli en farlig kemikalie, då kvoterna ovan blir:

$$\frac{0,05\%}{0,1\%} + \frac{1\%}{3\%} + \frac{10\%}{25\%} = 1,23 > 1$$

(Det kan inom parentes noteras att det i fråga om skalan frätande/irriterande är ännu lite krångligare, för där summerar KIFS 1994:12 på ett sätt och Avfallsförordningen summerar på ett annat sätt! Om man läser Avfallsförordningen alldeles bokstavligt så gör den inte ens en viktad summering av frätande och starkt frätande ämnen, vilket verkar märkligt. Däremot summerar den ihop ämnen som är irriterande vid olika kontaktsätt med kroppen – vilket KIFS 1994:12 inte gör.)

Olikheterna mellan avfalls- och kemikalielagstiftningarna vad gäller frågan om viktade summeringar har som framgår av kapitel 5 hanterats olika i olika länder. I t ex den Engelska vägledningen för klassificering av avfall görs inte några viktade summeringar medan man i de Finska anvisningarna för klassificering av avfall helt följer viktningreglerna i kemikalielagstiftningen.

Att strikt följa Avfallsförordningen och inte göra några viktade summeringar kan som redovisats ovan leda till vissa märkliga effekter och suboptimeringar. Ett avfall som i praktiken är mer farligt skulle kunna komma att klassas som icke-farligt, bara för att t.ex. hälsofarligheten var fördelad mellan toxiska och hälsofarliga ämnen, medan ett avfall som i praktiken är mindre farligt skulle kunna komma att klassas som farligt. Att strikt följa kemikalielagstiftningen leder å andra sidan till att klassificeringen blir onödigt komplex och bedömningen för vissa aspekter onödigt sträng.

För att åstadkomma en säker klassificering av förbränningsrester ur miljö- och hälso-skyddspunkt bör viktade summeringar i enlighet med huvudprincipen i KIFS 1994:12 göras enligt följande:

En viktad summering av mycket giftiga, giftiga och hälsoskadliga ämnen med de standardgränsvärden som anges i avfallsförordningen genomförs enligt:

$$\frac{\text{halt}(T+) - \text{ämnen}}{0,1\%} + \frac{\text{halt}T - \text{ämnen}}{3\%} + \frac{\text{halt}Xn - \text{ämnen}}{25\%} > 1 \Rightarrow \text{farligt avfall} \quad \{1\}$$

På samma sätt görs en viktad summering av starkt frätande, frätande och irriterande ämnen, också med de standardgränsvärden som anges i avfallsförordningen, enligt följande beräkningsgång:

$$\frac{\text{halt}R35 - \text{ämnen}}{1\%} + \frac{\text{halt}R34 - \text{ämnen}}{5\%} + \frac{\text{halt}R41 - \text{ämnen}}{10\%} + \frac{\text{halt} - R36 / R37 / R38 - \text{ämnen}}{20\%} > 1$$

\Rightarrow farligt avfall {2}

För att förenkla beräkningarna har ämnen som är irriterande vid olika exponeringsvägar summerats ihop. Detta beräkningsätt ger en strängare bedömningar än om varje exponeringsväg bedömts var för sig.

Genom detta förfarande undviks såväl de oönskade effekterna av en bokstavlig tillämpning av Avfallsförordningen som den onödiga komplexiteten och strängheten hos KIFS 1994:12 (som ju också är utformad för ett annat syfte).

6.1.2.3 Frågan om lägre gränser för vissa riskfraser och ämnen

För vissa kombinerade riskfraser inom faroklasserna giftigt och hälsoskadligt är gränserna för farlighetsklassning av beredningar i KIFS 1994:12 lägre än de standardgränser på 3 % och 25 % vilka anges i Avfallsförordningen. T ex, en beredning som innehåller ett giftigt ämne med riskfras R48 (risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering) eller R39 (risk för mycket allvarliga bestående hälsoskador) kombinerat med R23, R24 och/eller R25 (giftigt vid inandning, hudkontakt respektive förtäring) klassas enligt KIFS 1994:12 som skadligt ända ner till en halt av 1 %, medan gränsen är 3 % om ämnet bara är klassat som R23, R24 och/eller R25. Denna distinktion finns inte i Avfallsförordningen.

Likaså anges i KIFS 1994:12 specifika koncentrationsgränser för vissa ämnen vilka ska användas vid klassificering av blandningar. Dessa koncentrationsgränser kan avvika från de generella koncentrationsgränserna.

Från ett skyddsperspektiv bör farligheten i ett material bedömas på samma sätt, oavsett om materialet är en kemisk produkt eller ett avfall. En tillämpning som tar hänsyn till alla undantag som finns i kemikalielagstiftningen medför emellertid en onödigt komplicerad bedömning som kräver detaljkunskaper om klassificering av kemiska produkter och som kan vara praktisk svår att använda.

För att förenkla bedömningen föreslås därför att Avfallsförordningen generella kriterier följs snarare än specifika undantag i KIFS 1994:12.

6.2 Ekotoxicitet (egenskap H14)

Egenskap H14 definieras som: *Ekotoxiskt* (miljöfarligt): ämnen och preparat som omedelbart eller på sikt innebär risk för en eller flera miljösektorer. Som nämnts saknas regler om kvantifiering för egenskap H14 helt i Avfallsförordningen. I det följande redovisas därför en metodik för klassning av avfall enligt H14 baserat på de regler som finns för klassificering av miljöfarlighet i kemikalielagstiftningen.

För hälsofarliga ämnen är kriterierna för farligt avfall, som nämndes ovan, i stort sett desamma som dem för kemiska beredningar, bara något förenklade.

Nyligen har preparatdirektivet, och följaktligen även KIFS 1994:12, fått regler för klassificering av beredningar med avseende på innehållet även av ämnen som är miljöfarliga för vattenmiljö. I analogi med hälsofarligheten kan dessa kriterier vara en rimlig utgångspunkt för ett resonemang om ifall ett avfall ska betraktas som farligt på grund av innehåll av miljöfarliga ämnen. Det bör dock noteras i det finns en väsentlig skillnad i definitionen av H14 i Avfallsförordningen och bedömningen av miljöfarlighet enligt KIFS 1994:12. Bedömningen enligt KIFS avser innehållet av miljöfarliga ämnen medan bedömningen av H 14 enligt Avfallsförordningen inkluderar en bedömning av risken för att de farliga ämnena ska hamna i miljön och kunna orsaka skada.

6.2.1 Miljöfarlighet för vattenmiljö enligt KIFS 1994:12

Definitionerna av alla riskfraser med avseende på vattenmiljö finns i Bilaga 3 till KIFS 1994:12/2001:3. Aktuella riskfraser redovisas i tabell 11.

Tabell 11. Riskfraser för miljöfarlighet för vattenmiljö.

Table 11. Risk phrases for environmental hazard in aquatic environment.

Beteckning	Riskfras
R50/53	Mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön
R51/53	Giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön
R52/53	Skadligt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön
R50	Mycket giftigt för vattenlevande organismer
R52	Skadligt för vattenlevande organismer
R53	Kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön

En beredning med riskfrasen R52/53 anses inte vara så farlig att den motiverar krav på märkning av kemiska produkter med farokoden "N", som står för miljöfarlig. För att tilldelas farokoden N med avseende på miljöfarlighet för vattenmiljö måste ett ämne eller en beredning ha någon av riskfraserna R50/53, R51/53 eller R50.

Enligt kriterierna för bedömning av miljöfarlighet hos beredningar klassas sådana som miljöfarliga med beteckning R52/53 (miljöfarlig utan farokod), om de innehåller:

- 0,25 – 2,5 % av ämnen som är klassade som R50/53,
- 2,5 – 25 % av ämnen som är klassade som R51/53, eller
- 25 % av ämnen som är klassade som R52/53.

Ett preparat klassas även som R52/53 utifrån viktade summor av halterna av miljöfarliga ämnen med tre ovannämnda klassificeringarna (riskfraserna), på samma sätt som beskrivs i avsnitt 6.1.2 ovan för hälsofarliga beredningar. Viktningsfaktorn ("viktningsnämnaren") är den nedre gränsen för halt som gör beredningen miljöfarlig (med riskfras R52/53) för respektive kategori av ämnen. T ex, om en beredning innehåller 0,1 % av R50/53-ämnen, 2 % av R51/53-ämnen och 5 % av R52/53-ämnen så klassas den som miljöfarlig:

$$\frac{0,1\%}{0,25\%} + \frac{2\%}{2,5\%} + \frac{5\%}{25\%} = 1,4 > 1$$

För övriga miljöfarlighetsklassningar med avseende på vattenmiljö (R50, R52, R53) krävs att ämnen med vattenmiljöriskfraser återfinns i en halt av sammanlagt minst 25 % för att en beredning ska klassificeras som miljöfarlig. Enligt KIFS 1994:12 ska ämnen med olika egenskaper summeras ihop enligt kriterierna i tabell 12 för att en beredning ska klassas som miljöfarlig.

Tabell 12 Viktningsregler för miljöfarlighetsklassificering av beredningar

Egenskaper	Halt för klassning som miljöfarlig beredning
R50-ämnen + R50/53-ämnen (alla ämnen som är mycket giftiga för vattenorganismer)	≥ 25 %
R52-ämnen (alla ämnen som är farliga för vattenmiljön på grund av andra egenskaper)	≥ 25 %
R53-ämnen + R50/53-ämnen + R51/53-ämnen + R52/53-ämnen (ungefär motsvarande alla ämnen som är svårnedbrytbara och/eller bioackumulerbara)	≥ 25 %

6.2.2 Miljöfarlighet för övrig miljö enligt KIFS 1994:12

Andra riskfraser för miljöfarliga ämnen enligt kemikalieinspektionens regler är:

R54	Giftigt för växter
R55	Giftigt för djur
R56	Giftigt för markorganismer
R57	Giftigt för bin
R58	Kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön (Ämnen som kan medföra omedelbara, långsiktiga eller fördröjda faror för struktur eller funktion hos andra naturliga ekosystem än vattenmiljön. Bedömningen skall baseras på data om ämnens egenskaper, persistens och potential för bioackumulering samt på deras förväntade eller observerade uppträdande och öde i miljön.)
R59	Farligt för ozonskiktet

För egenskaperna R54 till R58 saknas kvantifierade kriterier, såväl för enskilda ämnen som för beredningar (blandningar). I princip får en bedömning göras från fall till fall. Det har dock hittills varit svårt att få fram data om dessa egenskaper. För närvarande kan nog bedömningen göras för de flesta ämnen att det inte är så sannolikt att de skulle ha betydligt farligare egenskaper för växter, djur, bin eller mark än vad de har för människor (hälsoegenskaperna) eller för vattenorganismer.

För egenskapen R59 finns kriterier för enskilda ämnen och blandningar, men några ämnen som bryter ned stratosfärens ozonskikt förekommer inte i förbränningsresterna; detta kriterium diskuteras därför inte ytterligare i denna rapport.

6.2.3 Klassificering av metaller i förbränningsrester enligt H14 i Avfallsförordningen

De regler som gäller för klassificering av miljöfarliga ämnen enligt kemikalielagstiftningen kan utgöra en rimlig utgångspunkt för en metod för att bedöma metaller i förbränningsrester enligt H14 i Avfallsförordningen. Med hänsyn till att det finns väsentliga skillnader mellan Avfallsförordningen och KIFS samt att bedömningen enligt KIFS 1994:12 kan ge ett missvisande resultat för metaller bör dock haltgränserna i KIFS 1994:12 modifieras vid bedömning av förbränningsrester.

Klassificering ur miljöfarlighetssynpunkt i kemikalielagstiftningen bygger huvudsakligen på ämnens eller beredningars farlighet för vattenlevande organismer. Att förbränningsrester skulle hamna direkt i ett vattendrag är knappast realistiskt. De metaller som finns i en förbränningsrest är dessutom, med hänsyn till högt innehåll av kalcium och ett högt pH, mer eller mindre svårutlakade.

Klassificering av miljöfarlighet för metaller enligt kemikalielagstiftningen är vidare ifrågasatt såväl i Sverige som internationellt. Kritiken baseras på att kriterierna för miljöfarlighetsklassificering i ämnesdirektivet och preparatdirektivet är utvecklade för organiska ämnen och inte anpassade till metaller, exempelvis spårmetaller som koppar och zink. Effekten av detta är att metallföreningar ofta får en ”felaktig” klassificering i förhållande till vad deras egenskaper i en verklig situation motiverar.

Kriterierna för miljöfarlighet baseras huvudsakligen på tre egenskaper hos ett ämne; dess nedbrytbarhet (persistens) i miljön, dess bioackumulerbarhet och dess toxicitet.

När det gäller metallföreningar är ”nedbrytbarhet” inte en relevant storhet eftersom metaller per definition inte är nedbrytbara. Även egenskapen ”bioackumulerbarhet” har visat sig svår att använda vid bedömningar av spårmetaller, i synnerhet sådana som är essentiella för biologiskt liv. Flertalet organismer har utvecklat system för att reglera upptag och halter av dessa metaller i kroppsvävnaderna. En konsekvens av denna reglerförmåga är att man kan uppmäta en hög eller låg biokoncentrationsfaktor för en metall, beroende på vilken metallhalt i vattnet som används vid testen. Detta leder till att bedömningen får en hög grad av godtycklighet.

Studier har också visat att även ekotoxicitet uppvisar en mycket stor variation beroende på att en metalls biotillgänglighet kan variera kraftigt i naturen. Exempelvis har den akuta toxiciteten av koppar i löst form mot en amerikansk fiskart uppvisat en variation på 100 gånger när tester utförs i olika vattenkvalitet [61]. Liknande resultat har också presenterats för zinks toxicitet mot olika vattenlevande organismer.

Innehållet av metallföreningar mäts idag i princip alltid som totalhalt av grundämnet, oavsett vilken förekomstform metallen har. Den biotillgängliga andelen av metallinnehållen kan väsentligt underskrida den uppmätta totalhalten i ett avfall.

Inom EU pågår för närvarande diskussioner om hur man ska hantera metallers miljöfarlighet. Det har utvecklats nya metoder (bl a ”Biotic Ligand Models”) för att bedöma egenskaper som biotillgänglighet och toxicitet, egenskaper som i högsta grad är beroende av i vilken miljö toxiciteten manifesteras. Dessa modeller förutsätter att man tar hänsyn till lokala parametrar som vattnets och sediments kvalitet. För miljöbedömning av metaller rekommenderas därför generellt att en riskbedömning görs för varje aktuellt fall, där den verkliga exponeringssituationen beaktas.

Med hänsyn till ovanstående föreslås att KIFS's regler för miljöfarlighet tillämpas för klassificering av H14 för metaller i förbränningsrester enligt avfallsförordningen men att det lägre gränsvärde som följer av en klassificering som R50/53 undantas. Detta innebär att gränsvärdet från KIFS 1994:12 höjs från 0,25 till 2,5 % för dessa ämnen. Klassning av förbränningsrester som farligt avfall ända ner till lägsta gränsen 0,25 % bedöms vara ett mycket för försiktigt och strängt synsätt.

6.2.4 Klassificering av vissa organiska föreningar i förbränningsrester enligt H 14 i Avfallsförordningen

I definitionerna av miljöfarliga ämnens riskfraser görs ingen åtskillnad mellan toxiska ämnen som inte är lättnedbrytbara (men kan vara inherent nedbrytbara²⁰) och toxiska ämnen som är persistenta (mycket svårnedbrytbara). Den senare gruppen, som t ex innehåller PCB, är dock i praktiken betydligt mer miljöfarlig eftersom sådana ämnen blir kvar i miljön och ansamlas således över mycket längre tid. Det är därför motiverat med en strängare bedömning av avfall som innehåller sådana persistenta organiska miljögifter (ibland betecknade POPs, "Persistent Organic Pollutants"). Det är också i linje med EU:s och Sveriges särskilda lagstiftning om PCB – i Sverige Förordning (1998:122) om bortskaffande av PCB m.m. FA-gränsen för PCB (summa av alla PCB) är 50 mg/kg.

Det finns en global konvention om POPs (Stockholmskonventionen). Den tar upp sammanlagt 12 POPs. De flesta av dessa är pesticider, men fyra av dem är ämnen som också kan bildas som biprodukter vid olika industriprocesser eller förbränning. Dessa fyra är:

- "dioxiner" och "furaner" – dvs de ämnen som tillsammans generellt i miljödiskussioner kallas för dioxiner, men kemiskt korrekt kallas för polyklorerade dibensodioxiner och dibensofuraner, PCDD/PCDF,
- hexaklorobensen (HCB),
- polyklorerade bifenyler (PCB)

Avsikten är att foga ytterligare ämnen till listan av POPs som begränsas eller förbjuds enligt Stockholmskonventionen när tillräckligt kunskapsunderlag finns.

UNEP (FN:s miljöprogram) har för avsikt att ta fram särskilda haltkriterier för POPs i avfall. Dessa bör, när de presenteras, tillämpas vid klassificeringar av avfall inom EU och Sverige.

Följande haltgränser föreslås tills vidare användas som kriterier för bedömning av farlighet för organiska ämnen enligt H14 för förbränningsrester, utöver det befintliga gränsvärdet för PCB:

- 10 µg dioxiner (I-TEQ)²¹ per kg avfall,
- 50 mg HCB per kg avfall, och
- 100 mg av sju cancerogena indikator-PAH per kg avfall.²²

²⁰ Inherent nedbrytbara ämnen är ämnen som inte är lättnedbrytbara, men som ändå kan brytas ner relativt väl under gynnsamma förhållanden.

²² De sju cancerogena PAH-species som inkluderas, och vilka ingår i USEPA PAH-16 är: benso(a)pyren, benso(a)antracen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, krysen, dibenso(ah)antracen, och indeno(123-cd)pyren.

Gränsen för dioxiner är den som används i Finland och Österrike, se kapitel 5, och gränsen för HCB är densamma som används för PCB. För PAH föreslås 100 mg/kg avfall, dvs. en väl tilltagen säkerhetsmarginal gentemot gränsen 1 000 mg/kg för ämnen i klasserna canc 1 eller 2, som dessa PAH tillhör. Detta är samma gränsvärde som används i Österrike, se kapitel 5, även om det är lite olika PAH som mäts. Österrike använder ett urval av sex cancerogena och en icke-cancerogena PAH. Det bör istället vara de typiska cancerogena PAH-species som är utslagsgivande, på det sättet kan de cancerogena PAH fungera som referenssubstanser för alla PAH.

6.3 Ämne som kan ge upphov till annat ämne (H13)

Egenskapen H13 definieras i Avfallsförordningen som ”Ämnen eller preparat som på något sätt, efter omhändertagande, *kan ge upphov till ett annat ämne* t.ex. lakvätska som har någon av de egenskaper som uppräknats ovan”.

Om listan med egenskaper i bilaga 2 till Avfallsförordningen läses bokstavligen så utgör ekotoxicitet enligt H14 inte en egenskap som skall bedömas enligt H13. I definitionen av H13 anges ”någon av de egenskaper som ovan uppräknats” och H14 kommer nedanför H13 i listan. I praktiken bör det dock vara rimligt att bedöma egenskapen H13 utifrån alla aktuella kriterier, d v s även ekotoxiskt.

Det saknas närmare anvisningar i Avfallsförordningen om hur H13 skall tolkas och förstås. Följande två tolkningar bör vara rimliga för att täcka in vad som avses:

1. ”Kan ge upphov till ett annat ämne” bör rimligen tolkas som att ett avfall innehåller ett icke-farligt ämne som efter en kemisk omvandling bildar ett nytt ämne som gör att avfallet bör klassificeras som farligt. Detta ämne kan antingen finnas i fast fas i avfallet eller riskera att laka ur avfallet med vatten till följd av t ex nederbörd, d v s en lakvätska.
2. I definitionen anges särskilt lakvätska. En bedömning enligt H13 bör därför innehålla en bedömning av den lakvätska som kan uppkomma om en förbränningsrest utsätts för vattengenomströmning.

6.3.1 Beaktande av nya ämnen som bildas avfallet

Som redovisats i kapitel 3 sker en rad kemiska förändringar i en förbränningsrest från det att den uppkommer i förbränningsanläggning till dess att askan ”mognat”. De kemiska förändringarna beror på att askan utsätts för vatten, syre, koldioxid e t c. De kemiska förändringarna kan ske med mycket olika hastighet beroende på hur förbränningsresterna hanteras.

Vid en bedömning av om en förbränningsrest innehåller farliga ämnen bör hänsyn tas till dessa kemiska omvandlingar. I kapitel 7 redovisas vilka oorganiska kemiska föreningar (referenssubstanser) som bör ligga till grund för bedömning av farlighet för förbränningsrester enligt egenskaperna H4 – H8 samt H10 - H11. Vid val av dessa referenssubstanser har hänsyn tagits till kemiska omvandlingsfaktorer och referens-

substanserna har valts med pessimistiska antaganden för att inte riskera att underskatta farligheten hos förbränningsresterna i samband med kemiska omvandlingar.

Bedömning av risken för omvandling av icke farliga ämnen till farliga ämnen i fast avfall enligt H13 täcks således in redan vid bedömningen av övriga egenskaper.

6.3.2 Bedömning av lakvätska

Det finns flera problem förknippade med bedömningen av om ett avfall skall anses vara farligt avfall utifrån en bedömning av en lakvätska. Ett problem är att standardiserade lakmetoder saknas för organiska ämnen. Farligheten hos lakvätskan bör bedömas enligt samma kriterier som andra flytande avfall. För förbränningsrester bör dessutom gälla att omvandlingen till eventuellt andra mer farliga ämnen redan beaktats (se 6.3.1) och att halterna av dessa ämnen alltid kommer att vara lägre i en lakvätska jämfört med halterna i det fasta materialet. Detta innebär att klassificeringen för lakvätskan med stor sannolikhet inte kan bli strängare än klassificeringen för det fasta materialet. Någon särskild bedömning av lakvätska enligt H 13 behöver därför inte ingå vid en klassificering av förbränningsrester enligt Avfallsförordningen.

Frågan om de eventuella riskerna med att en miljö- och hälsoskadlig lakvätska kan uppkomma bör bedömas i samband med att en förbränningsrest omhändertas, dvs. deponeras eller nyttiggörs. För deponering finns, i beslut från Europeiska union om kriterier för mottagning av avfall vid avfallsdeponier från den 10 december 2002 [59], särskilda bestämmelser om lakvätskans egenskaper med fastställda undersökningsmetoder. I beslutet anges gränsvärden för utlakning (kriterier) för olika typer av avfall för mottagning på deponier för farligt, icke-farligt respektive inert avfall. Om i stället en förbränningsrest nyttiggörs, t ex för vägbyggnad, bör frågan om lakvätskans eventuella miljöpåverkan klaras ut i den miljökonsekvensbeskrivning som i så fall måste upprättas.

7 Förenklad metodik för klassning av förbränningsrester

7.1 Bestämning av innehåll av hälso- och miljöfarliga ämnen

Som redovisats i kapitel 4 skall klassificeringen enligt Avfallsförordningen för egenskaperna H4 – H8 samt H10, H11 och H14 baseras på de specifika ämnen och föreningar som ingår i ett avfall. Reglerna baseras på den lagstiftning som gäller för kemiska ämnen och beredningar (KIFS 1994:12).

Det finns dock mycket stora skillnader mellan förbränningsrester och flertalet kemiska produkter vilket gör det i praktiken omöjligt att följa reglerna i avfallsförordningen på ett fullständigt sätt.

Förbränningsrester uppvisar som redovisats i kapitel 3 viktiga variationer i sammansättning och egenskaper till följd av variationer i ingående bränsle, panntyp, uttagspunkt, driftsbetingelser, åldring med mera. Förbränningsrester har uppkommit som ett resultat av förbrännings- och askbildningsreaktioner vilka lett till att nya kemiska ämnen²³ bildats med delvis mycket komplicerad kemisk sammansättning och struktur. Alla dessa komplicerade faser återfinns inte i de internationella databaser som redovisar olika ämnens egenskaper ur hälso- och miljösynpunkt.

Till skillnad från kemiska beredningar så är inte heller de exakta kemiska förekomstformerna, t ex för metalliska grundämnen, kända i förbränningsrester. I databaserna för kemikalier anges hälso- och miljöegenskaper för oorganiska ämnen som t ex bly för specifika blyföreningar och inte för totalmängden bly. Det gör att förekomsten av ett orimligt stort antal (1000-tals) föreningar måste analyseras i en förbränningsrest för att kunna genomföra en helt invändningsfri klassificering. Detta är knappast möjligt ens rent analystekniskt.

För att trots dessa problem kunna göra en rimlig och hälso- och miljömässigt säker klassificering av förbränningsresterna enligt egenskaperna H4 – H8 samt H10, H11 och H14 föreslås följande metodik.

Istället för att undersöka samtliga kemiska förekomstformer för olika oorganiska ämnen i en förbränningsrest antas att varje oorganiskt element som skall bedömas föreligger i form av en given referenssubstans. Den fortsatta bedömningen görs då baserat på referenssubstansens egenskaper. Referenssubstanserna väljs enligt följande kriterier;

- De skall ha kända egenskaper så att deras hälso- och miljöfarlighet kan fastställas (i första hand så att ämnenas riskfraser finns bestämda).
- De ska utgöra en typiskt förekommande form av ämnet i fråga i förbränningsrester.

²³ Det är viktigt när man läser författningstexter att inte tolka ordet ”ämne” som något som måste betyda ett enskilt kemiskt ämne med en enda entydig molekylstruktur.

- De skall återspegla ingående verkliga ämnen på ett konservativt sätt, d v s den klassning som de ger upphov till får inte bli mindre sträng än vad som skulle ha blivit fallet om klassificeringen kunnat utföras på undersökningsdata av samtliga tänkbara former av varje ämne i förbränningsresterna.
- De skall återspegla förbränningsresternas egenskaper med hänsyn tagen till förändringar över tid, d v s askans mognad och självhärdning.
- De skall återspegla askans egenskaper med hänsyn tagen till nya ämnen som kan bildas (jämför H13).

För oorganiska ämnen beräknas (den fiktiva) halten av en referenssubstans utifrån totalhalten av motsvarande grundämne.

För organiska ämnen baseras klassningen på ett urval av ämnen som är särskilt miljö- och hälsofarliga och som bedöms skulle kunna förekomma i en förbränningsrest, se vidare kapitel 3 och avsnitt 6.2.3.

7.2 Referenssubstanser för oorganiska ämnen

Vid bestämning av referenssubstanser för oorganiska ämnen är det viktigt att ta hänsyn till de kemiska omvandlingar som sker i en förbränningsrest över tiden. Förbränningsresterna utsätts i varierande grad för påverkan av vatten och luft vilket leder till kemiska förändringar. Detta gör att en och samma förbränningsrest kan uppvisa betydande skillnader i sammansättning när den har varit utsatt för väder och vind jämfört med när den transporterades i väg från förbränningsanläggningen. I det följande antas också att askan kontaktats med vatten, detta utgör också i normalfallet en förutsättning för att kunna tillämpa den förenklade metodiken.

Val av referenssubstanser bör som påpekats ske konservativt och med hänsyn tagen till att nya och farligare ämnen kan bildas i förbränningsresterna över tiden. Baserat på den kunskap som finns om förekomst och omvandling av kemiska föreningar i förbränningsrester föreslås referenssubstanser för oorganiska ämnen i tabell 12. I tabellen redovisas också korta motiveringar till val av referenssubstans.

Som närmare redovisas i kapitel 3 bör referenssubstanserna i Tabell 12 kunna användas för klassning av de allra flesta förekommande askor. Vid kraftiga avvikelser från vanligen förekommande sammansättningar bör dock validiteten granskas. Som exempel kan nämnas att om höga halter rökgasreningsprodukt från förbränning av bränslen med hög kloridhalt ingår i askan kan summan av kalium och natrium komma att understiga halten klor (i molandelar räknat). Då sker det inte någon fullständig hydratisering av övergångsmetallernas klorider vid kontakt med vatten.

Tabell 12. Referenssubstanter för metalliska grundämnen i förbränningsrester
Table 12. Reference substances for metallic elements in incineration and combustion residues.

Element	Referenssubstans	Motivering
antimon	antimon(III)oxid	Valensen III förefaller sannolikare än alternativet som är V, dock stabiliseras det högre oxidationstalet av högt pH. Det förra oxidationstalet är mest pessimistiskt.
arsenik	arsenik(III)oxid	Valensen III förefaller sannolikare än alternativet som är V, dock stabiliseras det högre oxidationstalet av högt pH. Det förra oxidationstalet är mest pessimistiskt.
barium	barium(II)oxid	I de flesta fall bildas bariumsulfat[39] som inte bidrar till någon klassificeringen. Om det inte finns sulfat närvarande bildas bariumhydroxid som har en löslighet på 56 gram per liter[32].
bly	bly(II)oxid	Bildas primärt både som oxid och som klorid. Den senare ombildas i kontakt med vatten varvid blyoxid bildas. Man kan även (beroende på exakta miljön) tänka sig att sulfat eller karbonat bildas men klassningen blir ändå densamma.*
kadmium	kadmiumoxid	Primärt bildas kadmiumklorid som hydratiseras under aktuella betingelser
kobolt	kobolt(II,III)oxid	Enligt [39]
koppar	koppar(II)oxid	Enligt [39,47]
krom	50/50 krom(VI)oxid / krom(III)oxid	Se särskild analys nedan.
krom	krom(III)oxid	Under vissa förutsättningar, se särskild analys nedan.
kvicksilver	kvicksilver(II)klorid	Kvicksilver har en relativt krånglig kemi med ett stort mått av ombytlig het vad gäller förekomstformer. Den valda formen är den mest pessimistiska.
lantano	lantano(III)oxid	Enligt [39]
molybden	molybden(VI)oxid	Enligt [39]
nickel	nickel(II)oxid	Enligt [39]
vanadin	vanadin(V)oxid	Enligt [39]
volfram	volfram(VI)oxid	Enligt [39]
zink	zink(II)oxid	Bildas primärt både som oxid och som klorid. Den senare ombildas i kontakt med vatten varvid zinkoxid bildas

* Andra tänkbara blyföreningar har sannolikt en lägre löslighet i vatten [26,48]

Vissa askors höga innehåll av kalcium ger oftast upphov till ett initialt mycket högt pH (upp till drygt pH 12) i porvattnet. Sådan ”lut” kan påverka huden såvida den inte tvättas

med vatten strax efter kontakt. För arbete med aska rekommenderas därför att man använder handskar och vid risk för stänk även skyddsglasögon.

I den senaste ändringsupplagan av Prevents databas, "Kemiska ämnen" version 10,1 (februari -04) har kalciumhydroxid klassats som frätande med riskfras R34. Någon motsvarande uppgift har inte stått att finna i databasen på Kemikalieinspektionens hemsida. Riskfrasen 34 skulle innebära enligt avfallsförordningen att en aska som innehåller mer än 5 % kalciumhydroxid bör klassas som farligt avfall. Kalciuminnehållet i de flesta askor är tillräckligt högt för att ge upphov till klassning som farligt avfall om man hypotetiskt skulle anta att allt kalcium föreligger som hydroxid. Huvuddelen av ingående kalcium är emellertid bundet på annat sätt²⁴.

En viktig aspekt i detta sammanhang är att kalciumhydroxid kan tillsättas för att neutralisera syra varvid ämnen bildas som inte har någon betydelse ur hälso- och miljösynpunkt. Dessutom är molförhållandet mellan kalcium och summa aluminium och kisel i de allra flesta fall sådant att silikater och aluminater bildas och pH sjunker till betydligt lägre värden. Denna process tar emellertid en viss tid, från veckor till år.

I sammanhanget bör följande omständigheter beaktas. Ren kalciumhydroxid har en löslighet i vatten som understiger 1,85 gram per liter, vilket svarar mot ett pH-värde på 12,7²⁵. En aska som innehåller 5 % kalciumhydroxid bildar därför en mättad lösning om 40 gram prov slammas upp i en liter vatten, vilket motsvarar ett L/S tal på 25. Normalt mäts pH på lakvatten med betydligt lägre L/S tal. Om en pH-mätning exempelvis skulle ge ett mätvärde på 12,4 så motsvarar detta en alkalinitet hos vattnet som svarar mot halva gränsvärdet. I pH-mätningssammanhang kan en marginal på 0,3 enheter betraktas som god även med hänsyn taget till att det handlar om höga pH-värden²⁶.

Vid klassificering enligt Avfallsförordningen av aktuella förbränningsrester bör samma bedömning göras avseende innehåll av kalciumhydroxid som görs i Avfallsförordningen rörande avfallsslagen:

Rubrik: 10 01 Avfall från kraftverk och andra förbränningsanläggningar

10 01 05 Kalciumbaserat reaktionsavfall i fast form från rökgasavsvavling

10 01 07 Kalciumbaserat reaktionsavfall i slamform från rökgasavsvavling

D v s att innehållet av kalk inte innebär en klassificering som farligt avfall. Däremot bör hänsyn tas till att den alkaliska miljön kan påverka specieringen i övrigt, vilket bland annat redovisas i nästföljande avsnitt om förekomstformer för krom.

²⁴ Källa Arvidsson K: *Utveckling av tätskikt för sluttäckning vid Tveta avfallsanläggning*. Examensarbete Luleå Tekniska Universitet 2001:194 CIV.

²⁵ Värdet för lösligheten gäller 0 °C där lösligheten i vatten är högst. Vid 100 °C är lösligheten 0,71 gram per liter. pH-värdet avser 25 °C. Källa: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry, Volym A 15, VCH Verlagsgesellschaft mbH, 1990. ISBN 3-527-20115-7.

²⁶ Närvaro av lösliga kalciumsalter kan innebära viss modifiering av framställningen ovan. Totaleffekten är dock att en ökad halt kalciumjoner i por/lakvattnet ger upphov till en minskad halt hydroxidjoner.

7.2.1 Särskilt om krom

Beskrivningen i detta avsnitt baseras på referenserna [20,40,42-43,49-58].

Krom förekommer i aska som trevärt och som sexvärt (krom-III respektive krom-VI). Fördelningen mellan dessa oxidationstal har betydelse ur hälso- och miljösynpunkt genom att sexvärd krom dels har en mycket strängare klassning, dels bildar mycket mera lösliga föreningar. I lakvatten från aska har krom-VI påträffats i andelar motsvarande storleksordningen någon procent av totalhalten krom [40]. Vidare har observerats att halten krom-VI i askan i vissa fall minskar med tiden [40]. Uppgifterna i litteraturen om oxidationstalet hos krom i aska är emellertid i viss mån motstridiga. Till följd av detta samt frågans stora praktiska betydelse har en särskild informationssökning gjorts.

Normalt bildas sexvärda oxider av krom bara vid låga temperaturer, och kromtrioxid (en form av krom-VI) sönderfaller till lägre oxider redan vid ca 250 °C [39]. I alkalisk miljö – såsom i en panna – sker emellertid en stabilisering av högre oxider vilket kan leda till bildning av kromater av alkalimetall och alkalisk jordartsmetall.

Frågan om innehåll av krom-VI samt dess betydelse ur hälso- och miljösynpunkt har sedan en tid diskuterats och bearbetats inom cementindustrin. Förhållandena i cementugnar liknar dem i pannor på så sätt att förhållandena är såväl oxiderande som starkt alkaliska. Någon närmare undersökning av bakomliggande arbete har i detta avseende inte utförts inom ramen för detta arbete men några källor har ändå konsulterats, bland annat cement- och betongkemins "bibel", *Lea's chemistry of cement and concrete* [20]. Där framgår att ingående krom i första hand bildar oxidationstalet III men att även högre oxidationstal som IV, V och VI kan förekomma. Vid lägre temperatur kan oxidation till högre oxidationstal äga rum (något att kanske beakta när aska hålls vid måttligt hög temperatur i kontakt med luft). Om aska kontaktas med vatten sker en disproportionering till krom-III och krom-VI. Förekomst av krom-VI i aska innebär alltså inte nödvändigtvis att krom-VI bildats under förbränningen och askbildningen i pannan.

Krom är redoxkänsligt och förefaller i aktuell miljö²⁷ (med tillgång till vissa övergångsmetalljoner) anpassa sitt oxidationstal till aktuell redoxpotential inom loppet av några timmar eller dagar. (I de fall det krävs diffusion eller reaktioner i fast fas kan det naturligtvis gå långsammare). I askmiljö med högt pH är krom-VI stabilt medan krom-III är stabilt vid neutrala pH-värden.

De låga nivåerna för krom-VI i lakvatten har sannolikt främst följande två förklaringar:

- Kromatjoner ingår i förekommande sulfatfaser. Vilka dessa är beror på askans sammansättning. I de flesta fall har askan ett högt kalkvärde, d v s det finns en relativt god tillgång till kalciumjoner i porvattnet²⁸. Dessa binds till förekomsten

²⁷ Med aktuell miljö avses här den kemiska miljö som definieras av de ämnen som finns i aska samt tillkommande vatten.

²⁸ Här liksom på andra ställen i avsnittet om krom antas tillgång till vatten. Skälet till detta är att det krävs närvaro av vatten för att krom skall oxideras till sexvärt. I texten antas pessimistiskt att så sker. Vid exempelvis deponering med ett ordentliga tätskikt kan det emellertid ta mycket lång tid innan sådan kontakt

de sulfatjoner och bildas kalciumsulfat i fast fas. Denna är måttligt svårslöslig och omlagras med tiden vilket innebär inlagring av kromatjoner. I många typer av papper förekommer bariumsulfat som vitmedel. Primärt i aska från förbränning av bränslen som innehåller sådant papper bildas bariumklorid vilken omlagras till bariumsulfat, och kromatjoner kan ingå även i denna fas. I de fall där barium förekommer i askan förefaller kromatjoner i första hand ingå i bariumsulfat.

- I många fall tillsätts ammoniak eller aminer till rökgasen för att minska utsläppen av kväveoxider. Detta kan innebära att ammoniak ingår i askan. Ammoniak komplexbinder starkt till krom-III vilket stabiliserar detta oxidationstal.

Vid karbonatisering av aska sänks pH vilket stabiliserar krom-III.

Slutsatsen är alltså att antingen binds krom i askan eller också friläggs det i form av krom-III.

Slaggrus tillverkas av bottenaska från förbränning av hushållsavfall genom åldring utomhus i 3 – 6 månader med fritt tillträde för vatten och luft. pH hos porvattnet är ungefär neutralt, d v s ca 7. I detta fall bedöms krom kunna ha oxidationstalet III (vilket dock bör kontrolleras).

I övriga fall kan pH värdet tänkas bli högre eftersom slaggrus är den asktyp som antagligen har den bästa graderingen och porstrukturen för karbonatisering. Förutsättningarna för pH-sänkning kan variera kraftigt mellan olika askor beroende på ett antal faktorer, t ex innehållet av rökgasreningsprodukt (kalciumhydroxid).

Innehållet av krom-VI i askan bör därför uppskattas från fall till fall utgående från analyser av krom-VI i lakvatten från finmald aska. Kromater är lösliga, och mätning på detta sätt ger en realistisk bild. Utan särskild analys bör antas att hälften av krom-innehållet utgörs av krom-VI vilket bedöms vara ett pessimistiskt eller mycket pessimistiskt antagande.

Slutligen kan nämnas att det finns möjlighet att stabilisera krom-III genom tillsats av järn(III)sulfat [49-50] som är en billig baskemikalie.

kommer till stånd. I sådana fall kan diverse pH-sänkande reaktioner hunnit äga rum och krom-VI destabiliserats.

7.3 Undersökning av organiska ämnen

Baserat på beskrivningen av förekomsten av organiska ämnen i förbränningsrester i avsnitt 3.5.2 samt beskrivningen av organiska ämnen i avsnitt 6.2.4 föreslås att följande organiska ämnesgrupper undersöks och ligger till grund för en bedömning av organiska ämnens bidrag till farlighet i förbränningsrester:

- *dioxiner och furaner (PCDD/PCDF)*,
- *hexaklorobensen (HCB)*,
- *polyklorerade bifenyler (PCB)*, och
- *polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*

7.4 Särskilt om när olja används som stödbränsle

Enligt bilaga 2 till Avfallsförordningen klassificeras flygaska och pannaska från förbränning av olja som farligt avfall enligt avfallsslag 10 01 04*. Denna klassificering är rimlig då olja används som huvudbränsle. I många anläggningar för förbränning av fasta bränslen används mindre mängder olja för uppvärmning av pannor eller som stödbränsle för att upprätthålla rätt förbränningsförhållanden (temperatur, CO etc.) vid störningar i förbränningsprocessen.

När olja används som stödbränsle vid fastbränsleförbränning kommer andelen förbränningsrest från oljan vanligen att utgöra en bråkdel av den mängd förbränningsrester som uppkommer totalt. Det är i dessa fall inte rimligt, och sannolikt inte bra enligt en samlad miljö- och resursbedömning, att alla förbränningsrester skall klassificeras som farligt avfall.

Det bör i stället vara den samlade förbränningsrestens innehåll av farliga ämnen som bör vara avgörande för klassificeringen. Bedömningen av farlighet bör därför ske i enlighet vad som gäller för andra avfallsslag med dubbla ingångar och de ovan angivna referenssubstanserna bör användas även i dessa fall.

8 Tillämpning av den förenklade metodiken för klassning av förbränningsrester

Utgående från redovisningen i kapitel 7 beskrivs nedan hur en förenklad klassning av förbränningsrester bör utföras. Inför en klassning bör en rimlighetsbedömning göras av metodikens tillämpbarhet med hänsyn till askans bruttosammansättning (t ex om kloridhalterna är alltför höga (jfr avsnitt 3.6).

Klassificeringen enligt Avfallsförordningen av en given askpost utförs som slutsteg i en process som består av följande steg.:

0. Etablerandet av en anläggningsspecifik kunskapsbas avseende askans egenskaper som funktion av påverkande faktorer: bränsle, driftbetingelser, utmatning m fl, se vidare avsnitt 8.1.
1. Provtagning.
2. Kemisk analys av ämnen som förekommer i sådana halter att de kan tänkas bidra till klassningen, d v s totalhalter i askan av antimon, arsenik, barium, bly, kadmi-um, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, lantan, molybden, nickel, vanadin, volfram och zink samt dioxiner, PAH, HCB och PCB.
3. Omräkning av mätdata för element (metaller) till halter för respektive referens-substanser
4. Klassning med avseende på egenskaperna H4 – H8 samt H10, H11, H13 och H14

Praktiskt innebär detta följande:

- Analys av ca 15 oorganiska ämnen samt utvärdering av dessa enligt vissa kriterier.
- Analys av 4 grupper av organiska ämnen och jämförelse med föreslagna gräns-värden.

Det bör observeras att den förenklade metodiken endast gäller för klassificering av aska för hanteringen enligt Avfallsförordningen. För deponering eller t ex geoteknisk Användning, tillkommer andra bedömningar/kriterier, t ex. för eventuell lakvattenbildning och risk för miljöpåverkan.

8.1 Mätstrategi, provtagning

Nedan beskrivs mätstrategi och provtagning för klassificering av förbränningsrester som farligt eller icke-farligt avfall enligt Avfallsförordningen. Om förbränningsresterna skall deponeras kan det vara lämpligt att samtidigt utföra den provtagning och provning som föranleds av de kommande bestämmelserna om kriterier för avfall vid deponeringsanläggningar[59].

Provtagning och klassificering av förbränningsrester bör ske i samband med val av metod för hantering av förbränningsresterna. Detta innebär att klassificering bör genomföras vid förbränningsanläggningen på färsk fuktade askor inför val av den vidare

hanteringen. Om förbränningsrester behandlats på något sätt, t ex genom uppläggning och karbonatisering, bör en förnyad klassificering genomföras inför valet om hur de behandlade materialet sedan ska omhändertas.

För att provtagningen verkligen skall avse det material som skall klassificeras är det nödvändigt att beakta följande:

- a Prover skall tas och provningen utföras på ett sådant sätt att en rimlig bild erhålls över de variationer i egenskaper som förekommer inom den aktuella askposten.
- b Provningens omfattning anpassas lämpligen med hänsyn taget till kännedom om påverkande faktorer (bränsle, panntyp, driftbetingelser, utmatning m m) i kombination med resultat från tidigare mätningar.

Det är naturligtvis möjligt att betrakta varje askpost för sig och utan några förutfattade meningar provta och mäta och så småningom komma fram till vad posten består av och vilka variationer som förekommer. Eftersom ett sådant arbetssätt är ineffektivt och kostsamt rekommenderas detta inte.

Istället bör man i den aktuella anläggningen kartlägga funktionssättet i sitt system och får fram en kunskapsbas som beskriver askans egenskaper samt variationer i dessa egenskaper som funktion av påverkande faktorer: bränsle, panntyp, driftbetingelser, utmatning m fl. Kunskapsbasen kan lämpligen struktureras efter panna, bränsletyp och uttagspunkt.

Det är också viktigt att fånga in de logistiska förhållandena, d v s hur olika askflöden blandas samt vilken blandning (och ev. segregering) som sker i samband med uppläggning och annan hantering. Kunskap om den homogenisering som erhålls i sådana processteg kan avsevärt reducera behovet av provtagning för att fånga in variationer i egenskaper.

Frekvensen av provtagningen bör bestämmas för varje anläggning utgående från den ovan nämnda kunskapsbasen. Exempelvis bör provtagningen ske oftare om det förekommer stora variationer i föroreningshalten i askan.

För provtagning ur stora volymer pulverformigt bulkmaterial finns standardförfaranden och sådana kan erhållas t ex från SIS (t ex SS 187113 Biobränslen och torv – provtagning och NT-ENVIR 004).

Varje prov bör ha en vikt på minst ca 2 kg och delas ner med hjälp av särskild prov-delare innan analys sker.

Vid provtagning bör särskilt beaktas om några systematiska inhomogeniteter kan tänkas förekomma. Ett exempel kan vara att bottenaska tippats i ett tunt lager över ett tjockare lager flygaska för att undvika damning. I ett sådant fall kan variationerna i analysresultaten lätt te sig förbryllande och oförklarliga.

8.2 Utvärdering av egenskaperna H4 – H8 samt H10, H11 och H14

Klassning av aska med avseende på egenskaperna H4 – H8 samt H10, H11, och H14 för oorganiska ämnen görs enligt följande:

1. Totalhalterna av de olika grundämnena i förbränningsresten används för att räkna ut innehållet av respektive referenssubstans, enligt referenssubstansens formelvikt, se Tabell 13.
2. Med hjälp av lämplig databas identifieras samtliga R-värden för samtliga referenssubstanser, se Tabell 14.
3. Med stöd av kemikalieinspektionens författningar samt utgående från anvisningarna i Avfallsförordningen, Bilaga 3 identifieras de räknescheman som skall användas för de olika egenskaperna, se Tabellerna 15 och 17.
4. Med hjälp av dessa räknescheman samt med utnyttjande av halterna (baserade på formelvikter) beräknas summa respektive bestäms högsta värde för alla referenssubstanser och för var och en av egenskaperna H4 – H8 samt H10, H11 och H14, se exempel i Tabell 17.
5. Om samtliga dessa värden ligger under de gränser som anges för egenskaperna i Avfallsförordningen, Bilaga 3, görs bedömningen att askprovet i fråga inte bör anses vara farligt avfall.

Klassificering kan göras utgående från punkterna ovan samt de referenssubstanser som redovisas i Tabell 12. Riskfraser och egenskaper med avseende på klassningskriterierna redovisas i sammanställning i Tabell 13. Uppgifterna i Tabell 13 har hämtats ur Prevents databas ”kemiska ämnen 10.1”. I Tabell 14 redovisas en förteckning över de i Tabell 13 ingående riskfraserna tillsammans med respektive farokod, farobeteckning och nedre haltgräns. I Tabell 15 finns materialet i Tabellerna 13 och 14 sammanställt i form av riskfraser för referensämnen uppdelade på de olika egenskaperna enligt Avfallsförordningen.

Klassificeringen för organiska ämnen görs genom att jämföra erhållna värden med de gränsvärden som föreslagits i avsnitt 6.2.3, dvs.:

- 10 µg dioxiner (I-TEQ) per kg avfall,
- 50 mg PCB per kg avfall,
- 50 mg HCB per kg avfall.
- 100 mg av sju cancerogena typ-PAH per kg avfall.²⁹

²⁹ De sju cancerogena PAH-species som inkluderas, och vilka ingår i USEPA PAH-16 är: benso(a)pyren, bens(a)antracen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, krysen, dibenso(ah)antracen, och indeno(123-cd)pyren.

8.3 Exempel på klassning

I Tabell 16 visas som exempel den kemiska analysen för en hypotetisk aska som erhållits genom ”räknemässig” blandning av ett antal verkliga askor och rökgasreningsprodukter från olika pannor och bränslen.

Med stöd av Tabell 13 och utgående från den kemiska analysen i Tabell 16 har referenssubstanser identifierats och dessa återfinns i Tabell 17.

Referenssubstansernas formelvikter har utnyttjats för omräkning från halter baserade på atomvikt enligt analysen (Tabell 15) till halter baserade på formelvikt vilket redovisas i Tabell 17.

Inplaceringen av ”formelvikthalterna” har gjorts med stöd av Tabell 15.

Nertill i Tabell 17 anges summa alternativt största värde i enlighet med Avfallsförordningen. Där anges också gränsvärdet för var och en av egenskaperna. Alla summavärden och högsta värden måste ligga under respektive gränsvärde för att askan i fråga skall kunna klassas som icke-farligt avfall.

Klassningen som icke farligt avfall enligt Tabell 17 gäller alltså oorganiska ämnen i förhållande till de kvantifierade kriterierna, strikt enligt Avfallsförordningen. Som redovisas i Avsnitt 6.1.2.2 bör även en kontroll ske gentemot de viktade kriterier som ges av formlerna {1} och {2} i detta avsnitt. Insättning av värden från Tabell 17 i dessa formler ger följande villkor för klassning som farligt avfall.

$$\frac{\sum \text{värden kolonn A}}{0,1 \%} + \frac{\sum \text{värden kolonn B}}{3 \%} + \frac{\sum \text{värden kolonn C}}{25 \%} > 1 \quad \{3a\}$$

och

$$\frac{\sum \text{värden kolonn D}}{1 \%} + \frac{\sum \text{värden kolonn E}}{5 \%} + \frac{\sum \text{värden kolonn F}}{10 \%} + \frac{\sum \text{värden kolonn G}}{20 \%} > 1 \quad \{4a\}$$

Insättning i {3a} och {3b} av numeriska värden från Tabell 17 ger

$$\frac{0,02}{0,1} + \frac{0,22}{3} + \frac{0,83}{25} = 0,31 \quad \{3b\}$$

och

$$\frac{0,03}{1} + \frac{0,02}{5} + \frac{0,00}{10} + \frac{0,02}{20} = 0,035 \quad \{4b\}$$

Eftersom ingen summorna i formlerna / uträkningarna {3b} och {4b} är större än 1 så ger inte heller denna prövning stöd för någon klassning som farligt avfall i det exempel som redovisas.

8.4 Diskussion

Metodiken för klassificering som presenteras i denna rapport är utformad enligt försiktighetsprincipen³⁰ med konservativa bedömningar för att inte underskatta förbränningsresters farlighet. Detta innebär att om resultatet av en analys av en given aska är att askan inte skall klassas som farligt avfall så bör detta kunna tas för gott.

Däremot är situationen mera obestämmd om resultatet innebär att en given aska inte kan klassas som icke-farligt avfall. I ett sådant fall kan det förhålla sig så att askan egentligen inte bör klassas som farligt avfall, men att den förenklade metodiken är så försiktig att den ger resultatet ”farligt avfall”.

I ett sådant fall bör man identifiera vilket eller vilka ämnen som leder till det erhållna resultatet. Om det handlar om ett gränsfall så är det troligt att det negativa resultatet bara beror av ett eller ett litet antal ämnen. Vidare kan det vara så att klassningen beror av vilka förekomstformer som antagits. Här kan det hända att den kunskap som finns om en given aska kan innebära att andra – och gynnsammare – förekomstformer kan bestämmas, vilket i sin tur kan leda till att ett gynnsammare klassningsresultat kan motiveras.

Det kan också finnas anledning att överväga att arbeta med de parametervärden som lett till farligheten. Exempelvis kan dessa beaktas i samband med upphandling och/eller upparbetning av bränsle så att mindre förorenade förbränningsrester kan erhållas. En annan strategi kan vara att separera sådana askfraktioner som innehåller farliga ämnen så att dessa inte vid blandning med andra fraktioner ger upphov till en aska vilken kan komma att klassas som farligt avfall.

³⁰ Det antas att askan kontaktats med vatten.

Tabell 13. Uppgifter för oorganiska ämnen i förbränningsrester.

Table 13. Data for certain inorganic compounds (compositions) which typically appear in residues from combustion and incineration.

Ämne	CAS nummer	Faroklass, ~symbol /märkning	Riskfraser
antimon(III)oxid	1309-64-4	Xn (N)	40
arsenik(III)oxid	1327-53-3	T+ C N	45 28 34 50 53
barium(II)oxid	1304-28-5	Xn	20/22
bly(II)oxid	1317-36-8	T Xn N	61 62 .20/22 33 50 53
kadmium(II)oxid	1306-19-0	T	49 22 48/23/25
kobolt(II,III)oxid	1308-06-1	Xn	40 20/21/22 43
koppar(II)oxid	1317-38-0	Xn N	20/22 50
krom(VI)oxid	1333-82-0	T C N O	49 25 35 43 50 53 8
krom(III)oxid	1308-38-9		
kvicksilver(II)klorid	7487-94-7	T+ N	28 48/24/25 34 50 53
lantan(III)oxid	1312-81-8	Xi	36/37
molybden(VI)oxid	1313-27-5	Xn	36/37 48/20/22
nickel(II)oxid	1313-99-1	T	49 43 53
vanadin(V)oxid	1314-62-1	T N	48/23 20/22 68 37 63 51 53
volfram(VI)oxid	1314-35-8	Xn	22
zink(II)oxid	1314-13-2	-	50 53

Tabell 14. Enkla riskfraser som förekommer för ämnena i Tabell 16 samt faroklass och farokod samt nedre haltgräns i beredning enligt KIFS och enligt Avfallsförordningen. I fall där kodningarna skiljer har Avfallsförordningens värde angivits och värdet markeras med kursiv stil. (Observera att summering av "farlighet" görs på olika sätt i KIFS' regler och i Avfallsförordningen, cf text).

Table 14. Singular risk phrases which occur for the compounds in Table 16.

Beteckning	Riskfras	Faroklass	Farokod	Nedre haltgräns
R1	Explosivt i torrt tillstånd			
R2	Explosivt vid stöt, friktion, eld eller annan antändningsgrad			
R7	Kan orsaka brand			
R8	Kontakt med brännbart material kan orsaka brand			
R20	Farligt vid inandning	Hälsoskadlig	Xn	> 25 % †
R21	Farligt vid hudkontakt	Hälsoskadlig	Xn /	> 25 % †
R22	Farligt vid förtäring	Hälsoskadlig	Xn	> 25 % †
R23	Giftigt vid inandning	Giftig	T	> 3 % ‡
R24	Giftigt vid hudkontakt	Giftig	T	> 3 % ‡
R25	Giftigt vid förtäring	Giftig	T	> 3 % ‡
R28	Mycket giftigt vid hudkontakt	Mycket Giftig	T+	> 0,1 %
R33	Kan ansamlas i kroppen och ge skador			
R34	Frätande	Frätande	C	> 5 %
R35	Starkt frätande	Frätande	C	> 1 %
R36	Irriterar ögonen	Irriterande	Xi	> 20 %
R37	Irriterar andningsorganen	Irriterande	Xi	> 20 %
R38	Irriterar huden	Irriterande	Xi	> 20 %
R39	Risk för mycket allvarliga bestående hälsoskador	Se R m †&‡	Se R m †&‡	
R40	Misstänks kunna ge cancer	Cancerframkallande	Xn	> 1 % *
R43	Kan ge allergi vid hudkontakt			
R45	Kan ge cancer	Cancerframkallande	T	> 0,1 % *

Tabell 14 fortsättning

R48	Risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering	Se R m †&‡	Se R m †&‡	
R49	Kan ge cancer vid inandning	Cancerframkallande	T	> 0,1 % *
R50**	Mycket giftigt för vattenlevande organismer			
R51**	Giftig för vattenlevande organismer			
R52**	Skadligt för vattenlevande organismer			
R53**	Kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön			
R61	Kan ge fosterskador	Reproduktionstoxisk	T	> 0,5 *
R62	Möjlig risk för nedsatt fortplantningsförmåga	Reproduktionstoxisk	Xn	> 5 *
R63	Möjlig risk för fosterskador	Reproduktionstoxisk	Xn	> 5 *
R68	Möjlig risk för bestående hälsoskador	Mutagen	Xn	> 1 % *

‡ 1 % om R39 och/eller R48 är med enligt KIFS 1994:12

† 10 % om R39 och/eller R48 är med enligt KIFS 1994:12

* Gäller för varje ämne för sig

** Dessa förekommer vanligen sammansatta. De svarar mot det icke kvantifierade kriteriet H14 i Avfallsförordningen.

VÄRMEFORSK

Tabell 15. Riskfraser för referenssubstanserna i Tabell 15 för de olika farliga egenskaperna enligt Avfallsförordningen.

Table 15. Risk phrases for the reference compounds in Table 15 for the different hazardous properties in accordance with the ordinance for waste.

Faroklass	Giftigt/MG	Giftigt	Hälsosk	Frätande	Frätande	Irriterande	Irriterande	Cancerf	Cancerf	Sk fortpl	Sk fortpl	Mutagent	Mutagent
Farokod	H6 / T&T+	H6 / T	H5 / Xn	H8 / C	H8 / C	H4 / Xi	H4 / Xi	H7 / T	H7 / Xn	H 10 / T	H10 / Xn	H11 / T	H11 / Xn
Haltgräns	0,1 %	3 %	25 %	1 %	5 %	10 %	20 %	0,1 %	1 %	0,5 %	5 %	0,1	1 %
R-kod nr	26 28	23 24 25	20 21 22	35	34	41	36 37 38	45 49	40	60 61	62 63	46	68
antimon(III)oxid									40				
arsenik(III)oxid	28				34			45					
barium(II)oxid			20/22										
bly(II)oxid		61 33	20/22							61	62		
kadmium(II)oxid		23/25	22						49				
kobolt(II,III)oxid			20/21/22						40				
koppar(II)oxid			20/22										
krom(VI)oxid		25		35				49					
krom(III)oxid													
kvicksilver(II)klorid	28	48/24/25			34								
lantan(III)oxid							36/37						
molybden(VI)oxid			48/20/22				36/37						
nickel(II)oxid								49					
vanadin(V)oxid		48/23	20/22				37				63		68
volfram(VI)oxid			22										
zink(II)oxid													

Tabell 16. *Kemisk sammansättning hos en hypotetisk blandaska enligt fiktiv kemisk analys. Sammansättningen svarar mot en blandning av askor och rökgasreningsprodukter från ett flertal pannor.*

Table 16. *Chemical composition of a hypothetical mixture of ashes from an imaginary chemical analysis. The composition corresponds to a mixture of ashes and gas purification products from several combustion units.*

Tabell 16A, huvudelement	
Använd formelenhet	Viktsprocent
SiO ₂	26,0
Al ₂ O ₃	6,3
CaO	35,0
Fe ₂ O ₃	4,0
K ₂ O	1,7
MgO	2,0
MnO	0,2
Na ₂ O	1,9
P ₂ O ₅	0,6
TiO ₂	0,8
C	3,8
S	2,6
N	0,0
Cl	3,8

Tabell 16B, bielelement	
Element	Vikts-ppm
antimon	191
arsenik	121
barium	1730
bly	1599
kadmium	25
kobolt	32
koppar	3458
krom	332
lantan	39
molybden	15
nickel	76
vanadin	50
volfram	66
zink	6566
kvicksilver	3

VÄRMEFORSK

Tabell 17. Klassning av askan i Tabell 19 enligt Avfallsförordningen*.

Tabele 17. Classification of the ash in Table 19 according to the ordinance for waste.

Kolonn ID	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Faroklass	Giftigt/MG	Giftigt	Hälsosk	Frätande	Frätande	Irriterande	Irriterande	Cancerf	Cancerf	Sk fortpl	Sk fortpl	Mutagent	Mutagent
Farokod	H6 / T&T+	H6 / T	H5 / Xn	H8 / C	H8 / C	H4 / Xi	H4 / Xi	H7 / T	H7 / Xn	H 10 / T	H10 / Xn	H11 / T	H11 / Xn
Haltgräns	0,1 %	3 %	25 %	1 %	5 %	10 %	20 %	0,1 %	1 %	0,5 %	5 %	0,1	1 %
R-kod nr	26 28	23 24 25	20 21 22	35	34	41	36 37 38	45 49	40	60 61	62 63	46	68
antimon(III)oxid									0,02				
arsenik(III)oxid	0,02				0,02			0,02					
barium(II)oxid			0,19										
bly(II)oxid		0,17	0,17							0,17	0,17		
kadmium(II)oxid		0,00	0,00						0,00				
kobolt(II,III)oxid			0,00						0,00				
koppar(II)oxid			0,43										
krom(VI)oxid		0,03		0,03				0,03					
krom(III)oxid													
kvicksilver(II)klorid	0,00	0,00			0,00								
lantan(III)oxid							0,00						
molybden(VI)oxid			0,00				0,00						
nickel(II)oxid								0,01					
vanadin(V)oxid		0,01	0,01				0,01				0,01		0,01
volfram(VI)oxid			0,01										
zink(II)oxid													
Summa	0,02	0,22	0,83	0,03	0,02		0,02						
Största värde								0,03	0,02	0,17	0,17		0,01
Gräns	0,1	3	25	1	5	10	20	0,1	1	0,5	5	0,1	1
Farligt avfall?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEJ													

* I klassningen har pessimistiskt antagits att krom föreligger till hälften som krom-VI och till hälften som krom-III.

9 Litteraturreferenser

- 1 **Jermer J, Ekvall A och Tullin C, 2001**
Inventering av föroreningar i returträ. Värmeforsk, Miljö- och förbränningsteknik, Rapport 732, 2001.
- 2 **Steenari B-M och Lindqvist O**
Stabilisation of biofuel ashes for recycling to forest soil. Biomass and Bioenergy Vol 13, Nos 1/2 pp 39-50, 1997.
- 3 **Chandler A J, Eighmy T T, Hartlén J, Hjelm O, Kosson D S, Sawell S E, Van der Sloot H A and Vehlow J, 1997.**
Municipal solid waste incinerator residues. Elsevier Science B.V. 1997. ISBN 0-444-82563-0.
- 4 **Dhir R K, Dyer T D and Paine K A, 2000**
Sustainable Construction: Use of incinerator ash. Thomas Telford Publishing, 2000. ISBN 0-7277-2861-X.
- 5 **Meyers N L and Kopecky M J**
Industrial wood ash as a soil amendment for crop production. TAPPI Journal, volume 81 number 4 April 1998, p 123-130.
- 6 **Johnsson C A, Kersten M, Ziegler F and Moor H C**
Leaching behaviour and solubility – controlling solid phases of heavy metals in municipal solid waste incinerator ash. Waste Management, Volume 16, Nos 1-3, pp 129-134, 1966.
- 7 **Someshwar A V**
Wood and combination Wood-fired boiler ash characterization. Journal of Environmental Quality. 25:962-972 (1996).
- 8 **Obernberger I, Pölt P und Panholzer F**
Charakterisierung von Holzrasche aus Biomassefernhelzverken. I. Zur chemischen Analytik der Aschefractionen. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung. (1994) v. 6(6) p 319-332.
- 9 **Steenari B-M, 1998**
Chemical Properties of FBC Ashes. Chalmers University of Technology, Doctoral Thesis. Department of Environmental Inorganic Chemistry, 1998. ISBN 91-7197-618-3.
- 10 **Holmberg S, 2000**
Chemical and Mineralogical Characterisation of Granulated Wood Ash. Licentiate Thesis. Göteborg University, Earth Sciences Centre, 2000.

- 11 Ecke H, Kylefors K och Lagerkvist A, 1997**
Karakterisering och omhändertagande av botten- och flygaska vid Dåvamyrans avfallsförläggning. Luleå Tekniska Universitet, Avdelningen för Upplagsteknik, Rapport 1997:5.
- 12 Holmberg S**
Sawdust combustion residues from a converted wanderrost boiler. Doctoral Thesis. Department of Geology, Göteborg University. ISBN 91-628-5546-8.
- 13 Förbränning av avfall. En kunskapssammanställning om dioxiner.** Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF Rapport 01:13, 2001.
- 14 Sjöblom R, 2001**
Hypoteser och mekanismer för bildning av beläggningar innehållande zink och bly i samband med förbränning av returflis. Värmeforsk, Miljö- och förbränningsteknik, Rapport 734, 2001.
- 15 Maartmann S och Lundqvist J, 1998**
Fördelning av spårämnen mellan olika askfraktioner från förbränning av trädbränslen. Energimyndigheten, Ramprogram askåterföring, ER 8:1998.
- 16 Sloot H A van der, Kosson D S and Hjelm O**
Characteristics, treatment and utilization of residues from municipal waste incineration. ECN, 1999. ECN-RX—99-017.
- 17 Sear L K A**
The properties and use of coal fly ash. Thomas Telford Ltd, 2001. ISBN 0 7277 30150.
- 18 Abanades S, Flamant G, Gagnepain B and Gauthier D**
Fate of heavy metals during municipal waste incineration. Waste management & research 2002:20 55-68.
- 19 Baxter L L et al**
The behaviour of inorganic material in biomass-fired power boilers: field and laboratory experiences. Fuel processing technology, volume 54, Nos 1-3, March 1998, p 47-78.
- 20 P C Hewlett, Editor.**
Lea's chemistry of cement and concrete. Butterworth-Heinemann, 1998. ISBN 0 340 56589 6.
- 21 Sjöblom R.**
Användning av aska vid förläggning av fjärrvärmeledningar - Förstudie. Svenska Fjärrvärmeföreningen FoU 2003:84

-
- 22 **Hjalmarsson A-K, Bjurström H och Sedendahl K**
Handbok för restprodukter från förbränning. Fjärrvärmeföreningen 1999.
- 23 **E Wikström**
The role of chlorine during waste combustion. Kemiska Institutionen Umeå Universitet, 901 87 Umeå. Utgiven år 1999. ISBN 91-7191-714-4.
- 24 **Johansson I**
Characterisation of Organic materials from incineration residues. Doctoral thesis at Örebro University. Örebro studies in chemistry 3, 2003. ISBN 91-7668-335-4.
- 25 **Pavasars I**
Characterisation of Organic Substances in Waste Materials under Alkaline Conditions. Linköping Studies in Arts and Science 196. Doctoral thesis, University of Linköping, 1999.
- 26 **Lindsay W L**
Chemical equilibria in soils. John Wiley & Sons, Inc., 2001. ISBN 1-930665-11-3.
- 27 **Zhu C and Anderson G**
Environmental applications of geochemical modelling. Cambridge University Press, 2002. ISBN 0 521 80907 X.
- 28 **Siegel F R**
Environmental geochemistry of potentially toxic metals. Springer Verlag. ISBN 3-540-42030-4.
- 29 **Appelo C A and Postma D**
Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema / Rotterdam / Brookfield, 1999. ISBN 90 5410 105 9.
- 30 **Henderson P**
Inorganic Geochemistry. Pergamon Press 1982. ISBN 0-08-020448-1.
- 31 **Faure G**
Principles and applications of geochemistry, 2nd edition. Prentice Hall, 1998. ISBN 0-02-336450-5.
- 32 **Weast R C et al, editors**
Handbook of chemistry and physics, 48th edition. The Chemical Rubber Company, 1967.
- 33 **Hartlén J et al**
Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall. RVF Rapport 02-10. ISSN 1103-4092.

- 34 Fällman, A-M, Larsson L och Rogbeck J**
Slaggrus – Miljömässiga och materialtekniska egenskaper. Statens Geotekniska Institut på uppdrag av Svenska Renhållningsverksförbundet, 1999, projektrapportering.
- 35 Ecke H**
Karbonatstabilisering av flygaska från avfallsförbränning. RVF Utveckling 02:05.
ISSN 1103-4092.
- 36 Hjalmarsson A-K**
Energiaskor för väg- och anläggningsändamål, Miljöaspekter. EFO Energiaskor AB (nu Energiaskor AB), oktober 1998.
- 37 Kahl J S, Fernandez I J, Rustad L E and Peckenham J**
Soil process and chemical transport. Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. Journal of Environmental Quality. 25:220-227 (1996).
- 38 Ecke H**
Carbonation for Fixation of Metals in Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Fly Ash. Luleå University of Technology, Doctoral Thesis 2001:33.
- 39 Gunnar Hägg.**
Allmän och oorganisk kemi. Alqvist och Wiksell 1966.
- 40 Z Abbas.**
Leaching behaviour of MSW combustion ashes and modeling of solid-liquid interface. Akademisk avhandling, Göteborgs Universitet, 2002. ISBN 91-628-5183-7.
- 41 Fällman A-M, Eighmy T and Salaneck W R, 1999**
Aging reactions in residues. Naturvårdsverket AFR-report 252, 1999.
- 42 Steenari B-M och Abbas Z, 2001**
Studier av metoder för stabilisering av sopförbränningsaska genom urtvättning av lösliga komponenter samt metoder för återvinning av metaller ur sådana askor. Chalmers Tekniska Högskola, Avdelningen för Oorganisk Miljökemi, Report OOK 01:08, 2001.
- 43 Abbas Z, 1998**
Leaching Behavior of Residues from Municipal Solid Waste Combustion. Göteborg University, Department of Inorganic Chemistry, Report OOK 98:05, 1998.

-
- 44 Fällman A-M, 1995**
Characterisation of Residues. Release of Contaminants from Slags and Ashes. Naturvårdsverket. AFR-report 86, 1995.
- 45 Harnevie H och Olvstam M L**
Regelverk för eldning av returträflis. Värmeforsk, Miljö- och förbränningsteknik 718, 2001.
- 46 Elert M, Jones C Södergren S**
Bedömningsgrunder för förorenade massor. RVF Utveckling 02:09. ISSN 1103-4092.
- 47 Standen A et al, editors**
Copper compounds. Encyclopedia of chemical technology, Volume 6, John Wiley & Sons, 1964.
- 48 Standen A et al, editors**
Lead compounds. Encyclopedia of chemical technology, Volume 12, John Wiley & Sons, 1964.
- 49 Jensen D L, Christensen T H and Lundtorp K**
Treatment of waste incinerator air-pollution-control residues with FeSO₄: Laboratory investigation of design parameters. Waste management & research 2002:20 80-89.
- 50 Lundtorp K, Jensen D L, Sørensen M A, Christensen T H and Mogensen E P B**
Treatment of waste incinerator air-pollution-control residues with FeSO₄: Concept and product characterisation. Waste management & research 2002:20 69-79.
- 51 Lintschinger J, Kalcher K, Gössler W, Köbl G and Novic M**
Simultaneous determination of chromium (III) and chromium (VI) by reverse-phase ion-pair HPLC with chromium-specific detection. Fresenius J Anal. Chem (1995) 351:604-609.
- 52 Abbas Z, Steenari B-M och Lindqvist O**
A study of Cr(VI) in ashes from fluidized bed combustion of municipal solid waste: leaching, secondary reactions and the applicability of some speciation methods. Waste Management 21 (2001) 725-739.
- 53 Lintschinger J, Kalcher K, Gössler W, Köbl G and Novic M**
Simultaneous determination of chromium (III) and chromium (VI) by reversed-phase ion-pair HPLC with chromium-specific detection. Fresenius Journal of Analytic Chemistry (1995) 351: 604-609.

- 54 Pohlande-Schwandt K**
Treatment of wood ash containing soluble chromate. Biomass and Bioenergy v 16 n 6 1999 p 447-462.
- 55 Michael K, Schulz-Dobrick B, Lichtensteiger T and Johnson A**
Speciation of Cr in leachates of a MSWI bottom ash landfill. Environmental science and technology, volume 32, No 10, 1998, p 1398 – 1403.
- 56 Standen A et al, editors**
Chromium compounds. Encyclopedia of chemical technology, Volume 5, John Wiley & Sons, 1964.
- 57 Gerhartz W et al, editors**
Chromium compounds. Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. VCH Verlagsgesellschaft mbH. ISBN 3-527-20107-6.
- 58 Karwas C P**
Ammonia complexation in the analysis of hexavalent chromium fly ash. J. Environ. Sci. Health, A30(6), 1223-1235 (1995).
- 59 Rådets beslut om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG.** Europeiska Unionens Råd 14473/02, ENV 682.
- 60 Hazardous waste. Interpretation of the definition and classification of hazardous waste. Technical Guidance WM2.** United Kingdom Environment Agency, 2003. ISBN 1 84432 130 4.
- 61 Allen H**
The Biotic Ligand Model addresses effects of water chemistry on metal toxicity. Fact Sheet on Environmental Risk Assessment. No 7, International Council on Mining and metals (ICMM), January, 2002.

RAPPORTFÖRTECKNING

Förteckning över tidigare publicerade rapporter, kan beställas hos Värmeforsk.

Telefax: 08-677 25 35

Telefon: 08-677 27 54

<http://www.varmeforsk.se>

Siffrorna inom parentes anger forskningsgrupp/program:

1 = Material- och kemiteknik

2 = Miljö- och förbränningsteknik

3 = Anläggningsteknik

6 = Tillämpad förbränningsteknik

7 = Torkning av biobränsle

8 = Skogsindustriella programmet

9 = Processtyrning

10 = Miljöriktig användning av askor

- 801 Mätningar av temperaturer enligt EUs direktiv om förbränning av avfall, undersökande temperaturmätningar och simuleringar
Elisabet Blom, Roland Gårdhagen, Jonas Hägglund, Hans Lindqvist, Krister Wahlström, Dan Loyd
mars 2003 P9-817, P4-201 (9)
- 802 Metoder för kartläggning av bränslepartiklars rörelse- och temperaturhistorik i rosterpannor och avfallsugnar – etapp 2
Elisabet Blom, Lennart Gustavsson, Jan Oskarsson, Mats Petersson
mars 2003 F9-808 (2)
- 803 TPS Branschforskningsprogram för energiverk 2001/02
Niklas Berge, Ulf Gamer, Henrik Harnevi, Jenny Larfeldt, Boo Ljungdahl, Lena Nyqvist, Nader Padban, Magnus Paulander, Erik Ramström, Birgitta Strömberg, Frank Zintl
mars 2003 D2-002 (6)
- 804 Insamling av praktiska erfarenheter från fältbussinstallationer i industriella anläggningar
Björn Johansson
mars 2003 P9-815 (9)
- 805 Krav på brandvägg för styrsystem samt undersökning av tillgänglig programvara
Christine Nilsson, Fredrik Nordbladh
april 2003 P9-810 (9)
- 806 Nedbrytningsmönster för cellulosa i närvaro av aska
Karin Wikman, Magnus Berg, Malin Svensson, Holger Ecke
april 2003 Q4-105 (10)
- 807 Termisk rening av askor
Karin Wikman, Magnus Berg, Henrik Bjurström, Anders Nordin
april 2003 Q4-128 (10)
- 808 Korrosionsprovning med korttids-exponerade sondprover
Jan Högberg
maj 2003 M9-832 (1)
- 809 Krypskador i svetsar av X 20 CrMoV 121 1 stål, etapp 1
Jan Storesund, Kjeld Borggreen
maj 2003 M4-207 (1)
- 810 Avlagringstrender i pannor eldade med biobränsle
Mattias Andersson
maj 2003 M4-204 (1)
- 811 Fältprovning av lågtrycksturbinskovlar med förbättrad hårdighet mot korrosionsutmattnings
Jüri Tavast
juli 2003 M4-213 (1)
- 812 CO-reduktion i FB-panna via dosering av elementärt svavel
Leif Lindau, Erik Skog
juli 2003 F9-842 (2)

- 813 Råvaror för framtida tillverkning av bränslepellets i Sverige
Lars Martinsson
juli 2003 A4-214 (3)
- 814 Vakuamtorkning av skogsindustriellt slam – en potentialstudie
Anders Eklund
juli 2003 S2-223 (8)
- 815 Skogsindustriell energiforskning syntesrapport 1997-2002
Anders Kjörk, Olle Nyström
juli 2003 S2-225 (8)
- 816 Tillförsel av skogsindustriellt slam till eldstäder; Etapp 3 – Projektering inför fullskaleförsök
Lars Eriksson, Rolf Njurell, Anders Eklund
juli 2003 S2-228 (8)
- 817 Tester av torkeffekten på rörlig bränsleroster med nya murverk i testrigg
Aktiva murverk och brännare – etapp 2B
Anders Eklund S2-220, M4-206, E2-002
juli 2003 (8, 1, 6)
- 818 Beläggningar på värmväxlare, orsaker i blekprocessen och åtgärder
Henrik Bjurström, Charlotte Ståhl, Lars Widell
juli 2003 S2-229 (8)
- 819 Lutlagringstidens och lutföringens inverkan på inkrustering i industningsapparater och cisterner
juli 2003 S2-230 (8)
- 820 Förbränning av returträflis – Etapp 2 av ramprojekt returträflis – CD-skiva
Annika Andersson, Christer Andersson, Bo von Bahr, Magnus Berg, Annika Ekvall, Jan Eriksson, David Eskilsson, Henrik Harnevie, Bengt Hemström, Jenny Ljungstedt, Juha Keihäs, Åsa Kling, Christian Mueller, Jan Sieurin, Claes Tullin, Karin Wikman
augusti 2003 F9-861-865, M9-841
- 821 Rosterövervakning – nya metoder för reglering och övervakning av förbränningsroster
Åsa Rodin, Jürgen Jacoby, Elisabet Blom
augusti 2003 D2-001 (6)
- 822 Teknik för kontinuerlig mätning av HC1, HF och TOC – etapp 1; konsekvensanalys
Henrik Harnevie, Lennart Gustavsson, Torgny Viberg
augusti 2003 F4-202 (2)
- 823 SCR som metod för kombinerad dioxin- och kväveoxidreduktion vid samförbränning av biobränsle och avfall
Johanna Aurell, Per Liljelind, Stellan Marklund, Åsa Kling, Christer Andersson
augusti 2003 F9-859, F4-214 (2)
- 824 Tillvaratagande av spillvärme
Fredrik Olsson, Helen Hansson, Mats Egard, Mats Barring
augusti 2003 S2-218 (8)
- 825 Undersökning av metoder för strukturering av mjukvara
Björn Johansson
augusti 2003 P9-814 (9)
- 826 Indikation av förbränningsituationen i nedre del av eldstad genom temperaturmätning på rostens första del
Erik Ramström, Jenny Larfeldt
augusti 2003 P4-202 (9)
- 827 Lambdabaserad reglering
Mikael Svensson
augusti 2003 P4-209 (9)
- 828 Energiaskor i betongrelaterade tillämpningar; normer, praxis och erfarenheter
Erik Nordström, Per-Erik Thorsell
oktober 2003 Q4-133 (10)
- 829 Våt rening av askor, metodöversikt
Henrik Bjurström, Britt-Marie Steenari
oktober 2003 Q4-129 (10)
- 830 Injektering av sulfathaltig flygaska i hushållsavfallsdeponi
Karin Wikman, Magnus Berg, Lale Andreas, Anders Lagerkvist, Sara Jannes, Gustav Tham, Rolf Sjöblom
oktober 2003 Q4-106 (10)
- 831 Probleminventering bränsle- och askhantering
Rolf Njurell, Karin Wikman
oktober 2003 A4-207 (3)

- 832 Utvärdering av Hyttsand som bäddsand i FB-anläggningar
Anders Eklund, Elisabet Brus, Marcus Öhman, Henry Hedman, Dan Boström, Anders Nordin
oktober 2003 A4-215 (3)
- 833 Ramprojekt – Askproblem vid skogsbränsleeldning i fluidbädd, etapp 2
Sören Hansson, Per Kallner, Boo Ljungdahl, Lars Wrangsten, Annika Stalenheim, Barbara Goldschmidt
oktober 2003 M9-840, A9-851 (1, 3)
- 834 Process- och sensordiagnostik
Christer Karlsson, Erik Dahlquist
oktober 2003 P9-816 (9)
- 835 Larmsanering med generella metoder
Jonas Ahnlund, Tord Bergquist, Martin Råberg
oktober 2003 P4-211 (9)
- 836 Korrosion i massaindustrins indunsningsanläggningar – Spänningskorrosions- sprickningsprovningar och polarisations- mätningar
Pernilla Andreasson
oktober 2003 S2-213/M9-831 (8, 1)
- 837 Linematerial med aska och rötslam – Underlag för genomförande av pilotförsök med stabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskiktmaterial
M Mácsik, Y Rogbeck, B Svedberg O Uhlander, A Mossakowska
november 2003 Q4-111 (10)
- 838 Rökgasrening vid samförbränning i biobränslepannor i storleken 10-25 MW
november 2003 F4-215 (2)
- 839 Att bygga med avfall
Anna Wilhelmsson, Sara Larsson
november 2003 Q4-144 (10)
- 840 Slam från skogsindustrin, fas II
Marianne Gyllenhammar, Solvie Herstad Svärd, Anders Kjörk, Sara Larsson, Olle Wennberg
november 2003 D2-003 (6)
- 841 Behovsstyrd sotblåsning för bio- och avfallseldade pannor – inventering och teknikval
Anders Kjörk
november 2003 A4-211 (3)
- 842 The Effect of Wood Fuels on Power Plant Availability
Markku Orjala, Janne Kärki, Pasi Vainikka
november 2003 G9-903 (11)
- 843 Syntesrapport för Värmeforsks basprogram 1999-2003
Charötte Dejfors, Åsa Lindeberg, Christer Knutås, Johan Nordling
november 2003 G4-104 (11)
- 844 Förbränningsförhållanden vid omblandning i bränslebäddar på rörlig rost vid eldning av biobränsle och sameldning med naturbränslen – etapp 1; Försök i en kall anläggning
Jürgen Jacoby, Åsa Rodin
november 2003 E2-003 (6)
- 845 Robust instrumentering
Anders Wik
december 2003 M9-829 (1)
- 846 Avvattning av aska från blandbränslen; Erfarenheter och resultat från Tekniska Verken i Linköping
december 2003 A9-835 (3)
- 847 Lågtemperaturkorrosion i pannor med SNCR
Barbara Goldschmidt
januari 2004 M4-218 (1)
- 848 Användning av energiaskor som fillermaterial vid betongtillverkning
Hillevi Sundblom
januari 2004 Q4-219 (10)
- 849 Förutsättningar för att askor kommer till användning i vägar
Erik Kärrman, Denis Van Moeddaert, Henrik Bjurström, Magnus Berg, Bo Svedberg
januari 2004 Q4-207 (10)

- 850 Roterugn för bedömning av
sintringbenägenhet
Jenny Larfeldt, Frank Zintl
januari 2004 F4-208 (2)
- 851 Rening av bäddmaterial
Frank Zintl, Birgitta Strömberg, Jenny
Larfeldt, Henrik Brodén, Peter Sjövall
januari 2004 F4-217 (2)
- 852 Pannsand som fillermaterial
förfjärrvärmerörgravar
Roger Pettersson, Pascal Suér, Jan
Rogbeck
januari 2004 Q4-220 (10)
- 853 Energieffektivisering av anläggningar för
stoftrening med slangfilter
Lars Eriksson, Karin Wikman, Magnus
Berg
januari 2004 A4-310 (3)
- 854 Experimentell studie av inverkan av
träpulvers storleksfördelning på
förbränningsegenskaper
Christian Fredriksson
januari 2004 F4-211 (2)
- 855 Askor och rötslam som täckskikt för
gruvavfall
Mattias Bäckström, Inger Johansson
januari 2004 Q4-146 (10)
- 856 En förenklad testmetodik för
kvalitetssäkring – etapp 1
Henrik Bjurström, Magnus Berg, Maria
Alm, Pascal Suér, Karten Håkansson
januari 2004 Q4-148 (10)
- 857 Databas inom delprogrammet ”Miljöriktig
användning av askor”
Henrik Bjurström, Camilla Rydstrand,
Magnus Berg, Karin Wikman
januari 2004 Q4-211 (10)
- 858 Naturliga köldmedier
Framtida värmepumpar för fjärrvärme
Paul Ingvarsson, Ingela Steén
Ronnermark, Marcus Eriksson
januari 2004 A4-303 (3)
- 859 Kvävgasbubbling i expansionskärl och
lagertankar för spädvatten
Fredrik Wilgotson, Helen Hansson
januari 2004 M4-214 (1)
- 860 Kallmodellstudie av en bränslebädd på en
rörlig rost
Etapp 1 – Parameterstudie av samspelet
mellan rost-/pusherrörelser och
bränslebädd
Henrik Brodén, Jenny Larfeldt
mars 2004 F4-310 (2)
- 861 Erfarenheter av samförbränning och
kvalitetssäkring av verksamhetsavfall i
Sverige och Europa
Elisabet Blom, Annika Ekvall, Lennart
Gustavsson, Kerstin Robertsson, Jan-Olov
Sundqvist
April 2004 F4-213 (2)
- 862 Användning av askor från förbränning
med returpapperslam inom gruvindustrin
Erik Nordström, Mattias Holmström,
Tomas Sandström
April 2004 Q4-103 (10)
- 863 Z-phase in 9-12% Cr Steels
Hilmar Danielsson, John Hald
April 2004 M4-313 (1)
- 864 Överhettarkorrosion – bättre utnyttjande
av projektresultat
Olle Nyström, Anders Kjörk, Thomas
Ehrstedt
April 2004 M4-211 (1)
- 865 Kontinuerlig styrning av matning och
rosthastighet för en småskalig
förbränningsrost
Nader Padban, Erik Ramström, Jenny
Larfeldt och Niklas Berge
April 2004 P4-309 (9)
- 866 Vägledning för klassificering av
förbränningsrester enligt
Avfallsförordningen
Peter Adler, Jan-Erik Haglund, Rolf
Sjöblom
Maj 2004 Q4-142 (10)

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35