



Rapport E2014:05

ISSN 1103-4092

**Mätmetodik och sorteringsteknik med
avseende på krom, koppar och arsenik (CCA)
i träbaserade bränslen**

FÖRORD

Möjligheterna att förbränna bränslen hänger nära samman med deras halter av föroreningar. En av de viktigaste frågorna gäller innehållet av arsenik samt krom och koppar. Innehållet av arsenik i bränslen härrör nästan uteslutande från trä som impregnerats med CCA-medel (CCA står för krom, koppar och arsenik). Innehållet av föroreningar i bränslet styr även till stor del möjligheterna att använda och deponera de askor som bildas.

Syftet med projektet har varit att söka skapa förutsättningar för en bättre sortering av virke. Detta ger en högre och mer verifierbar kvalitet hos bränslen som innehåller trä. Syftet har också varit att därmed skapa förutsättningar för minskade utsläpp samt enklare kontroll av förbränning och rökgasrening samt även renare askor genom att föroreningar koncentreras till en liten volym.

Projektet har genomförts av Rolf Sjöblom, Tekedo AB.

Malmö juli 2014

Ulf Kullh
Ordf. Avfall Sveriges
Utvecklingsansvarig Energiåtervinning

Weine Wiqvist
VD Avfall Sverige

SAMMANFATTNING

Syftet med det uppdrag som lett till denna rapport har varit att undersöka förutsättningarna för renare bränslen – och därmed också renare askor - genom sortering av tryckimpregnerat trä.

Arbetet har bestått av informations- och litteratursökning avseende koppar, krom och arsenik i bränslen och askor, samt förutsättningarna för mätning och sortering. I arbetet har också ingått ett antal besök och intervjuer.

Genomgången i denna rapport visar att det är tekniskt och praktiskt möjligt och ändamålsenligt att identifiera trä som innehåller koppar, krom och arsenik, samt att kvantifiera dessa ämnen i inkommande bränslen. För arsenik beror resultatet av en sådan identifiering och sortering enbart av hur långt processen drivs eftersom impregnerat trä i praktiken är den enda källan för detta ämne.

Sortering kan utföras okulärt. Denna metod är osäkrare än övriga och är också starkt ”operatörsberoende”.

I övrigt har två huvudmetoder identifierats som användbara och ändamålsenliga: reagens och XRF. De har följande egenskaper i sammanfattning:

	REAGENS	XRF
Ämnen	Koppar och krom	Koppar, krom och arsenik
Kvalitativt på träbitar	Ja, snabbt, men ej smutsigt trä	Ja, mycket snabbt, smutsigt trä OK
Kvantitativt på träpulver	Nej	Ja, snabbt
Investering	Låg	Ca SEK 250 000
Driftskostnad	Låg	Låg
Arbetsmiljö & kompetens	OK	Kräver ”körkort”

Övriga metoder bedöms inte vara färdigutvecklade för ändamålet, och för dessa kan inte heller några kostnader överblickas.

Värdet av bortsortering är olika för de olika ämnena:

1. Bortsortering av arsenik är viktigt därför att förekomstformerna för arsenik är giftiga och cancerframkallande. Exempelvis påverkas klassningen som farligt eller icke farligt avfall kraftigt av närvaro av arsenik. Enstaka CCA-impregnerade bräddor i ett rent biobränsle eller motsvarande kan leda till att askan inte kan återföras till skogsmark eller användas geotekniskt.
2. Bortsortering av koppar har sannolikt liten betydelse ur hälso- och miljösynpunkt. Nya regler är dock på gång. Det kan vara lönsamt att utvinna koppar ur aska från kopparhaltigt impregnerat trä. Någon färdig metod för sådan utvinning finns dock inte.
3. Krom förekommer sannolikt som krom-III i såväl bränsle som i aska. För aska kan det dock behövas en närmare redovisning beträffande exakta förekomstformer för krom.

Förutsättningarna för sortering m h t koppar, krom och arsenik kan variera kraftigt mellan olika anläggningar, och därför kan inte några generella slutsatser dras som gäller för alla. I stället rekommenderas att man på de olika anläggningarna utnyttjar resultaten i denna rapport som underlag

för att ta fram en strategi avseende hur rena bränslen man vill använda.

Följande aspekter bör ingå i dessa överväganden:

1. Möjligheterna till att upphandla rena bränslen från leverantörerna, alternativt påverka leverantörer inom den egna organisationen.
2. De egna pannornas utformning och driftförutsättningar samt gällande tillstånd.
3. Förutsättningarna avseende destinationer för askorna, inklusive klassning som farligt eller icke farligt avfall.
4. Möjligheterna att informera leverantörer om mätmöjligheter.
5. Möjligheterna att kontrollmäta själva samt driva ett kvalitetssystem.

Det är viktigt att man analyserar hela kedjan bränsle - förbränning – aska samt att man söker identifiera synergivinster. Ett exempel på en sådan kan vara att om man ändå skaffat sig XRF så kan man mäta även på andra ämnen, inte minst bly, samt med en lägre kostnadströskel kunna optimera m a p sortering m h t detta element.

Nyckelord:

Bränsle, aska, avfall, krom, koppar, arsenik, sortering, reagens, XRF

SUMMARY

The purpose of the work that has led to the present report has been to investigate the prerequisites for purer fuels – and thereby also purer ashes – through sorting of impregnated wood.

The work has comprised information and literature searches with regard to copper, chromium and arsenic in fuels and ashes together with the prerequisites for measuring and sorting. The work has also comprised a number of visits and interviews.

The compilation made in the present report shows that it is technically and practically possible and feasible to identify wood that contains copper, chromium and arsenic as well as to quantify these elements in incoming fuels. In the case of arsenic, the result of such an identification and sorting depends only on how comprehensively it is being carried out, since in practice, impregnated wood is the only source for this element.

Sorting can be carried out by solely using the naked eye. This method is less accurate than others and is also strongly dependent on the operator.

Otherwise, two methods have been identified as useful and feasible: reagent and XRF. Their particulars are as follows in summary:

	REAGENT	XRF
Element	Copper and chromium	Copper, chromium and arsenic
Qualitatively on pieces of wood	Yes, rapidly, but not on dirty wood	Yes, very rapidly, dirty wood OK
Quantitatively on wood powder	No	Yes, rapidly
Investment	Low	Around SEK 250 000
Operating cost	Low	Low
Work conditions & competence	OK	Requires "driver's licence"

It is assessed that other methods are not fully developed for the application in question, neither can any costs be assessed.

The value of sorting is different for the different elements:

1. Removal of arsenic is important since the forms of occurrence for arsenic are poisonous and carcinogenic. For instance, the classification as hazardous and non-hazardous waste is strongly influenced by presence of arsenic. For a pure biofuel, or equivalent, the presence of even quite rarely occurring pieces of impregnated wood can lead to that the ash cannot be recycled to the forest or used in a geotechnical construction.
2. Removal of copper is probably of minor importance from a health and environment point of view. New rules are to be introduced, however. It might be profitable to beneficiate copper from ash from copper containing impregnated wood. No method for this is readily available, however.
3. Chromium is probably present in its trivalent form in fuel as well as in ash. A closer analysis may be warranted in the latter case, however.

The prerequisites for sorting with regard to copper, chromium and arsenic may vary substantially between different facilities, and consequently, no general conclusions can be drawn that are valid for all. Instead, it is recommended that people at the different facilities utilize the results in the present report as a basis for the development of a site specific strategy on how pure fuels one intends to use.

The following aspects should be included in any such considerations:

1. The possibilities to procure pure fuels from the suppliers, alternatively influence the suppliers within the own organization.
2. The construction and operation prerequisites as well as permits in force for the own facilities
3. The prerequisites with regard to the destinations for the ashes, including the classification as hazardous or non-hazardous waste
4. The possibilities to inform the suppliers regarding possibilities to measure
5. The possibilities to perform quality controls and to operate a quality system

It is essential that the whole chain fuel-incineration/combustion-ash is being analyzed and that one looks for synergies. An example of such a synergy may be that if one acquires an XRF instrument, then one can readily measure also on other elements, not least lead, and thus be able to sort with a lower cost threshold also with regard to this element

Keywords:

Fuel, ash, waste, chromium, copper, arsenic, sorting, reagent, XRF.

ORDLISTA

Acceptanskriterierna	NFS 2004:10 med det långa namnet "Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall". Styr vad som får läggas upp på deponi för inert avfall, på deponi för icke farligt avfall och på deponi för farligt avfall.
Arsenat	(I praktiken) blandoxid som innehåller arsenik-V
Arsenit	(I praktiken) blandoxid som innehåller arsenik-III
Arsin	AsH ₃ . Mycket giftig gas.
Avfallsförordningen	SFS 2011:927. Styr bl a vad som ska klassas som farligt respektive icke farligt avfall. Ska inte förväxlas med acceptanskriterierna.
CCA	Krom, koppar och arsenik
CCP	Krom, koppar och fosfor
CS	Chromazurol S. Reagens som ger färgomslag för bl a koppar.
Grundläggande karaktärisering	Ingår enligt huvudalternativet i acceptanskriterierna i kvalificeringen av ett avfall inför uppläggning på deponi. Innefattar laktest och dito kriterier.
Jonradie	Effektiv atomradie i samband med bindning med högt inslag av jonbindning
LIBS	Laser-Induced Breakdown Spectroscopy.
Marsh test	Gammal analysmetod för arsenik
NIR	Near Infrared Spectroscopy (nära infra-rött spektroskopi)
PAN	1-2(-pyridylazo)-2-naftol. Reagens som ger färgomslag för bl a koppar.
PCA	principalkomponentanalys
Trimetylarsin	As(CH ₃) ₃ . Mycket giftig gas.
WRAP	The Waste & Resources Action Programme, Oxon, UK
XRF	X-Ray Fluorescens (Röntgenfluorescensspektroskopi)
Ångreformerig	Reaktion mellan organiska ämnen och vatten till främst vätgas, kolmonoxid och koldioxid

INNEHÅLL

1	Bakgrund, syfte och utförande	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	1
1.3	Utförande och läsanvisning	2
1.4	Referensgrupp och intervjupersoner	2
2	Krom, koppar och arsenik i bränslen och askor	3
2.1	Om krom, koppar och arsenik	3
2.1.1	Krom	3
2.1.2	Koppar	3
2.1.3	Arsenik	3
2.2	Tryckimpregnerat trä	4
2.2.1	Impregneringsmedlens användning	4
2.2.2	Impregneringsmedlens kemiska form samt applicering	6
2.3	Deponering eller förbränning?	7
2.4	Koppar, krom och arsenik i bränsle och aska	8
2.5	Lagstiftning och farlighetsbedömningar	10
2.5.1	Klassning enligt avfallsförordningen	10
2.5.2	Kriterierna för uppläggning på deponi	10
2.5.3	Geoteknisk användning	11
2.6	Sortering av bränsle eller tvätt av aska?	11
3	Mätning och sortering - litteraturuppgifter	13
3.1	Inledning	13
3.2	Identifierings- och mätmetoder	13
3.2.1	Inledning	13
3.2.2	Visuell identifiering	14
3.2.3	Kemisk analys	14
3.2.3	Identifiering med hjälp av reagens	15
3.2.4	Identifiering med hjälp av instrument på plats	18
3.3	Sorteringstekniker	20
4	Besök och intervjuer	22
4.1	EFO AB	22
4.2	Halmstad Energi och Miljö AB	23
4.3	Elia Express i Halmstad AB	24
4.4	Söderenergi AB	25
4.5	Holger Andreasen AB	26
5	Analys och diskussion	28
6	Slutsatser	30
7	Möjligheter till ökad kunskap	32
8	Referenser	33

1 BAKGRUND, SYFTE OCH UTFÖRANDE

1.1 Bakgrund

Möjligheterna att förbränna bränslen hänger nära samman med deras halter av föroreningar. En av de viktigaste frågorna gäller innehållet av arsenik samt krom och koppar. Innehållet av arsenik i bränslen kommer nästan uteslutande från trä som impregnerats med CCA-medel (CCA står för krom, koppar och arsenik). Innehållet av föroreningar i bränslet styr även till stor del möjligheterna att använda och deponera de askor som bildas.

För att kvalificera bränslen inför eldning försöker man ofta sortera bort CCA-impregnerat virke så att det kan förbrännas i särskilda anläggningar. Den aska som genereras tas om hand med hänsyn taget till de höga föroreningshalterna.

Oftast görs sorteringen visuellt (okulärt) eftersom detta är enkelt att utföra. Sådan sortering innebär dock betydande osäkerheter. Förhållandevis färskt CCA-impregnerat virke - eller virke som stått skyddat och inte åldrats eller lakats - har en grönaktig färgton på grund av innehållet av koppar. Samma färg finns dock hos modernt impregnerat virke som innehåller koppar men inte krom och arsenik. Åldrat CCA-impregnerat virke kan ha förlorat sin färg, men ändå ha kvar en stor del av impregneringen.

Flera metoder har utvecklats och undersökts för att antingen kvantifiera innehållet av till exempel arsenik eller för att identifiera om en viss bräda innehåller arsenik eller inte. Metoderna har olika egenskaper med hänsyn till snabbhet, komplexitet, detekteringsgräns och precision, samt mäter på olika djup. I de flesta fall har metoderna undersökts med avseende på acceptans för deponering av avfallsträ. Betydelsen för förbränning samt askanvändning och askdeponering har undersökts i betydligt mindre utsträckning.

1.2 Syfte

Syftet med det arbete vars resultat redovisas i denna rapport är att söka skapa förutsättningar för en bättre sortering av virke och med detta en högre och mera verifierbar kvalitet hos bränslen som innehåller trä.

Renare bränslen kan innebära avsevärda fördelar i form av minskade utsläpp, enklare kontroll av förbränning och rökgasrening samt renare askor genom att föroreningarna koncentreras till en liten volym "smutsiga" askor. Renare askor kan erbjuda fördelar genom flexiblare askanvändning alternativt deponering på enklare och billigare typ av deponi.

Kunskap om bättre sortering gynnar inte bara bränsleleverantörer, genom att de kan leverera renare bränslen, utan också innehavare av förbränningsanläggningar genom att de kan ställa tydligare och skarpare krav på sina leverantörer.

Bättre sortering av bränslen är dock inte ekonomiskt rimligt i alla lägen. Kunskap om vad som erfordras för att få fram renare bränslen är därför också viktigt för anläggningssinnehavare för deras ekonomiska optimering.

1.3 Utförande och läsanvisning

Arbetet består i informationssökning i skriftliga källor avseende följande:

- 1 "Metabolismen" för arsenik, koppar och krom i bränslen och askor
- 2 Mätmetoder och hur de kan tillämpas,
 - a dels för att avgöra om en enskild bräda innehåller arsenik eller inte, d v s i samband med sortering,
 - b dels för att bestämma halten arsenik i ett bränsle, d v s i samband med ankomst till ett värmeverk

Arbetet består också i ett antal intervjuer med bränslesorterare, värmeverk och instrumentleverantör.

Resultatet av den internationella informationssökningen avseende "metabolismen" redovisas i avsnitt 2, och avseende mätning och sortering i avsnitt 3. Besök till svenska anläggningar samt intervjuer med personer där redovisas i Avsnitt 4.

Denna rapport kan läsas på olika sätt beroende på läsarens behov och intresse. den behöver inte läsas i sin helhet, och avsnitten behöver heller inte läsas i den ordning de förekommer i innehållsförteckningen. Exempelvis kan avsnitt 2 innehålla många detaljer som i vart fall inledningsvis kan hoppas över av den som främst är intresserad av hur andra gör i Sverige (d v s avsnitt 4).

1.4 Referensgrupp och intervjupersoner

Även om denna rapport har bara en författare (som tar ansvar för misstolkningar och felaktiviteter) så är det många som deltagit i arbetet.

Referensgruppen har bestått av följande personer

Gullmar Wernersson, Renova AB

Eva Aronsson, Halmstad Energi och Miljö (HEM)

Johan Söderberg, Umeå Energi AB

Johan Fagerqvist, Avfall Sverige

Referensgruppen har dels utfört de uppgifter som en referensgrupp normalt utför, dels bidragit med en avsevärd del av materialet i själva rapporten. Den har vidare arbetat med stor entusiasm, och det har varit ett nöje samt till stor hjälp för författaren att få åtnjuta detta stöd. Ett stort tack för detta.

Det kanske viktigaste bidraget till denna rapport kommer från alla de som låtit sig intervjuas, och som också förevisat provtagning och mätning m m:

Lennart Ryk, EFO AB (tidigare Söderenergi AB)

Per Ålund, Halmstad Energi och Miljö AB (HEM)

Eva Aronsson, Halmstad Energi och Miljö (HEM)

Peter Ovik, Elia Express i Halmstad AB

Sylve Wedholm, Söderenergi AB

Katja Pettersson, Söderenergi AB,

Anna Svarans, Söderenergi AB

Ronny Söderberg, Holger Andreasen AB

Kenneth Boman, Holger Andreasen AB

Även här har projektet fått ett helhjärtat och entusiastiskt samt sakkunnigt stöd. Ett stort tack även för detta.

2 KROM, KOPPAR OCH ARSENIK I BRÄNSLEN OCH ASKOR

2.1 Om krom, koppar och arsenik

2.1.1 Krom

Krom i markmiljö förekommer nästan alltid som krom-III, i vilken form det inte skadar hälsa och miljö. Vid höga pH-värden kan dock krom-VI stabiliseras. Krom i form av kromtrioxid eller kromat kan skada hälsa och miljö. I aska stabiliseras dock krom i form av krom-III av det järn som praktiskt taget alltid finns närvarande i överskott. Krom-III har nämligen en jonradie som är nära identisk med de för järn-II och järn-III, vilket innebär att krom ingår i järnriska faser i fast löslighet och blir svårtillgängligt, se [1-2]. Detta finns verifierat genom uppmätta låga lakstigheter för krom i ett stort antal åldrade askor.

2.1.2 Koppar

Koppar kan också gå in i järnriska faser i fast löslighet, och genom detta bli svårtillgängligt, analogt med situationen för krom i föregående avsnitt. Koppar har dock lite speciella bindningsförhållanden genom att det gärna bildar plant kvadratiska komplex (lignandfälsbindningar), samt gärna binder till organiska komplexbildare. Till följd av detta har koppar ofta en högre mobilitet i mark jämfört med många andra element.

Koppar kan således påverka hälsa och miljö i vissa former, men oxidformen har inte någon formell klassning enligt de märkningsregler som ligger till grund för klassning av avfall, se vidare nedan i avsnitt 2.5.1.

2.1.3 Arsenik

Arsenik förekommer i jordskorpan med en medelhalt på 1,8 ppm och är därmed det trettiofjärde vanligaste elementet.[3] Det förekommer i naturen ofta som sulfid, och erhålls ofta tillsammans med andra element som gärna bildar sulfid, t ex koppar, silver och bly. Genom detta bryts mer arsenikinnehållande malm än vad som svarar mot behovet av arsenik, och detta har bidragit till elementets tidigare stora popularitet i samband med impregnering av trä.[4]

De vanligaste oxidationstalen för arsenik är 0, III och V, och normalt betraktas alla arsenikinnehållande föreningar som giftiga. Graden av giftighet varierar dock starkt. Vid upphettning av arsenik eller arsenikinnehållande föreningar i luft bildas diarseniktrioxid. Man räknar med att dödlig dos för en människa vid oralt intag är 0,2 - 0,3 gram. Vid regelbundet intag är den dödliga dosen emellertid betydligt högre.[3] Arsenik är också "långsamverkande" genom att det är cancerframkallande.[5]

I jordmaterial varierar oxidationstalet för arsenik mellan III och V, och därmed också associationen till andra element.[1,6-7] Arsenik-III associerar till järn-II och järn-III eftersom jonradierna är nära lika, medan arsenik-V gärna associerar till släktingen fosfor.[1] Eftersom fosfor gärna associerar till kalcium gör även arsenik-V det.

Associeringen till järn innebär ofta att arsenik blir svårtillgängligt, men detta är inte alltid fallet, t ex om redoxpotentialen är så låg att även järn går i lösning. Ändå använder man ofta utfällning av järn(hydr)oxid för att fastlägga arsenik. Detta fungerar dock inte alltid, och kemin för arsenik i jordmaterial är komplicerad.[8-9]

En egenhet hos arsenik som sällan uppmärksammas, se dock [10-11] är att arsenik i oorganisk form kan förflyktigas genom biometylering till trimetylarsin ($\text{As}(\text{CH}_3)_3$). Enligt [8] sönderfaller trimetylarsin i luft inom loppet av ett par dygn, eller kortare, varför även låga halter i luft (vilket uppmätts i [8]) kan befaras ge upphov till en omfattande spridning.

Användning av arsenik i bostäder upphörde för ca 100 år sedan, men det kan ändå vara anledning att rekapitulera vad som hände eftersom detta har relevans för om man ska deponera eller förbränna trä som impregnerats med arsenik, se avsnitt 2.3.

För mer än 100 år sedan hade arsenik en utbredd användning i bl a färger till tapeter och tyger, stoppning av möbler, o s v. Man visste att arsenik var giftigt, men utgick från att det spreds genom damm, och att det skulle vara tillräckligt med att städa. Analysteknikens framsteg innebar att man under 1800-talet fick fram metodik för att bestämma arsenik i organiskt material med hjälp av en så kallad arsenikspegel, se [12] sidan 420 och [13] sidan 342, se även [4] och avsnitt 3.2.3. Hamberg [14] tillämpade denna metodik för att analysera partikelfilter och tvättvatten från drygt två kubikmeter luft i ett rum med tapeter med den vackra gröna färgen schweinfurtergrönt, som innehåller arsenik, för recept, se [12] sidan 422. Den kemiska formeln är $3\text{Cu}(\text{AsO}_2)_2 \cdot \text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2$. Han påträffade arsenik i vätskan men inte på filtret.

Upptäckten av att arsenik kunde förekomma i ett ämne i gasfas ledde till att ett annars svårt rättsfall kunde klaras upp.[14-17], se även [18-19]. I Jena i Tyskland bodde under slutet av 1800-talet en fattig familj med elva barn. Huset var kallt och fuktigt, med mögel på insidan av väggarna över de annars färgstarka tapeterna med schweinfurtergrönt. Under loppet av sju år dog sex av barnen. Föräldrarna arresterades, misstänkta för att ha mördat barnen med vit fosfor. Emellertid upptäcktes arsenik i deras kroppar, och man kunde koppla detta till de gröna tapeterna så att föräldrarna kunde frikännas.

Arsenik förbjöds efterhand under stor diskussion[20], och försvann i vart fall från inomhusbruk i början av 1900-talet. Men historien upprepar sig, om än inte identiskt. Ca femtio år senare kom man att beta utsäde med kvicksilverhaltiga preparat för att undvika mikrobiella angrepp innan kornen hunnit gro. Så småningom uppdagades att kvicksilvret till stor del biometylerades till monometylkviksilver, som övergick till gasfas, omvandlades till oxid, för att sedan gå vidare i näringskedjan och ackumuleras i fisk. [21] Detta bruk har nu upphört sedan länge, men fortfarande råder begränsning för intag av fisk från vissa insjöar.

2.2 Tryckimpregnerat trä

2.2.1 Impregneringsmedlens användning

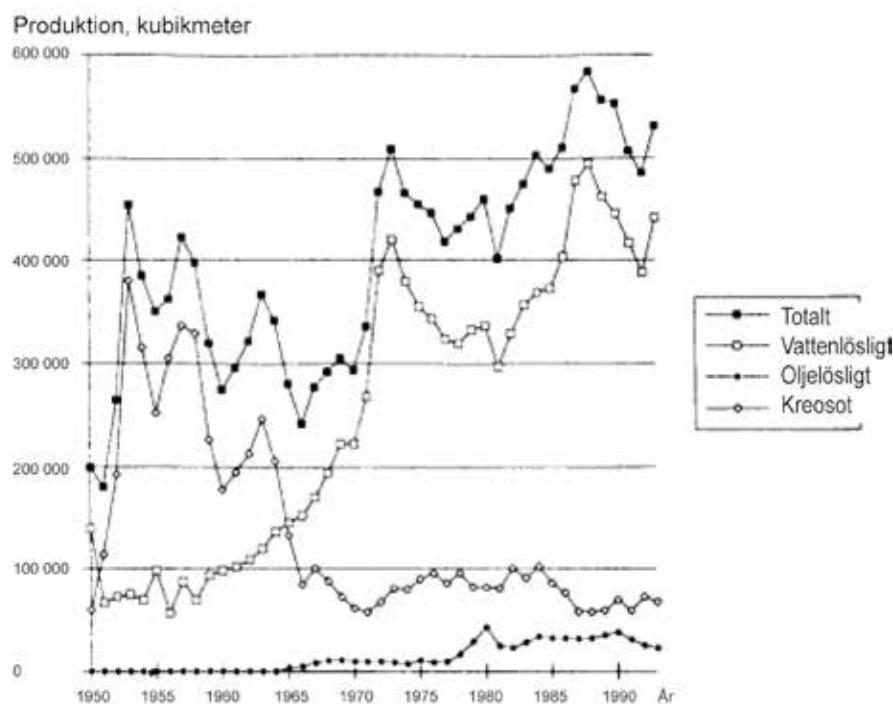
Tryckimpregnerat trä är inte något enhetligt begrepp, och åtskilliga impregneringsmedel har använts under årens lopp.[22] Modern impregneringsteknik kan sägas ha börjat med behovet av att skydda järnvägsslipers, och i mitten av 1800-talet hade man etablerat fyra processer för oorganisk impregnering, i vilka man använde kvicksilverklorid, kopparsulfat, zinkklorid och järnsulfat.

En ytterligare metod bygger på kreosot, d v s ett organiskt träskyddsmedel.[22] Kreosot består till största delen av olika aromatiska kolväten som erhålls vid torrdestillation av tjära från trä eller stenkol. Föroreningsämnen i kreosotimpregnerat virke försvinner helt och hållet i samband med förbränning.

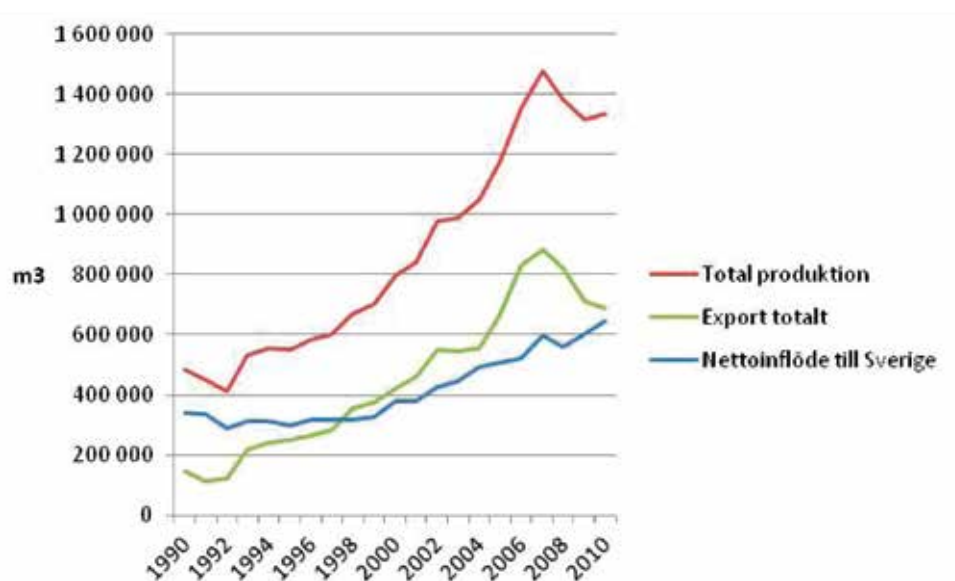
Enligt [22], som bygger på uppgifter i [23], användes oljelösliga impregneringsmedel främst under perioden 1950 - 1965, efter vilken period vattenlösliga medel har dominerat, se Figur 1. Av det virke som impregnerades år 1993, utgjorde det som impregnerats med vattenlösliga preparat 83 %, och av dessa utgjorde CCA-medlen nästan 52 % (CCA = koppar, krom och arsenik). Volymen CCA-impregnerat virke hade då minskat med över 50 % sedan år 1988.

Minskningen hängde samman med att kemikalieinspektionen från januari 1992 infört restriktioner beträffande användning av träskyddsmedel som innehåller föreningar med krom och arsenik. Enligt [24] föreskrev KIFS 1990:10 att CCA-behandlat trä efter en övergångsperiod 1992-1993 i princip bara fick användas i samband med att trä stod i permanent kontakt med fuktig mark eller vatten.

Minskningen av användningen av CCA-impregnerat virke kompenseras i hög grad av ökad användning av vattenlösliga medel som varken innehöll krom eller arsenik, och under 1993 ökade deras andel med över 200 % [22]. De kom under åren 1994-1997 att utgöra ca 55 % av den totala volymen tryckimpregnerat virke [24].



Figur 1. Produktion i kubikmeter av impregnerat trä i Sverige under perioden 1950 - 1993 fördelat på typ av träskyddsmedel. Figur retuscherad efter [22], som hämtat uppgifterna från [23].



Figur 2. Produktion i kubikmeter av impregnerat trä i Sverige under perioden 1990 - 2010 fördelat på export och inflöde till Sverige. Figuren hämtad från [25], som i sin tur hämtat uppgifterna från Träskyddsinstitutet.

Källan [24] anger också att CCP impregnerat virke (CCP = koppar, krom och fosfor) hade en märklig topp kring året 1993, då detta utgjorde 50 % av allt tryckimpregnerat virke.

Ytterligare förändringar i användningen skedde under år 2008, då användningen av arsenikinnehållande impregnerat trä förbjöds (KIFS 2008:2) utom för visst yrkesmässigt bruk. Därmed skedde en övergång till CCP-impregnerat (CCP = koppar, krom och fosfor) trä för användning i kontakt med jord och vatten, samt impregnering med kopparinnehållande medel för användning ovan jord. Kvaliteterna betecknas NTR A respektive NTR AB, se Svenska Träskyddsföreningens hemsida, www.traskydd.com. Enligt Figur 8 i [25] försvann arsenik i det tryckimpregnerade virket i stort sett i och med utgången av år 2004.

De volymer trä som impregnerats och använts i Sverige redovisas i Figurerna 1 och 2. För detaljerade uppgifter om främst användningen efter år 1990 hänvisas till [25], se även [26]. Referens [25] har även tagit fram detaljerade uppgifter om förbrukningen av vart och ett av ämnena koppar, krom och arsenik för varje år, men detta upprepas inte här.

2.2.2 Impregneringsmedlens kemiska form samt applicering

Som framgår av föregående avsnitt så har oljelösliga impregneringsmedel använts endast i begränsad utsträckning, och i huvudsak för flera decennier sedan. Ingen särskild sökning har därför gjorts kring dessa, och inte heller har några egentliga uppgifter påträffats. Nationalencyklopedin meddelar dock att de oljelösliga medlen vanligen bestod av tennföreningar vilka lösts i lacknafta. Lacknafta påverkar träets yta och dimension mycket mindre än vatten, varför oljelösliga impregneringsmedel är särskilt lämpade för snickerier.

De vattenlösliga medlen kan indelas i alkaliska och sura, varav de senare troligen haft den dominerande användningen i Sverige.[22]

Bolidens utveckling och försäljning av impregneringsmedel för trä hänger samman med behovet av att dels skydda trä mot röta, dels att använda den arsenik som erhöles som biprodukt/avfall i samband med företagets utvinning av andra metaller. Det första impregneringssystemet med arsenik togs fram år 1932 och bestod av två steg: först impregnering med en natriumarsenitlösning och därefter en med zinkklorid, varvid zinkarsenit bildades i virket. Inom kort ersattes arsenitet med det mera lösliga arsenitet. År 1936 övergick man till en enstegsprocess i vilken även dikromat (d v s krom-VI i sur lösning) ingick. Genom detta kunde träets reducerande egenskaper utnyttjas så att krom reducerades till krom-III, varvid såväl krom som ingående zink och arsenik fastlades i trästrukturen. Produkten kallades Boliden BIS och användes i Sverige fortfarande år 1950.[27]

Boliden BIS utvecklades till Boliden S, som bestod av en pasta med zinkoxid och kromtrioxid som blandats med en vattenlösning med diarsenikpentoxid. Pastan späddes med vatten före användning. I kvaliteten Boliden S25 hade 25 % av ingående zink ersatts med koppar, och i Boliden K33, som introducerades i Sverige år 1950, hade all zink ersatts med koppar.[27]

Boliden K33 hade följande kemiska sammansättning[27]:

14,8 % koppar räknat som CuO

26,6 % krom räknat som CrO₃

34,0 % arsenik räknat som As₂O₅

Följande krav gäller för ett impregneringsmedel:

- 1 Det ska skydda mot röta
- 2 Det ska gå att applicera
- 3 Det ska stanna kvar i träet under den tilltänkta användningstiden

Impregnerbarhet hos Boliden K33 erhöles dels genom att man hade vattenlösliga former av krom och arsenik, (genom att de förelåg som kromat respektive arsenat), dels genom att man hade ett lågt pH så att även koppar i oxidform blev vattentroget.

Impregnering åstadkoms man genom att (1) pumpa vakuum, (2) släppa in impregneringslösning, och (3) lägga på ett tryck. Beroende på driftsbetingelserna fick man antingen total impregnering av splintveden, eller impregnering till visst djup. Kärnved är mättad med hartser m m och låter sig inte impregneras utöver detta.

Genom reaktionerna främst med krom-VI som reduceras till krom-III fastläggs samtliga av koppar, krom och arsenik under förutsättning att balanseringen beträffande sammansättningen av dessa element är korrekt. Då blir lakningen av dessa ämnen tillräckligt låg för att skyddet ska bestå under den tid man dimensionerat för.

I referens [22] diskuteras denna balans. Reduktionen av krom anges leda till bildning av CrAsO_4 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$, CuAsO_4 (antagligen menar författaren $\text{Cu}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), Cr_2O_3 och $\text{Cr}(\text{OH})_3$. Krominnehållet i Boliden K33 anges dock vara relativt lågt i förhållande till sådan sammansättning som ger optimal fastläggning, varför man konstaterar att arsenik riskerar att laka ut.

Det framgår inte av [22] om detta gäller all arsenik eller bra "överskottet", men det kan finnas anledning att förmoda att all ingående arsenik inte lakar på samma sätt. Mätningar *in situ* som redovisas i [22] pekar dessutom tydligt på att lakningen är kraftigt beroende på markförhållandena.

Kopparsalter har använts för träskydd sedan mitten av 1800-talet.[27] Ofta har man använt kopparsulfat, som dock kan bidra till korrosion på järn. Enbart kopparoxid hjälper inte heller mot alla mikroorganismer, och för att få ett gott skydd krävs tillsats av något ytterligare ämne.

Impregneringsmedel med koppar, borsyra och någon form av amin introducerades 1965 till följd av det ökade motståndet mot användning av arsenik. Enligt [27] från 1993 har de inte kommit till någon större användning p g a att de arsenikinnehållande medlen varit väl etablerade och billigare. Enligt referens [26] är det emellertid sådana medel som dominerat sedan åtminstone ca 10 år tillbaka. Av sammansättningarna at döma solubiliseras koppar dels genom tillsats av syra, dels av amin med vilken särskilt koppar bildar starka komplex. Även borsyra har en hämmande inverkan på mikroorganismer, och kompletterar således kopparn.

Koppar i impregnering har en tydlig grön färg. Av det ovan sagda innebär detta att man troligen sällan påträffar impregnering som innehåller arsenik, men inte koppar. Dock kan impregnering ha lakat ur på ytan så att man behöver få fram en färsk yta för att kunna se tydligare. Omvänt kan det ofta förekomma att impregnering har en tydlig grön färg, och innehåller koppar, men inte arsenik.

2.3 Deponering eller förbränning?

Innan denna framställning går vidare till arsenik i aska kan det vara läge att ta upp frågan om förbränning verkligen är bästa alternativet. Visserligen har vi ett förbud mot deponering av brännbara avfall i Sverige, men internationellt lägger man i många länder upp arsenikhaltigt tryckimpregnerat virke på vanliga kommunala deponier.

State of the art presenteras antagligen av boken Environmental impacts of treated wood och dess kapitel om deponering av tryckimpregnerat trä[28]. Det sägs en hel del om lakning och lysimetrar, men ingenting om att det knappast kan uteslutas att huvuddelen av den arsenik som avgår kanske kan göra

det i form av gas, t ex trimetylarzin, jfr avsnitt 2.1.3. I [29] rekommenderas t o m att tryckimpregnerat trä i vissa fall kan ingå i en sluttäckning i form av ett slags kompost (mulch).

Slutsatsen i denna rapport är att deponering m m av arsenikhaltigt trä är olämpligt, i vart fall tills dess att de långsiktiga effekterna med hänsyn till biometylering utvärderats ordentligt.

Förbränning har också ett eget kapitel i boken *Environmental impacts of treated wood* [30]. Där hävdas bl a följande: "A disadvantage of incineration is that it generates heat that has to be used immediately or converted to electricity (efficiency is relatively low) instead of producing a secondary fuel".

I stället rekommenderas lågtemperaturpyrolys eller högtemperaturförgasning trots att dessa tekniker enligt författarna [30] "still have to be proven", d v s inte är färdigutvecklade.

I [30] antas att impregneringselementen lätt kan utvinnas ur rökgasen. Som framgår av Tabell 1 i avsnitt 2.5.1 utgör dessa element typiskt endast några tiondels procent av även ett rent CCA-impregnerat trädbränsle, d v s högst lika mycket som askan. Valet av förbränningsteknik skulle således grunda sig på en utvinning ur aska enligt ännu en icke utvecklad teknik.

Det behöver knappast sägas att avfallsförbränningsanläggningarna i Sverige inte har några svårigheter att bli av med värmen, och att tekniken är välutvecklad.

Det har också undersökts hur koppar, krom och arsenik uppträder i en panna.[31-32] Slutsatsen är[31] att huvuddelen av dessa ämnen binds till andra ämnen i askan, och detta gör dem mindre flyktiga i pannmiljö. När aska kontaktas med vatten sker ytterligare stabilisering av dessa ämnen. Impregneringselementen bidrar knappast till påslag på tuberna eller korrosion av dessa.

Förbränning skapar förutsättningar för att få fram ett rent oorganiskt material från vilket arsenik knappast kan avges i gasfas genom biologiska processer, och vilket medger stabilisering. Beträffande utsläpp från förbränning av CCA-impregnerat trä, se nästa avsnitt.

Det kanske kan tilläggas att aska från förgasning, och i synnerhet sådan förgasning som innefattar ångreformeringsprocesser kan vara lättare att upparbeta än aska som bildats vid högre temperatur. De höga halterna av koppar och krom i aska från rent CCA-trädbränsle kan möjligen göra sådan upparbetning lönsam. För detta krävs dock teknikutveckling.

2.4 Koppar, krom och arsenik i bränsle och aska

De förhållanden som råder vid våra svenska förbränningsanläggningar innebär att den koppar, krom och arsenik som finns i bränslet återfinns också i askan med mycket små förluster i form av emissioner.

Tryckimpregnerat avfallsbränsle får bara eldas i sådana anläggningar som särskilt har tillstånd för detta. För att en anläggning ska vara lämplig för eldning av tryckimpregnerat virke krävs att den har en rökgasrening som fränskiljer partiklar. Det är relativt okomplicerat att utgående från askhalt och arsenikhalt i bränslet samt kända prestanda för partikelreningen räkna fram om man klarar utsläppskraven. Stöd för sådana överväganden finns i [26].

Däremot så kommer inte all koppar, krom och arsenik som ingår i det trä som använts i Sverige att ingå i det trä som också bränns. Det finns minst ett par orsaker till detta. En del av det trä som använts blir kanske kvar på sin plats. En annan förklaring är att en del av den koppar, krom och arsenik som fanns i virket från början kan ha försvunnit genom lakning och biometylering.

I [25] uppskattar man lakningen till 15% för allt virke fram till år 1980. Därefter används en linjär minskning av lakningen med 0,5% årligen fram till år 2010. Detta antagande skiljer sig något från framställningen i avsnitt 2.2.2, som talar för att lakningen kan vara snabbare i början.

Referens [33] uppskattar däremot att 30 % av arsenik och koppar försvinner under användningen, men bara 10 % av ingående krom.

Referens [33] anför vidare att i returträflis, så svarar ingående (felsorterat) tryckimpregnerat trä för 100 % av all arsenik, 80 % av ingående krom och 70 % av ingående koppar.

Referens [25] anger motsvarande siffror för "avfallsförbrännare", vilket i [25] inte inkluderar returträ. Koppar från CCA-impregnerat virke står för mindre än 1 % av den totala mängden koppar i askan. För krom anges motsvarande bidrag vara 10 %, och för arsenik 100 %.

En del av dessa uppskattningar har stor betydelse för bedömning av hur sorteringen fungerar. Ett ytterligare antagande som har stor betydelse är hur länge det tryckimpregnerade virket används innan det blir avfall. Enligt uppskattningarna i [25] uppgår livslängden till ca 30 år.

I sin doktorsavhandling skriver Krook följande [34-35] utgående från ett antal förutsättningar och antaganden: "today only 10% of the discarded preservative-treated sawn timber is identified and treated in an intentional way and only 5% is actually treated as hazardous waste. These findings indicate that there is a major gap between the Swedish waste management policy and the current waste handling practice. Today, most of the discarded preservative-treated sawn timber unintentionally becomes mixed in several different non-hazardous waste flows. This unintentional dilution practice makes it difficult to control the outflow of hazardous substances from preservative-treated wood waste." Enligt citatet från år 2006 framför han att bara 10 % av det tryckimpregnerade virke som tillförs avfallet hanteras som avsett, och endast 5 % hanteras som farligt avfall.

Dessa siffror har emellertid reviderats kraftigt i en rapport från 2012[25], naturligtvis till stor del till följd av att den kommit ut långt senare. Där uppskattas att den källsorterade mängden tryckimpregnerat trä i Sverige uppgår till ca 22 000 ton, och (osäkrare) att den icke källsorterade mängden är ungefär lika stor. Mängden tillfört virke, beräknad utgående från antagandet om en 30-årig drifttid, har dock gett upphov till högre värden.

Det bör tilläggas att icke källsorterat avfallsbränsle inte bränns som rent biobränsle, d v s i vart fall inte i små pannor utan särskild rökgasrening. Den absolut vanligaste formen av felsortering - eller avstående från sortering - beträffande tryckimpregnerat virke är naturligtvis att det hamnar som returträ, målat eller möjligen omålat, men inte som jungfruligt material.

Det har ändå konstaterats att arsenik ibland kan förekomma i förhöjda halter i sådana biobränslen som endast ska innehålla jungfruligt eller omålat och oimpregnerat trä. Här kan t ex enstaka felsorteringar (en på flera tusen) leda till att en aska inte klarar Skogsstyrelsens rekommendationer[36] för återföring till skogsmark. Gränsen för arsenik är här 30 mg/kg torr aska.

En annan orsak till förhöjda halter kan vara "kontamination" i samband med hanteringen, t ex genom att underliggande platta inte rengjorts noggrant innan någon ny bränsleblandning lagts upp.

2.5 Lagstiftning och farlighetsbedömningar

Framställningen i detta avsnitt är något kortfattad, och alla varianter är t ex inte medtagna.

2.5.1 Klassning enligt avfallsförordningen

Enligt Krook[33] kan medelhalter av koppar, krom och arsenik i tryckimpregnerat trä uppskattas som framgår av Tabell 1.

Tabell 1. Uppskattade medelhalter för koppar, krom och arsenik i CCA-impregnerat trä, ppm.

ELEMENT	FÄRSKT TRÄ	UTLAKAT	ANVÄNT TRÄ
Koppar	1510	450	1060
Krom	1320	130	1190
Arsenik	2000	600	1400

Var och en som hanterar avfall måste känna till dess klassificering, d v s om avfallet är farligt avfall eller inte. Klassningen ska göras enligt avfallsförordningen, SFS 2011:927.

En särskild metodik har tagits fram för askor[1,37-39], se även www.klassning.se, och den fungerar också för organiska och oorganiska beståndsdelar i trä.

Den viktigaste begränsningen gäller för arsenik, som till följd av sin giftighet inte får överskrida 0,1 % räknad som As_2O_3 . Detta värde underskrids knappast ens i väl åldrat och lakat trä, varför CCA-impregnerat trä bör klassas som farligt avfall. Samma slutsats har dragits i [26].

Under förbränning sker en stark uppkoncentrering av föroreningselement i askor, och ett bränsle som är långt ifrån farligt avfall kan mycket väl ge upphov till askor som är det. Beroende på askhalt, så kan det räcka med några procent felsorterat CCA-impregnerat trä för att motsvarande aska ska bli farligt avfall.

För trä som impregnerats med moderna medel som inte innehåller arsenik kan emellertid askan i vissa fall bli icke farligt avfall. Detta finns också redovisat i [26]. Det kan dock vara vanskligt att dra någon sådan generell slutsats, eftersom det dels kan vara lätt hänt att det kommit med CCA-impregnerat trä, dels kan finnas andra föroreningsämnen i bränslet som samverkar med de i impregneringen.

Enligt Tekedos erfarenhet är förekomsten av arsenik, efter bly, det vanligaste skälet till klassning av en aska som farligt avfall.

Materialet i [1,37-39] finns upplagt på internetsidan www.klassning.se. Det ska vara tillräckligt för att var och en ska kunna göra sin klassning på ett försiktigt sätt. Nya regler förväntas emellertid gälla senast från halvårsskiftet 2017.

2.5.2 Kriterierna för uppläggning på deponi

Uppläggning på deponi styrs av NFS 2004:10 med det långa namnet "Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall". I fortsättningen benämns denna föreskrift kort och gott "acceptanskriterierna".

Enligt § 12 behöver så kallad "grundläggande karaktärisering" inte göras av icke farligt avfall (d v s enligt avfallsförordningen, se avsnitt 2.5.1) som läggs upp på deponi för icke farligt avfall. Detta såvida man inte också lägger upp farligt avfall - som klarar kriterierna enligt den grundläggande karaktäriseringen - i samma cell.

För sådana askor som är farligt avfall måste "grundläggande karaktärisering" göras, vilket bl a innebär laktest. Resultaten av testerna (skaktest och kolonntest) ska sedan jämföras med kriterierna för uppläggning på deponi för icke farligt avfall respektive farligt avfall.

Det bör särskilt noteras att särskilda regler gäller (enligt § 15) när "nämnda testmetod" inte är tillämpbar. Den lakstandard, som föreskriften hänvisar till gäller inte för sådana ämnen som reagerar med vatten. Eftersom aska, och särskilt flygaska, reagerar med vatten är "nämnda testmetod" inte tillämplig utan modifiering.

För detta fall (fortfarande § 15) då "nämnda testmetod inte är tillämpbar ska en metod där kemisk jämvikt avses uppnås mellan avfall och lakvatten användas för jämförelse med likvärdiga gränsvärden". Avfall Sverige har därför låtit ta fram en metod för förbehandling av aska så att den ordinarie testmetoden kan användas därefter. Metoden återfinns i [40] och innebär åldring av askan i fuktigt tillstånd i slutet kärl under minst en vecka.

Erfarenheten från ett antal klassningar är att det oftare är bly än arsenik, och sällan koppar och krom, som leder till att gränser för uppläggning överskrids i detta fall. Någon särskild genomgång av de data som Tekedo har tillgång till har dock inte gjorts.

Det är viktigt att notera att den "grundläggande karaktäriseringen" liksom acceptanskraven innefattar bl a lakning av klorid. Detta leder inte sällan till att en högre deponiklass blir aktuell, eller rent av till att askan i fråga måste behandlas så att kloriderna fastläggs eller tas bort.

2.5.3 Geoteknisk användning

Geoteknisk användning, såväl på deponi som utanför, styrs (förutom av miljöbalken) av miljöprövningsförordningen, SFS 2013:251. Tidigare fanns dessa regler i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, SFS 1998:899. Reglerna, som inte är särskilt kvantifierade, lyder som följer:

"Användning för anläggningsändamål

13 § Tillståndsplikt B och verksamhetskod 90.130 gäller användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, om föroreningsrisken inte endast är ringa.

14 § Anmälningsplikt C och verksamhetskod 90.140 gäller för användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, om föroreningsrisken är ringa."

För att underlätta användning av bl a askor har Naturvårdsverket gett ut en handbok[41] i vilken redovisas vilka nivåer som kan vara acceptabla utan ingående material- och platsspecifika undersökningar.

För att en aska ska klara dessa värden krävs en mycket god sortering m a p tryckimpregnerat trä.

2.6 Sortering av bränsle eller tvätt av aska?

Som framgår av föregående avsnitt, kan det finnas viktiga fördelar med att separera i synnerhet arsenik från bränsle och aska. Eftersom impregnerat virke sällan sorteras så fel att det hamnar i pannor utan rökgasrening (se dock slutet av avsnitt 2.4), och eftersom krom, koppar och arsenik sällan orsakar problem med beläggningar på tuber, är det främst när man kommer till askan som man vill se att de varit eller blir separerade.

Därmed bör man ställa sig frågan om var i processen separation av dessa ämnen främst bör ske, från bränslet eller från askan?

Det finns i och för sig några olika tekniker att välja på när det gäller separation från askan, men den som fått mest uppmärksamhet är asktvätt. Det är också den teknik för rening av aska som installerats i några anläggningar i världen, inklusive vid Korstaverket i Sundsvall, där man årligen behandlar 4000 ton flygaska[42] med en metod som finns närmare beskriven i [43-44].

Tekniken används främst för att tvätta bort klorider, och de egentliga föroreningsämnen som tvättas ur, fällt ut och återförs till askan. Genom detta klarar askan lättare kriterierna för uppläggning på deponi.

Men den största delen av litteraturen handlar om borttvättning av föroreningsämnen. Detta beror antagligen på att man i stor skala och ofta med framgång tvättar förorenad mark.

Föroreningar i mark sitter ofta på mineralkornens ytor, eller absorberade på ett relativt reversibelt sätt, och därför fungerar tvätt.

Askor består emellertid till stor del av glas (kemiskt och materialtekniskt sett), som bildats vid den snabba nedkylningen av de halvsmälta askpartiklarna i pannan. Detta glas har en hög halt alkali och är mycket reaktivt. Vid kontakt med vatten får man därför ofta en fastläggning av föroreningsämnen i stället för en utlakning.[1,37-39] Detta gäller även ämnena koppar, krom och arsenik.

Slutsatsen är att man bör fokusera på metodik för att separera tryckimpregnerat virke från övrigt bränsle.

3 MÄTNING OCH SORTERING - LITTERATURUPPGIFTER

3.1 Inledning

Det stod klart redan innan arbetet med föreliggande uppdrag påbörjades att det finns mycket skrivet om mätmetoder, men inte så mycket om sorterings tekniker. Båda är emellertid viktiga, och det ligger mycket kunskap och erfarenhet bakom hur man sorterar. I själva verket är det i praktiken omöjligt att mäta manuellt på varenda bräda som lämnas som avfall. Det behövs en strategi för hur man kombinerar sortering och mätning, och det räcker inte med det som man till äventyrs kan hitta i litteraturen om sortering. Därför har det ingått som en särskild del i arbetet att intervjua personer som sorterar och tar emot bränsle för att fånga upp även sådant som inte finns skrivet om i den internationella litteraturen, men som ändå kan vara viktigt eller rent av avgörande för möjligheterna till sortering.

I detta avsnitt, avsnitt 3, redovisas emellertid endast sådana uppgifter om sortering som inhämtats från litteraturen. Resultaten från intervjuer återfinns i avsnitt 4.

De flesta artiklar som påträffats med anknytning till sorterings tekniker handlar till största delen om instrument och till en del om hur de kan användas med hänsyn till sortering. Sortering antas oftast ske i ett steg: blandat avfall kommer in till sorteringsanläggningen, och mer eller mindre rena fraktioner kommer ut. Det antas ofta inte finnas någon särskild koppling till föregående och efterkommande hanteringssteg.

I ett kvalitetssystem finns dock alltid sådana kopplingar. Exempelvis kan ankomstkontrollen vid en förbränningsanläggning tjäna som återkoppling till de som sorterar. Vidare kan mängden felsorterat som upptäcks vid en sorteringsanläggning påverka hur man ställer krav på t ex allmänheten som lämnar träavfall vid återvinningscentraler. Sådana kopplingar redovisas främst i avsnitt 4.

Användning av mätmetodik kan vara aktuell i alla dessa steg. Därför beskrivs i det följande i detta avsnitt (avsnitt 3) mätmetoder som kan användas för båda syftena, d v s på såväl helt som flisat trä. Provtagning och provberedning för flisat trä redovisas dock i avsnitt 4.

3.2 Identifierings- och mätmetoder

3.2.1 Inledning

Det har nämnts ovan att "gammalt" tryckimpregnerat trä ofta innehåller koppar, krom och arsenik, medan nytt impregnerat trä oftast bara innehåller koppar, alternativt koppar och krom.

Framställningen i detta avsnitt, avsnitt 3, bygger i hög grad på ett kapitel om identifiering av tryckimpregnerat virke i boken *Environmental impacts of treated wood* [45].

Det finns ett antal metoder för identifiering av trä som impregnerats:

- 1 Visuellt identifiering
- 2 Kemisk analys, t ex med ICP (optisk emissionspektrometri med induktivt kopplad plasma)
- 3 Arbetsintensiva men inte kapitalkrävande metoder. Dessa avser medel som appliceras på träet, och som ger färgreaktion vid närvaro av visst ämne.
 - Reagens för identifiering av koppar och arsenik
 - Reagens för identifiering av arsenik

- 4 Kapitalintensiva men snabba och inte arbetsintensiva metoder, vilka innefattar följande:
- Laserteknik för identifiering av krom
 - Röntgenfluorescenssteknik (XRF) för identifiering av koppar, krom och arsenik
 - Infrarödspektroskopi för identifiering av koppar, krom och bor

Denna indelning är grov, och det finns t ex uppgift om att användning av reagens skulle vara snabbare än XRF vid användning i samband med sortering.

Vidare finns det metoder för identifiering av organiska impregneringsmedel. Dessa är dock inte medtagna eftersom de helt och hållet försvinner under förbränningen i en eldstad.

3.2.2 Visuell identifiering

Enligt [45] har tryckimpregnerat trä haft en mycket utbredd användning utomhus, och när sådant trä kommer in som avfall ska man i allmänhet utgå från att det kan vara tryckimpregnerat tills motsatsen visats. I USA är inte sällan virke inomhus också behandlat. Beträffande förhållandena i Sverige, se avsnitt 4.

För utomhusvirke gäller att trä av grövre dimension, samt trä som ingått i trädäck och staket samt stolpar, är ofta impregnerade.

Färgen är en viktig indikator eftersom ingående koppar ger upphov till en grön färg. Denna färg tenderar dock att "blekna" med tiden (några år) till följd av urlakning av koppar i ytskiktet, och då blir färgen mera gråaktig, eller försvinner helt. Hur snabbt detta sker beror bl a på hur mycket träskyddsmedel som man använt vid impregneringen. Åldrat impregnerat trä kan vara förvillande likt obehandlat trä som åldrats under samma betingelser.

Enligt ett exempel jämfördes inkommande träavfall med sådant som sorterats med visuell metod. Det förre visade sig innehålla 30 % tryckimpregnerat, medan det sorterade innehöll 9 - 10 %. I hela en tredjedel av fallen lyckades man således inte identifiera impregnerat trä.

Slutsatsen i [45] är att visuell identifiering inte är "överdrivet tillförlitlig" ("overly accurate") när det gäller att identifiera trä som impregnerats med träskyddsmedel. Man bedömer därför att det finns ett växande behov av att dels kunna identifiera trä som impregnerats, dels kunna skilja mellan olika typer av impregnering.

3.2.3 Kemisk analys

Totalanalys (d v s analys av ett prov m a p innehållet av ett stort antal grundämnen) utförs vanligen av speciella analyslaboratorier med avancerad och automatiserad utrustning.

Oftast används ICP, varav den vanligaste formen är ICP-AES. Enligt ALS Scancinavias hemsida är ICP-AES "optisk emissionspektrometri med induktivt kopplad plasma. Plasman bildas av argongas som flödar genom ett radiofrekvensfält och då hålls i ett delvis joniserat tillstånd, d v s gasen innehåller elektriskt laddade partiklar. Den når då en mycket hög temperatur, upp till ca 10000°C. Vid hög temperatur avger de flesta grundämnen ljus av karaktäristiska våglängder, som kan mätas och användas för haltbestämning.

Det prov som skall analyseras leds in i plasman i form av en aerosol av fina vätskedroppar. Ljuset från de olika grundämnena uppdelas i skilda våglängder med hjälp av ett gitter och uppfångas av ljuskänsliga detektorer. På detta sätt fås en samtidig bestämning av upp till ett 40-tal grundämnen. ICP-AES är alltså en multielementteknik. I känslighet motsvarar ICP-AES i stort sett atomabsorption med flamma, d v s

detektionsgränserna ligger typiskt på nivån µg/l i vattenlösning.” Det finns även ytterligare varianter på denna teknik: ICP-QMS och ICP-SFMS.

För askor kan man t ex använda ALS Scandinavias analyspaketet MG-2, vilket avser 10 huvudelement och 21 spårämnen. En analys kostar SEK 1650 och svarstiden är 15 arbetsdagar. Andra analyslaboratorier har motsvarande erbjudanden.

Ett sådant paket passar t ex för forskningsändamål eller som underlag för klassning enligt avfallsförordningen, men fungerar inte för användning i samband med sortering av tryckimpregnerat trä p g a såväl pris som svarstid.

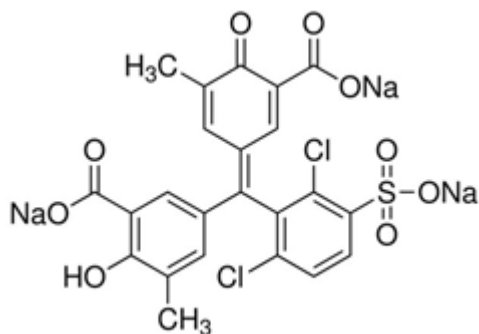
3.2.3 Identifiering med hjälp av reagens

Reagens för identifiering av koppar i tryckimpregnerat trä

Det finns olika typer av reagens för koppar, men den som rekommenderas i [45] är PAN Indikator. PAN är en slags förkortning för 1-2(-pyridylazo)-2-naftol, som är ett orange-rött fast ämne med bruttoformeln $C_{15}H_{11}N_3O$. Detta ämne svarar på närvaro av de flesta metalliska element (40 av totalt 50) utom alkalimetallerna och arsenik. Svaret innebär ett färgomslag till magenta - rött för trä som innehåller koppar (och vissa andra ämnen), medan obehandlat trä får en orange färg. PAN kan appliceras i form av en metanollösning med en halt som uppgår till 0,065 %, och denna lösning kan sprayas på det trä som ska undersökas.

En rapport från WRAP[46] tar emellertid upp två olika reagens för koppar, och dessa redovisas ha egenskaper som delvis kompletterar varandra.

Det andra medlet heter Chromazurol S eller förkortat CS. Den kemiska uppbyggnaden framgår av Figur 3.



Figur 3. Den kemiska uppbyggnaden av ämnet Chromazurol S som är ett reagens för koppar i trä.

Av [46] framgår vidare att medlet som säljs innehåller även etanol, natriumacetat och monoetylglykol.

Samma källa [46] anger vidare att koncentrerad PAN-lösning förutom 1-2(-pyridylazo)-2-naftol (jfr ovan) även innehåller metanol, monoetylglykol och propanol.

Båda anbringas i utspädd form med antingen sprayflaska (liknande den man har när man stryker) eller pensel.

Slutsatserna i [46] innefattar bl a följande:

- CS och PAN ger respons inom 5 - 45 sekunder
- PAN är snabbare
- CS är mera selektiv och tillförlitlig m a p att det verkligen finns just koppar
- Användningen är enkel och kan utföras småskaligt, t ex i samband med rivning av en fastighet
- Reagensen har inte någon klassning enligt märkningsreglerna för kemikalier

Ovanstående är bara ett extrakt ur [46] som innehåller mera information bl a av sådant slag som är värdefullt vid praktisk användning.

Det bör kanske tilläggas att såväl CS och PAN bara kan användas för att indikera närvaro av koppar, och man får bara en mycket kvalitativ uppfattning av halterna.

Det kan också noteras att WRAP tagit fram [46] med syfte att få indikation på trä som är impregnerat med CCA, och att det i första hand är innehållet av arsenik man är ute efter. Det förefaller således vara enklare att få indikation på arsenik genom att indikera koppar jämfört med att göra det för arsenik direkt. Eftersom vi fasat ut arsenik i Sverige sedan några år så skulle en sådan strategi innebära att vi även får indikation på sådant trä som innehåller koppar, men inte arsenik. Om man vill kunna skilja mellan impregnering med och utan arsenik så behöver man därför tillämpa någon ytterligare metod.

Reagens för identifiering av arsenik i tryckimpregnerat trä

Det finns ett antal s k "test kits" för bestämning av arsenik i vatten, t ex dricksvatten, och i [47] beskrivs sju stycken sådana test, varav sex bygger på vad som i litteraturen brukar kallas Marsh test. Det är också denna typ av test som beskrivs i boken där kapitlet om identifiering finns [45].

I det följande översätts "test kit" med "analyspaket". Ett analyspaket skiljer sig från ett reagens genom att paketet innehåller i stort sett allt som behövs för att utföra analysen. Ett reagens är det som tillförs, för t ex ett färgomslag efter det att provet beretts t ex genom tillsats av andra ämnen som ingår i paketet, men som inte är reagens.

Marsh test har funnits under lång tid, och kan utföras med hjälp av konventionell laboratorieutrustning och vissa relativt vanligt förekommande kemikalier.[4,13,47] Uppställningen illustreras i Figur 4.

Provet med arsenik i vattenlösning förs ner i sättkolven till vänster i Figur 4 med hjälp av tratten. I kolven reagerar arseniken med saltsyra och zinkpulver, varvid arsin (AsH_3) bildas. Samtidigt reagerar zinkpulvret även med saltsyran varvid vätgas utvecklas. Denna fungerar som bärgas för arsinet som förs vidare genom ett glaskärl med torkmedel för att sedan upphettas, dels inuti röret med hjälp av en brännare, dels utanför röret genom att vätgasen förbränns i luft. Mot vätgaslågan hålls ett urglas. Genom upphettningen sönderfaller arsingasen till bl a arsenik i elementär form. Denna är gasformig vid hög temperatur, men kondenserar när gasen kyls. Metoden kan utföras "halvkvantitativt" genom att man jämför diametern på spegeln mot standarder.

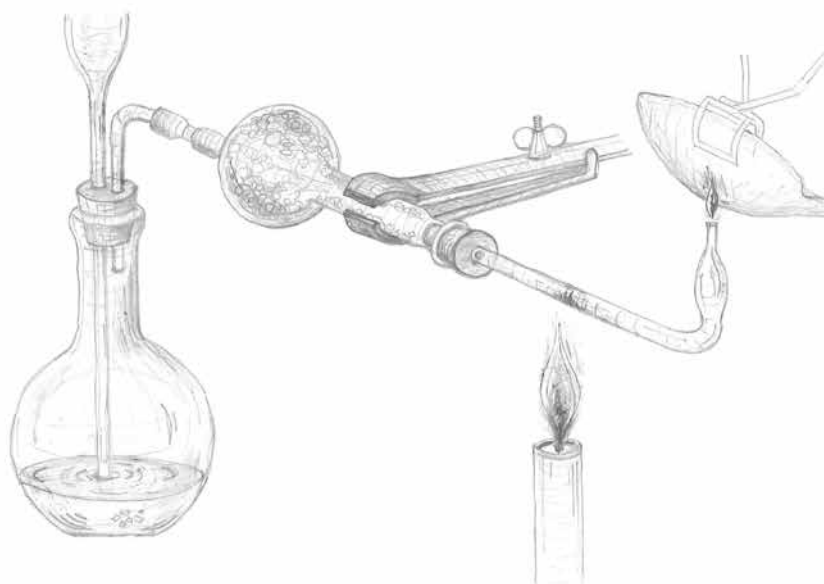
Numera tar man inte fram någon spegel, utan använder i stället t ex en remsa impregnerad med kvicksilverbromid, som omvandlas till AsH_2HgBr vid kontakt med arsin. Arsenik-kvicksilver-föreningen har en gul till brun färg, och färgutslaget kan jämföras med färgprover för en "halvkvantitativ" bestämning av arsenikhalten i provet.

Troligen säljs sådana analyspaket i Sverige, men sökning hos VWR - efter vederbörlig registrering samt inloggning med lösenord - har bara resulterat i en ytterst mager information av vad kemijätten kan ha

att erbjuda. Googling på andra internetsiter pekar på att så kan vara fallet. Antagligen finns några olika fabrikat att välja på, men någon närmare undersökning av detta har inte utförts inom ramen för uppdraget.

Ett skäl för detta är att flaskhalsen knappast gäller tekniken för analys av arsenik i vattenlösning, utan i provberedningen, d v s hur arsenik i CCA-impregnerat trä ska överföras till vattenlösning.

Detta har undersökts i [45]. Det analyspaket som hänvisas till, (Product 17926, EM Science, Gibbstown, NJ) har inte kunnat påträffas, men är antagligen likartat med de sex paketen i [47].



Figur 4. Uppställning på laboratorium för utförande av Marsh test för bestämning av arsenik i vattenlösning. Figuren ritad av Fabian Sjöblom efter förebild på sidan 342 i [13], se även [4].

Träprovet omvandlas till sågspån som försätts med vatten samt zinkpulver och saltsyra som ingår i paketet. Den därvid utvecklade arsingasen får därefter reagera med remsan med reagens. Denna uppges bli brun eller svart om det finns arsenik i provet. En analys uppges ta ca 45 minuter.

Metodiken jämfördes[45] med konventionell analysteknik för ett antal träprover och man fann att överensstämmelsen var god.

Genom att provet tar så lång tid (både provberedning och själva provet) bedöms det i [45] kunna tillämpas bara för enstaka prover.

Referens [45] påpekar också att eftersom halten arsenik kan vara betydligt högre i trä jämfört med dricksvatten så kan mängden arsin också bli betydligt större. Därför rekommenderar [45] inte metoden för personer med ringa erfarenhet av hantering av kemiska ämnen.

Enligt [48] är arsin “extremt giftigt” och redan inandning av “små mängder” har lett till dödlig utgång. Akut förgiftning genom inandning av arsin uppges vidare vara ganska vanligt förekommande jämfört med andra föreningar som innehåller arsenik. Enligt Wikipedia har arsin övervägts samt besläktade ämnen använts som stridsgas.

Slutsatsen i denna rapport är att “arsinmetoden” inte kan rekommenderas ens för personer med laborativvana med mindre än att riskerna undersökts och en säker och tillförlitlig metod finns beskriven.

3.2.4 Identifiering med hjälp av instrument på plats

Nära-infrarött (NIR) spektroskopi

Near Infrared (NIR) Spectroscopy kan benämnas nära-infrarött spektroskopi, men kommer i fortsättningen att kallas NIR spektroskopi. Det handlar om elektromagnetisk strålning i ett område mellan synligt ljus och de huvudsakliga frekvenser med vilka atomer vibrerar i materia. Därför är många ämnen genomsynliga för NIR-strålning. Vissa kombinationer av atomära interaktioner växelverkar dock, vilket kan ge upphov till absorption och emission, vanligen i breda band. Dessa är specifika för olika interaktioner, men överlappar ofta till följd av bredden.

På grund av ovanstående kan det därför vara svårt, dels att bestämma samband mellan en viss mekanism och motsvarande band, dels att kunna urskilja vad i ett spektrum som hör till en viss mekanism. Det är således svårt att utgående från teoretiska modeller av materiens uppbyggnad beräkna hur ett spektrum bör se ut. (Detta låter sig göras för synligt ljus som typiskt kan relateras till övergångar mellan olika energinivåer för elektroner, och infrarött ljus som ofta kan kopplas till övergångar inom olika så kallade normala moder för vibrationer hos atomerna.)

När det nu inte går så bra att teoretisera kring mekanismer så måste man i stället göra det kring tolkningen. Därför relaterar man skillnader i spektra till variationer mellan olika prover. Ofta används metoden PCA (Principal Component Analysis), principalkomponentanalys, som går ut på att räkna fram ett litet antal syntetiska variabler som kallas principalkomponenter eller principalaxlar. De är linjära kombinationer av de ursprungliga variablerna (samt är ortogonala mot varandra) och bestäms så att de svarar mot så mycket av variationerna i data som möjligt. (För ytterligare förklaring, se t ex Wikipedias "principalkomponentanalys").

Genom dessa matematisk-statistiska manipulationer kan man få fram ett slags samvariation mellan ett spektrums utseende och egenskaperna hos ett prov. Detta har man gjort i [49], se även referenser i denna referens från år 2013. Man har då kommit fram till att man dels kan bestämma samvariationen mellan ett spektrums utseende och innehållet av koppar, krom och bor (arsenik ingick inte i testet), dels med stöd av denna samvariation bestämma halten av ett av dessa ämnen utan större störningar från andra variationer.

Metoden bör ha en hög upplösning eftersom syftet med arbetet är att få fram metodik för att visa att man klarar de franska kraven för användning i fiberboard vilka ligger kring några tiotals ppm.

Det finns kommersiella instrument för detta, liksom datorkoder för matematiken, men det ingår nog ändå en viss "handpåläggning".

Det bör också noteras att inträngningsdjupet nog inte är så stort, även om många material som redan nämnts är förhållandevis transparenta. Enligt [49] bör fukthalten i proverna vara vara låg och konstant. Mätningarna har utförts på pulverformigt material. Metoden framställs som lovande, men man konstaterar[49] också att innan den kan användas rutinmässigt så behöver man bl a demonstrera att resultatet inte störs av sådana variationer som förekommer i det "verkliga livet", inklusive fukthalt, ytans skick och träslag.

Slutsatsen i denna rapport är att tekniken är lovande, i vart fall för rutinmässig provning av pulverformigt material, men att ytterligare utvecklingsarbete och verifiering krävs innan den kan användas rutinmässigt.

Laserteknik

Enligt [45] är LIBS (Laser-Induced Breakdown Spectroscopy) en teknik som vunnit utbredd användning för "diagnostik" av flöden av metaller och legeringar.

Tekniken består i att man riktar en högeffektlaser mot provet via en serie speglar och linser så att man skapar en plasma med en ringa utbredning (mikroplasma) på en punkt på ytan av provet. Lasern pulsas, d v s avger effekt endast under distinkta korta perioder ner till en tiotusendels sekund. Under det att en puls verkar är temperaturen i mikroplasman högre än 20 000 °C. Vid så höga temperaturer joniseras de olika ämnena i plasman (egentligen är detta definitionen på plasma), och då utsänder de olika ingående ämnena strålning som är karakteristisk för ämnet i fråga. Intensiteten i strålningen är proportionell mot mängden av ämnet i fråga i plasman. Den strålning som emitteras passerar genom diverse speglar och linser samt genom en optisk fiber för att slutligen gå in i en spektrometer som mäter upp intensitet som funktion av våglängd.

I viss utsträckning är således metoden analog med ICP som beskrivs i avsnitt 3.2.3.

Enligt [45] är metoden känslig för ytbeläggning, inklusive målning, och det kan krävas ett antal pulser för att erodera bort ytskikt innan plasma från själva träet kan erhållas. Metoden anges klara fuktiga prover, men inte prover som är indränkta med vatten.

Enligt [50] kan metoden användas för såväl krom som arsenik för att skilja CCA-impregnerat trä från sådant som inte är det. Metoden är dock relativt kvalitativ, och man behöver medelvärden från mikroplasma från minst tre olika punkter för att kunna identifiera skillnaden tillräckligt tydligt.

Det bör särskilt noteras att metoden inte kräver direkt kontakt med det föremål som ska undersökas. Ett instrument kan konstrueras eller justeras för att fokusera mikroplasman på olika avstånd från lasern. Metoden lämpar sig således för avsökning på t ex ett transportband. En sådan installation blir sannolikt stationär och knappast handhållen.

Referens [50] anger att potentialen för användning av LIBS för fränsortering av CCA-impregnerat trä har demonstrerats. Ingen uppgift har dock påträffats som skulle peka på att något instrument eller någon programvara särskilt utformad för sortering av tryckimpregnerat trä skulle finnas på marknaden.

Som delvis framgår av ovanstående bedöms metoden vara mycket snabb.

Det bör noteras att de optiska systemen i vart fall i ett enkelt utförande kräver att provet befinner sig på ett visst avstånd. Alternativt kan man tänka sig en autofokusering analogt med vad man har för en kamera. För en högeffektlaser och en spektrometer kan detta dock vara mera komplicerat.

Röntgenfluorescensspektroskopi

Röntgenfluorescensspektroskopi (XRF = X-Ray Fluorescens) har funnits i decennier och har tillämpats på malm- och metallprover för snabb och relativt exakt bestämning av ingående grundämnen. Eftersom utvärderingen av rådata kräver datorkraft, har utvecklingen accelererat kraftigt under senare år, och miniatyriseringen av datakraft har dessutom möjliggjort utveckling av handhållna instrument.

Metoden baserar sig på att elektroner i provet slås ut med hjälp av en röntgenstråle. De sålunda joniserade atomerna tar därefter tillbaka elektronerna, och när dessa hoppar mellan de olika nivåerna så utsänds strålning vars frekvenser motsvarar respektive energiskillnader. Dessa är olika för olika grundämnen. De spektra som upptas innehåller således ett antal toppar från varje ingående ämne, och datakraften

krävs för att få fram hur mycket varje ämne bidrar med. Detta bidrag är nära relaterat till innehållet av ämnet i fråga.

Tidigare genererades den exciterande röntgenstrålningen av ett radioaktivt preparat, men numera används vanligen röntgenrör i vilka elektroner accelereras. När dessa sedan träffar en yta av en viss metall erhålls en strålning som efter eventuell filtrering används för att excitera atomer i provet.

Metoden kan användas såväl för kvantitativa bestämningar ner till låga halter på laboratorium som för kvalitativa bestämningar i fält.

Mätningarna störs av luft och fukt, men dock inte mera än att kvalitativa bestämningar i fält kan göras utan hänsyn till fukthalten; dock bör instrumentet hållas mot det trä som undersöks. Fältmätningar med syfte att skilja CCA-impregnerat trä från rent trä kan utföras på ett antal sekunder. För god sortering kan det behövas att man undersöker mer än en punkt.

För kvantitativa bestämningar på laboratorium bör provet malas, torkas och homogeniseras, samt instrumentet läggas mot provet.

Metoden är känslig för koppar, krom och arsenik, men inte för bor.

Upplösningen hos ett XRF-instrument ligger långt under de halter som CCA-impregnerat trä innehåller. [45]

Användning av XRF i ett försök med automatisk sortering redovisas i nästa avsnitt.

3.3 Sorteringstekniker

Manuell sortering har berörts kortfattat ovan samt i de referenser som hänvisas till. Budskapet är framförallt att manuell sortering samt användning av reagens är lämpligt för mindre anläggningar och flöden där kapitalkostnaderna för instrument på plats kan bli för höga.

Bilden man har av sortering är att den i allt väsentligt utförs vid centrala sorteringsanläggningar, och man talar sällan om sortering vid källan.

Referens [51] tar dock upp frågan om källsorterat visavi inkommande blandat trä. Man kommer fram till att det är ändamålsenligt att "finsortera" inkommande källsorterat, och att man genom detta kan komma ner till nivåer på felsorterat m a p impregnerat i renfraktionen som understiger 1 %. Däremot fanns det 87 % rent trä i fraktionen med impregnerat trä efter visuell sortering. Resultatet för visuell sortering blev sämre för inkommande blandat trä. Slutsatsen blev att visuell sortering behöver kompletteras med andra metoder.

Man fann[51] att användning av PAN-reagens (jfr avsnitt 3.2.3) fungerade väl för källsorterat trä eftersom detta inte var smutsigt. Det blandade träavfallet var emellertid mycket smutsigare, och detta gjorde att PAN-metoden var svår att tillämpa. I vissa fall kunde den vara rent missledande genom att reagenset gav indikation, och oönskad sådan, utifrån smutsen på utsidan.

Precisionen i sorteringen av blandat träavfall blev emellertid hög vid användande av XRF.

Sortering med såväl visuell identifiering som identifiering med PAN-reagens tog mer än dubbelt så lång tid som enbart visuell sortering. Sortering med båda metoderna tog 4,3 timmar per kubikmeter för källsorterat trä och 6,3 timmar per kubikmeter för blandat inkommande trä. För visuell sortering i kombination med XRF tog det 9,3 timmar att sortera en kubikmeter med blandat träavfall.

Att det tog längre tid för visuell identifiering tillsammans med XRF angavs[51] bero på att man i detta fall måste lägga brädan i fråga på marken, hålla instrumentet mot den och vänta i 6 sekunder på mätningen.

Rapporten [51] rekommenderar en kombination av visuell identifikation och PAN-reagens för finsortering av källsorterat trä. För blandat inkommande behövde den visuella identifieringen kompletteras med XRF (på grund av att detta trä är så smutsigt), och då blev sorteringen alltför kostsam i förhållande till de villkor som gällde i Florida år 2007.

När uppgifterna från [51] ska användas bör man beakta att flera arbetare deltog i sorteringen och att stora skillnader förelåg mellan dessa såväl beträffande volym per timme som precision i sorteringen. Utbildning utgör en viktig grund för en effektiv manuell sortering.

Den höga kostnaden för sortering av inkommande blandat trä leder i [51] till slutsatsen att för sortering av sådant avfall bör automatiska metoder övervägas och utvecklas.

Två källor[52-53] av alla de som påträffats tar upp sortering med någon form av automatisering. Dessa två är egentligen en källa eftersom [52] handlar om den mätutrustning som används i den sortering som beskrivs i [53]. Anläggningen är en pilotanläggning för forskningsändamål. Ingående virke är synnerligen välartat, utan spik och skruv, och med största längd av 1,5 meter.

Mätutrustningen består av ett XRF-instrument, och detta styr den mekaniska sorteringen i behandlat respektive icke behandlat virke. Sorteringsgraderna är knappast imponerande, och detta rapporteras bero på dels att bräddor lagt sig på varandra under detektorn, dels att bräddor "hoppat över skaklarna" och genom detta kommit att hamna i fel hög. Sorteringsgraden ger således knappast någon god indikation på vad som skulle kunna gå att åstadkomma.

Det kan noteras att avståndet mellan instrument och trä kan vara så långt som 30 centimeter. Detta innebär antagligen att endast den långvägigare delen av emissionsspektrum används, eftersom man annars antagligen skulle få alltför mycket störningar på grund av luften.

Det är också värt att notera att varje mätning gick mycket snabbt, på bråkdelen av en sekund

4 BESÖK OCH INTERVJUER

4.1 EFO AB

EFO AB är enligt sin hemsida en av landets större inköpare av bränslen. Företaget ägs av åtta kommunala energibolag: Sundsvall Energi, Jönköping Energi, Mälarenergi, Söderenergi, Södertörns Fjärrvärme, Eskilstuna Energi och Miljö, Tekniska Verken i Linköping och Göteborg Energi. Åt dessa svarar EFO AB för inköp av bränslen samt befaktning. Köpen avser bl a fasta och flytande biobränslen, torv, stenkol, olja och returbränslen. På senare tid har EFO AB även börjat engagera sig mer aktivt längs hela bränslekedjan, d v s från råvara och produktion, till egen lager- och terminalhantering och investeringar i anläggningar.

Kontaktuppgifterna på EFO AB:s hemsida omfattar nio personer. En av dessa är Lennart Ryk, som är utvecklingschef och vice VD, och som arbetar särskilt med RDF pellets och avfallsfraktioner. Tidigare har Lennart under många år varit bränslechef vid Söderenergi AB och där introducerat XRF som ett verktyg för att säkerställa en hög och jämn bränslekvalitet, se vidare i avsnitt 4.4. Lennart har tidigare också varit anställd LKAB och har utbildning som bergsingenjör. Detta har antagligen starkt bidragit till Lennarts möjligheter att bedöma hur XRF kan användas för en rationellare bränslehantering och bränsleanvändning.

Lennart har intervjuats per telefon vid två tillfällen, den 24 januari och den 31 januari, 2014.

Lennart berättade att XRF har använts i Sverige sedan ca 10 år för att kvalificera bränslen och bränsleleverantörer. XRF används dels av bränsleleverantörer för att åstadkomma och säkerställa att bränslet håller avtalad kvalitet, dels av värmeverk och EFO AB för att kontrollera att leveranserna motsvarar vad som är avtalat. För sådana ändamål har EFO AB tillgång till XRF-utrustning.

Lennart berättade att XRF har haft en stor och avgörande betydelse för att höja kvaliteten samt för att ge underlag för att komma fram till och bestämma vilka krav som ska gälla och vad man ska betala för. Exempelvis kontrollerar Söderenergi AB regelbundet inkommande bränsle med denna metod. Han nämnde också att Mälarenergi AB i Västerås införskaffat XRF för liknande användning. Senare har framkommit att även Jönköping Energi AB har och använder XRF.

Kvalitetsarbetet, samt klarställandet av de ekonomiska förutsättningarna har inneburit att bränsleleverantörerna blivit allt skickligare med att sortera och i att ta fram utrustningar som såväl mäter som sorterar.

Det är en tydlig erfarenhet från det arbete som Lennart beskrev att XRF behövs vid sortering. Man har blivit förvånad över hur mycket som blir fel annars. Gammal impregnering kan vara mycket svår att se, och det kan också vara mycket svårt att skilja trä som impregnerats med CCA från sådant som bara innehåller kopparhaltiga medel.

Det förekommer olikheter beträffande hur man sorterar. Visserligen är syftet i första hand att avskilja sådant som innehåller arsenik, men detta kan göras på två olika sätt:

- Man sorterar bara undan virke som innehåller arsenik, d v s lämnar kvar sådant med grön färg som bara innehåller koppar
- Man sorterar undan allt grönt trä samt sådant därutöver som ger utslag för arsenik

Hur man går till väga beror bl a på vilka tillstånd som man har för förbränningsanläggningen och hur man vill klassa sin aska (d v s som farligt avfall eller icke farligt avfall enligt avfallsförordningen).

I dagsläget sorterar man således med avseende på arsenik, men det finns potential för användning i samband med andra ämnen också, t ex bly. Potentialen avser såväl mätmöjligheterna med XRF som behovet av rena bränslen med kvalitetssäkring.

Möjligheterna att använda XRF, och hur metoden bäst bör användas, beror delvis av förhållandena vid sorteringsanläggningen. Flisutrustning är ofta mobil, och platserna kan vara tillfälliga. Det är lättare att motivera och finansiera XRF för en stationär anläggning även om mätutrustningen i sig är mycket mobil.

Lennart har också påpekat att man vid bl a Söderenergi haft stor nytta av kunskap om hur föroreningsämnen varierar med kornstorleken. Detta kan fås fram genom provsiktning tillsammans med totalanalyser av de olika fraktionerna. Med stöd av sådana analysdata kan man sedan gå vidare och förädla ett bränsle genom siktning. Enligt Lennart Ryk används detta mycket inom mineraltekniken.

4.2 Halmstad Energi och Miljö AB

Samtal med Per Ålund vid Halmstad Energi och Miljö AB den 28 januari 2014. Per är ansvarig för upphandling av bränslen.

Han berättade att man gått samman med andra företag för att informera kring bränslen, "Scandinavian Waste2Recycle", och även gett ut en broschyr av vilken jag fick ett exemplar.

Halmstad Energi och Miljö AB driver kraftvärmeverket i Kristinehed, där man har tre avfallspannor av rostertyp, 2 st äldre som nyligen uppgraderats, och en nyare som är ca 10 år gammal.

I dessa pannor eldas hushålls- och verksamhetsavfall från egen kommun och från grannkommunerna, men dessa bränslen räcker inte, utan man tar också in motsvarande bränslen från Skottland och Irland. De senare är bättre sorterade.

Per berättade att A och O är god kontakt tvärs över kompetens- ansvars- och organisationsgränserna. Man har därför särskild personal som regelbundet är på plats hos alla de som utför sorteringen.

Ju tidigare man kan komma in i kedjan med sortering, desto bättre och effektivare blir den. Därför är god ordning vid återvinningscentralerna oerhört viktigt, och detta tillsammans med att det där finns personal som kan hjälpa till leder till att de flesta som lämnar avfall sorterar rätt i de olika containrarna.

En återkommande fråga vid de flesta återvinningscentraler är hur man ska få de som lämnar avfall att sortera redan innan eller i samband med att man lastar bilen för att köra till återvinningscentralen. Här är det mycket viktigt att var och en i samband med att man bestämmer sig för att något ska bli avfall, också tar ställning till vilken kategori som det ska sorteras till.

Ett sådant arbetssätt ger en överlägset bättre sortering, underlättar sorteringen, samt minskar problemen med sådana köer som kan uppstå vid återvinningsstationer när personer som ankommer till dit med blandat avfall ska försöka sortera det på plats.

Per berättade att företaget är aktivt med att informera kring detta, och bl a finns det en förteckning över avfallskategorier och typiska föremål och ämnen som ingår. Denna lämnar man till de som kommer med avfall, och tanken är att förteckningen ska sättas upp i garaget eller i källaren och utgöra ett stöd i

samband med att man sorterar ut sådant som ska bli avfall och köras till återvinningen.

Sorteringen av trä sker (förutom trädgårdsavfall) i följande kategorier:

- Målat tillsammans med omålat
- Tryckimpregnerat, d v s med såväl som utan arsenik

En mycket liten del av det tryckimpregnerade virket hamnar i kategorin målat och omålat. De enstaka brädor som hamnar fel sorteras bort i samband med krossningen.

Det tryckimpregnerade bränslet krossas och eldas för sig under hela året i panna 3, och detta är en tilläggstjänst.

4.3 Elia Express i Halmstad AB

Elia Express i Halmstad AB sorterar trä som lämnats till återvinningscentraler och som ska eldas vid Halmstad Energi och Miljö AB, jfr avsnitt 4.2.

Besöket till Peter Ovik vid Elia Express i Halmstad AB skedde den 28 januari, 2014. Med vid besöket var Eva Aronsson vid Halmstad Energi och Miljö AB.

Peter arbetade på ett område där man kunde lämna trädgårdsavfall för förbränning.

Där fanns också ett upplag av fraktionen målat/omålat från återvinningscentralerna, jfr avsnitt 4.2, varav vi gick igenom ca 200 kvadratmeter. Under besöket pågick krossning, och två maskiner matade krossen. Bortsortering av tryckimpregnerat pågick samtidigt med matningen. Sorteringen skedde bara till en gemensam fraktion för allt tryckimpregnerat.

Peter berättade om hur man kan skilja tryckt från icke tryckt trä, och om impregneringen skett på senare år eller inte.

Gammal impregnering skedde, enligt Peter, normalt med CCA och med all splintved impregnerad. Ny impregnering har vanligen skett med bara koppar, inte krom och arsenik, och har vanligen inte skett till kärnveden, bara relativt ytligt.

Peter berättade att man ser på färgskiftningen om det är ny eller gammal impregnering. Den gamla är gråare, och den nya har en klarare grön färgton.

Det första kriteriet är färg, men mycket viktigt är också typ av bräda eller sammanhängande grupp av brädor. Peter identifierade direkt vilka som suttit i staket och som trätrall. > ca 90 % av sådant virke uppgavs vara tryckimpregnerat. Detta gäller även stolpar. Därefter kommer annat trä som funnits utomhus, t ex trädgårdsmöbler.

Det är extremt ovanligt att tryckimpregnerat trä har använts inomhus. Detta förhållande gör det lätt att utesluta stora delar av ett upplag från att bestå av tryckimpregnerat trä.

Jag (författaren) märkte medan vi gick igenom de ca 200 kvadratmeter yta att Peter såg mycket mer än vad jag gjorde med mitt otränade öga. Detta var tydligast när det gällde färgskiftningarna.

Det var uppenbart att det krävs en hel del träning, och också intresse för uppgiften (vilket Peter hade i högsta grad), för att sortera på ett snabbt och effektivt sätt, och att man bör acceptera att en nybörjare måste gå under handledning under en längre tid innan denne blir snabb och säker.

Det kan tilläggas att Peter hade en kniv till hands, samt tillgång till yxa. Detta innebar att han kunde skära i brädorna för att se strax under ytan. Där är färgen mycket tydligare, och skär man djupt, eller bryter en bräda så kan man också se om impregneringen avsett all splintved eller bara ett skikt nära ytan.

4.4 Söderenergi AB

Söderenergi AB i Södertälje har fyra pannor i vilka man eldar såväl rena bibränslen som relativt rena avfallsbränslen.

Anläggningen besöktes den 30 januari, 2014. Vård för besöket var Sylve Wedholm, som är chef för bränslehanteringen. Driftslaboratoriet för ankommande bränsle förevisades av Anna Svarans. Katja Pettersson hade tidigare intervjuats per telefon.

Inkommande transporter får före det att bränslet lossas angöra en provtagningsposition. Där finns en apparat som medger att prov på sju liter kan tas var som helst i ett lass. Normalt tas 5-10 prover per lass, färre för rena bibränslen, fler för t ex returträflis. Samlingsprovet för ett visst lass delas upp i mindre delar med "tårtmetoden", d v s det hålls över ett bord, varefter hälften tas bort. Processen upprepas tills dess att det finns lagom mycket kvar för själva provningen.

Allt bränsle testas med avseende på fukthalt. Denna mäts enligt standarden SS 187170, vilken bl a innebär torkning över natt samt vägning före och efter. Resultatet av torrhaltsbestämningen ligger tillsammans med invägningen av godset till grund för den preliminära debiteringen. Slutlig debitering sker först när resultat levererats från externt laboratorium.

För bränslen som inte är rena bibränslen görs även provning med avseende på innehållet av föroreningsämnen. För detta syfte krossas och mals prov enligt ovan till ett pulver, som torkas och omskakas så att det blir homogent.

En del av pulvret placeras därefter i en särskild kopp med en diameter på ca 2,5 centimeter och förses med en tunn plastfolie genom vilken mätning sedan sker med hjälp av XRF.

Röntgenfluorescensutrustningen (XRF) införskaffades för ca 10 år sedan från vad som nu heter Holger Andreasen AB. Initiativtagare till köpet var dåvarande bränslechefen Lennart Ryk, se avsnitt 4.1. Det är ett handhållet instrument som kan användas såväl i fält som stationärt.

Vid mätning placeras koppen med prov mot instrumentet. Efter ca 30 sekunder kommer resultatet i form av halter av ett relativt stort antal element, inklusive arsenik, zink, bly, järn och koppar. Detektionsgränserna varierar mellan olika element, men ligger på storleksordningen 10 ppm och precisionen på kanske 10-20 % för halter kring någon eller några tiondels procent.

Prestanda ligger således väl inom vad som behövs för kvalificering m h t gränserna i avfallsförordningen, och Söderenergi AB har sedan mer än 10 år också kunnat kvalificera sina askor som icke farligt avfall. Detta gäller kvalitetsstyrningen. Själva klassningen görs med stöd av analysdata från externt laboratorium.

Instrumentet har använts, och används fortfarande i samband med besök till bränsleleverantörer, så att de får hjälp med att veta vad olika typer av returträ innehåller för ämnen.

Söderenergi har börjat elda bränslen från Skottland och Irland.

Man har också samarbete med leverantören av kreosotimpregnerat virke, bl a beträffande dess eventuella innehåll av arsenik. Det har noterats att kreosotimpregnerat trä ibland också innehåller CCA-impregnering. Kreosotimpregnerat trä har en mörk färg, och det är oftast svårt att se om det också innehåller annan impregnering. Därför använder man XRF även för kvalificering av kreosotimpregnerat trä.

Söderenergi tar inte emot tryckimpregnerat virke med undantag för sådant som bara är impregnerade med kreosot.

Erfarenheten från mätningarna vid sorteringsanläggningarna är att man inte kan se med blotta ögat om en impregnering gjorts med koppar, krom och arsenik eller med enbart koppar.

Det kan tilläggas att den precision som erhålls vid uppställningen på laboratorium och vid mätning på torrt pulver inte uppnås i fält. Där använder man sig också av kortare mättider. Syftet vid fältmätningar är dock oftast inte att erhålla någon särskilt noggrann bestämning av ingående ämnen, utan att kunna skilja mellan impregnerat och icke impregnerat, samt mellan sådant som impregnerats med respektive utan arsenik. För sådana syften är precisionen i fält tillräcklig med stor marginal.

4.5 Holger Andreasen AB

Holger Andreasen AB har sitt kontor i Örebro, och företaget besöktes den 18 februari, 2014. Vård för besöket var Ronny Söderberg. Kenneth Boman hade tidigare intervjuats per telefon.

Holger Andreasen AB representerar ett antal leverantörer av mätinstrument, inklusive Thermo Scientific som tillverkar Niton XRF Analysers. Representationen innefattar försäljning, utbildning, service och support.

Företaget har en lång erfarenhet från försäljning av XRF-utrustningar till gruvindustrin och till metallindustrin. På senare år har instrumentet kommit att användas alltmer inom återvinning och miljö. En viktig användning är i samband med återvinning av metaller, där man kunnat programmera instrumentet till att ange bl a olika kvaliteter hos rostfria stål.

Rostfria stål är ett mycket vitt begrepp. Olika kvaliteter kan ha mycket olika egenskaper och ha starkt varierande kemiska sammansättningar, och detta kan sällan särskiljas med blotta ögat.

Det förefaller också som att det är Holger Andreasen AB som sålt de instrument som används vid svenska värmeverk och av svenska bränsleleverantörer.

Ett XRF-instrument mäter ofta bättre på tunga element jämfört med lätta. Gränsen går någonstans vid klor där detektionsgränsen uppgavs vara ca 100 ppm. För tyngre element är den lägre och för t ex arsenik och bly så ligger den under 10 ppm vid optimala betingelser på laboratoriet. Detta gäller för mättider på ca 30 sekunder.

Följande element mäter man ofta på: arsenik, bly, zink, koppar, krom, nickel, kobolt, kadmium, kvicksilver, vanadin, molybden, antimon, järn och mangan.

En mätning sker inom ett område på provet med en diameter på ca 8 millimeter. Inträngningsdjupet varierar, men kan uppgå till ett par eller några få millimeter. Detta innebär att man normalt får detektering från under ett lager med färg.

Instrumentet kan i princip användas vid alla väder, men bör skyddas mot kyla vid temperaturer under ca - 5 °C och mot regn med hjälp av ett väderskydd, t ex en plastfolie eller ett paraply.

Mätningarna påverkas av luft och fukt, och med optimala betingelser ovan avses ett torrt prov med välbestämd densitet samt kalibrering. Ju högre densitet, desto starkare respons och högre upplösning.

Ronny påpekade att prover inte sällan är inhomogena i mikroskala, och att man därför ofta kan öka noggrannheten genom att mäta på flera punkter och använda medelvärdet. De koppar som används i samband med mätning av pulverformiga prover har en yta som är betydligt större än den som instrumentet mäter över, och därför kan flera mätpunkter användas för varje prov som beretts.

Provberedningen utgår från manuell packning av pulvret i proverna. Enligt författarens erfarenhet och förmodan blir en sådan packning gärna lite olikartad. Mera konstant densitet mellan olika provkroppar kan troligen erhållas efter pressning av en pastill i en enkel press och med ett enkelt pressverktyg. Andelen luft i sådana provkroppar är naturligtvis också lägre jämfört med sådana som packats för hand.

Mätning med ett XRF-instrument är icke förstörande. Men det avger röntgenstrålning i mätriktningen, och denna ska man undvika. Därför rekommenderar Ronny och Holger Andreasen AB att alla som ska använda deras instrument går en särskild kurs som tar omkring en arbetsdag.

En god rutin vid en anläggning är därför att ha med i sitt kvalitetssystem att det krävs "körkort" för de som ska använda instrumentet, och att dessa "körkort" finns registrerade hos företaget. Instrumenten låser sig när de varit avslagna en kort stund, och kan sedan bara låsas upp med hjälp av en kod. Dessa koder bör bara vara tillgängliga för innehavare av "körkort".

Det kan tilläggas att alla de instrument som säljs av Holger Andreasen har röntgenrör som excitationsskälla, och att därför kan ingen strålning uppkomma annat än just när mätning pågår. Den strålning som genereras är vidare av sådant slag att proverna inte kan bli radioaktiva till följd av någon mätning.

Priset för ett instrument med tillbehör kan ligga på omkring SEK 250 000. Härtill kommer vad man kan kalla utbildning, d v s att personalen går en endagskurs, samt kommer underfund med hur instrumentet bäst kan utnyttjas i den egna verksamheten. Ett instrument kan användas länge och driftskostnaderna är små.

5 ANALYS OCH DISKUSSION

Avfallsförbränning kan sägas bestå av en metabolism som omfattar två delar[54]:

- Omsättning och omvandling av energi
- Omsättning och omvandling av materia

För en avfallsförbränningsanläggning är det ekonomiska värdet av dessa ungefär lika stora, d v s värdet av avfallsdestruktionstjänsten kan jämföras med det för elen och värmen. Med andra ord kan förädlingsvärdet per levererad MWh för en avfallsförbränningsanläggning vara dubbelt så högt som det för en anläggning som bara eldar rena biobränslen, eftersom den förra ofta får betalt för att ta emot bränslet medan den senare alltid får betala för det. I en anläggning som eldar rena biobränslen måste man använda en stor del av intäkterna för att betala för bränslet.

Detta innebär att utveckling och optimering av verksamheten i en avfallsförbränningsanläggning inte alls bara handlar om verkningsgrader, rökgaskondensering och elproduktion, utan också om vilka bränslen man kan ta emot, hur de fungerar i pannan och vad man kan göra med askan.

Viktiga hinder mot utveckling av avfallsförbränningsaffären m h t materialomvandlingar ligger naturligtvis i förekomsten av föroreningsämnen, d v s sådana ämnen - grundämnen - som kan orsaka skada för hälsa och miljö och som inte förstörs i förbränningsprocessen. Situationen kompliceras av att dessa ämnen ofta förekommer diffust i inkommande bränslen, och att det kan vara svårt att koppla förekomst i bränslet till källa.

Ett viktigt undantag utgör arsenik, som kan sägas vara "värstingämne" nummer två, efter bly, i vart fall när det gäller orsak till klassning av en aska som farligt avfall. Arsenik kommer nämligen nästan uteslutande från en del av det tryckimpregnerade virket.

Krom och koppar, som också förekommer i tryckimpregnerat virke, men också i annat avfall, har en mycket lägre potential för att åstadkomma klassning som farligt avfall m m, men tas ändå med i diskussionen kanske främst därför att dessa metaller kan ha ett värde om de skulle kunna renframställas. För koppar kan man mycket grovt räkna med femtio kronor per kilo och för krom femton. Om man får betalt för arsenik så kan det handla om någon enstaka krona per kilo.

Först kan konstateras att inget av ämnena koppar, krom och arsenik i bränsle leder till några särskilda problem i en panna. De påverkar knappast beläggningar och korrosion på tuberna. Teoretiskt kan man tänka sig problem med utsläpp, men i praktiken blir utsläppen låga till följd av de installationer i en pannanläggning som man har för att ta hand om bl a klorider och svavelföreningar, d v s elektrofilter eller motsvarande samt någon form av ytterligare rening. I normalfallet innebär sådana reningsåtgärder att man utan ytterligare insatser med god marginal klarar kraven avseende koppar, krom och arsenik. Möjligen kan man behöva tänka till lite extra för det fall att man förbränner enbart CCA-impregnerat trä.

Kostnaderna för askhanteringen är starkt beroende av om askan i fråga kan klassas som farligt avfall eller inte. Detta kan inom några år också komma att gälla tillgången till deponikapacitet. Huruvida en aska blir farligt avfall eller inte beror naturligtvis på vad man eldar. Här kan olika typer av bränslen vara mycket olika, och det kan även vara stora skillnader mellan olika kvaliteter för samma bränsleslag.

Motsvarande kan sägas beträffande lakning och kriterierna för acceptans för deponering samt användning för geotekniska ändamål.

Till skillnad från lakkriterierna, där det finns så att säga tre steg, så finns det bra en gräns under avfallsförordningen. Klassning som farligt respektive icke farligt avfall blir därmed ett trubbigt instrument. Om man t ex får en klassning som farligt avfall till följd av innehållet av bly så får man inte någon bonus för ett lågt innehåll av arsenik, d v s inte något incitament till att sortera bättre.

Av detta följer att incitamenten för sortering kan variera mycket kraftigt mellan olika förbränningsanläggningar. Detta gäller såväl frågan om man ska sortera över huvud taget, samt hur man ska göra det m h t förekomst av arsenik och i viss mån även krom och koppar.

Att olika anläggningar har olika incitament innebär att det kan vara ändamålsenligt för olika anläggningar att också ha olika strategier. För val av lämplig strategi behöver man dock ha underlag så att man kan se hur helheten blir i den egna verksamheten.

Ett starkt incitament för att styra upp sortering och ställa större krav på bränsleleverantörer kan t ex finnas hos de vilkas askor ligger strax över gränser som gäller för farligt avfall. Här kanske en tolerabelt stor insats på bränslesidan kan ge grund för en tydlig klassning av askan som icke farlig.

Det ovan beskrivna fallet med Söderenergi AB representerar en sådan strategi, se avsnitt 4.4.

Valet av grad av bortsortering beror även av andra faktorer. Om en aska t ex ska användas för sluttäckning och placeras ovanför tätskiktet gäller sannolikt strängare krav än klassning som icke farligt avfall enligt avfallsförordningen. I ett sådant fall kan toleransen för felsorterat vara låg, och graden av kvalitetssäkring, inklusive mätningar, bör bli därefter.

Genomgången av den internationella litteraturen pekar här tydligt på att vi valt rätt väg i Sverige när vi satsar på sortering vid källan, och det är tänkbart att man bör lägga ytterligare tyngd på detta, t ex genom att avsöka byggnader med XRF innan man river dem. Sortering av diverse blandat avfall vid återvinningsanläggningar bör således undvikas, och i vart fall helt och hållet ekonomiskt belasta den som i så fall lämnar sådant avfall.

Det går även att föra ett resonemang utifrån perspektivet god miljömedborgare och ett uthålligt samhälle. Då kanske man vill sortera ut tryckimpregnerat trä även om det inte finns några specifika styrmedel som tvingar till detta, bara de allmänna i kapitel 2 i miljöbalken. En sådan strategi kanske rent av visar sig vara även ekonomiskt fördelaktig för framtiden. Hos Naturvårdsverket pågår för närvarande en utredning kring hur avfallssorteringen kan förbättras, se t ex [55]. Vidare pågår arbete inom EU-kommissionen med nya regler för klassning enligt avfallsförordningen, vilka förväntas komma att gälla senast från halvårsskiftet 2017. Det kan alltså vara klokt att så att säga ta höjd inför kommande lagstiftning och eventuellt också för en eventuellt minskad tillgång till destinationer för farligt avfall.

Som närmare redovisas ovan finns det metodik för att med låg investeringskostnadströskel mäta på ett måttligt antal prover, liksom att mäta på många prover, noggrannt och med en medelhög investeringskostnad. Valet kan vara något mer begränsat om man vill separera mellan trä som innehåller koppar, krom och arsenik och sådant som bara innehåller koppar. Då förefaller XRF vara bästa valet trots investeringskostnaden.

6 SLUTSATSER

Genomgången i denna rapport visar att det är tekniskt och praktiskt möjligt och ändamålsenligt att identifiera trä som innehåller koppar, krom och arsenik, samt att kvantifiera dessa ämnen i inkommande bränslen. För arsenik beror resultatet av en sådan identifiering och sortering enbart av hur långt processen drivs eftersom impregnerat trä i praktiken är den enda källan för detta ämne.

Sortering kan utföras okulärt. Denna metod är osäkrare än övriga och är också starkt ”operatörsberoende”.

I övrigt har två huvudmetoder identifierats som användbara och ändamålsenliga: reagens och XRF. De har följande egenskaper i sammanfattning:

	REAGENS	XRF
Ämnen	Koppar och krom	Koppar, krom och arsenik
Kvalitativt på träbitar	Ja, snabbt, men ej smutsigt trä	Ja, mycket snabbt, smutsigt trä OK
Kvantitativt på träpulver	Nej	Ja, snabbt
Investering	Låg	Ca SEK 250 000
Driftskostnad	Låg	Låg
Arbetsmiljö & kompetens	OK	Kräver ”körkort”

Övriga metoder bedöms inte vara färdigutvecklade för ändamålet, och för dessa kan inte heller några kostnader överblickas.

Värdet av bortsortering är olika för de olika ämnena:

- 1 Bortsortering av arsenik är viktigt därför att förekomstformerna för arsenik är giftiga och cancerframkallande. Exempelvis påverkas klassningen som farligt eller icke farligt avfall kraftigt av närvaro av arsenik. Enstaka CCA-impregnerade bräddor i ett rent biobränsle eller motsvarande kan leda till att askan inte kan återföras till skogsmark eller användas geotekniskt.
- 2 Bortsortering av koppar har sannolikt liten betydelse ur hälso- och miljösynpunkt. Nya regler är dock på gång. Det kan vara lönsamt att utvinna koppar ur aska från kopparhaltigt impregnerat trä. Någon färdig metod för sådan utvinning finns dock inte.
- 3 Krom förekommer sannolikt som krom-III i såväl bränsle som i aska. För aska kan det dock behövas en närmare redovisning beträffande exakta förekomstformer för krom.

Förutsättningarna för sortering m h t koppar, krom och arsenik kan variera kraftigt mellan olika anläggningar, och därför kan inte några generella slutsatser dras som gäller för alla. I stället rekommenderas att man på de olika anläggningarna utnyttjar resultaten i denna rapport som underlag för att ta fram en strategi avseende hur rena bränslen man vill använda.

Följande aspekter bör ingå i dessa överväganden:

- 1 Möjligheterna till att upphandla rena bränslen från leverantörerna, alternativt påverka leverantörer inom den egna organisationen.
- 2 De egna pannornas utformning och driftförutsättningar samt gällande tillstånd.
- 3 Förutsättningarna avseende destinationer för askorna, inklusive klassning som farligt eller icke farligt avfall.
- 4 Möjligheterna att informera leverantörer om mätmöjligheter.
- 5 Möjligheterna att kontrollmäta själva samt driva ett kvalitetssystem.

Det är viktigt att man analyserar hela kedjan bränsle - förbränning – aska samt att man söker identifiera synergivinster. Ett exempel på en sådan kan vara att om man ändå skaffat sig XRF så kan man mäta även på andra ämnen, inte minst bly, samt med en lägre kostnadströskel kunna optimera m a p sortering m h t detta element.

7 MÖJLIGHETER TILL ÖKAD KUNSKAP

Följande möjligheter identifieras beträffande ökad kunskap:

- 1 Automatisering av mätningarna
- 2 Sammanställning av befintliga data med avseende på förekomst av ämnen som bidrar till klassningen enligt avfallsförordningen, samt analys av hur förekomst respektive frånvaro av tryckimpregnerat trä påvekrar sådan klassning
- 3 Utvinning av koppar ur aska från tryckimpregnerat trä med lakning eller kombination av rostning och lakning.
- 4 Analys av möjligheterna till bildning av arsin (AsH_3) i aska genom reaktion mellan arsenikhaltiga mineral, vatten och aluminium med oxidationstalet 0 (metalliskt aluminium, eventuellt i form av legering med kisel) i den alkaliska miljö som bildas i aska.
- 5 Analys av andra ämnen, t ex bly, med XRF samt ytterligare möjligheter till sortering av bränslen.

8 REFERENSER

- 1 Sjöblom, R. och Noläng, B. *Betydelsen av fast löslighet i järn(hydr)oxider för fastläggning av potentiellt miljöstörande ämnen i askor*. Värmeforsk, Miljöriktig användning av askor, Rapport 1198. Värmeforsk, 2011.
- 2 Callender E. *Heavy metals in the environment - historical trends*. In Lollar B S, Editor. *Environmental geochemistry*. Treatise on geochemistry, Volume 9. Elsevier, 2009.
- 3 Enghag P. *Encyclopedia of the elements*. Wiley-VCH, 2004.
- 4 Hägg G. *Allmän och oorganisk kemi*. Almqvist & Wiksell, 1966.
- 5 *Kemiska Ämnen*. Databas från Prevent, 2014.
- 6 Bodek I et al. *Environmental inorganic chemistry*. Pergamon press 1988. ISBN 0-08-036833-6.
- 7 Plant J A, Kinniburgh D G, Smedley P L, Fordyce F M and Klinck B A. *Arsenic and selenium*. In Lollar B S, Editor. *Environmental geochemistry*. Treatise on geochemistry, Volume 9. Elsevier, 2009.
- 8 Kumpiene J, Lagerkvist A and Maurice C. *Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil amendments: a review*. Waste Management, Vol 28, issue 1, pp 215-225, 2008.
- 9 Kumpiene J, Desogus P, Schulenburg S, Arenella M, Renella G, Brännvall, E, Lagerkvist A, Andreas L. and Sjöblom R. *Utilisation of chemically stabilized arsenic-contaminated soil in a landfill cover*. Environmental Science and Pollution Research. 20, 12, s. 8649-8662, 2013.
- 10 Jakob R, Roth A, Haas K, Krupp E M, Raab A, Smichowski, Gómez D and Feldmann J. *Atmospheric stability of arsines and the determination of their oxidative products in atmospheric aerosols (PM10): evidence of the widespread phenomena of biovolatilization of arsenic*. J. Environ. Monit., 2010, 12, 409-416, 2010.
- 11 Salzer A and Elschenbroich Ch. *Organometallics. A concise introduction*. VCH Verlagsgesellschaft mbH, 1989. Se sidan 153.
- 12 Stöckhardt J A. *Kemi-skola. Undervisning i första grunderna af kemin, åskådliggjord genom enkla experimenter för skolor och sjelfstudier, 4:e upplagan*. Albert Bonniers Förlag, Stockholm 1866.
- 13 Pauling L. *College chemistry*. W H Freeman and company, 1957.
- 14 Hamberg N P (1874), *Kemisk undersökning af luften i boningsrum, beklädda med arsenikhaltiga tapeter*. Nord Med Arkiv Band VI Nr 3, pp 1-21.
- 15 Kobert R (1906), *Lehrbuch der Intoxikationen*, 11Band: Spezieller Teil p 261. Verlag von Ferdinand Enke, Stuttgart, Germany (in German).
- 16 Klason P (1913), *Investigations regarding the composition of the arsenic containing gas that certain fungi may develop*. The Swedish Royal Academy of Sciences, Arkiv for Kemi, Mineralogi och Geologi Band 5 Nr 9, Almqvist & Wiksells Boktryckeriaktiebolag, Uppsala och Stockholm (in Swedish).
- 17 Lennmalm F (1911), *Discussion of the arsenic issue at the meeting of the Swedish Society of Medicin held on March 28 1911*. Isaac Marcus' Boktryckeriaktiebolag, Stockholm (in Swedish).
- 18 Hermansson H-P, Sjöblom R and Åkerblom G. *Geogas in crystalline bedrock*. SKN Report 52, October 1991. Statens Kärnbränslenämnd, 1991.
- 19 Sjöblom R, Hermansson H-P and Åkerblom G. *Geogas in crystalline bedrock and its potential significance for disposal of nuclear waste*. Scientific Basis for Nuclear Waste Management XVIII, edited by Takashi Murakami, Rodney C. Ewing (Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Volume 353, Pittsburgh, PA, 1995)

- 20 Hillmo T. Arsenikprocessen. *Debatt och problemperspektiv kring ett hälso- och miljöfarligt ämne i Sverige 1850-1919*. Doktorsavhandling. Linköping studies in arts and science 102. Linköping 1994.
- 21 Fitzgerald W F. *Geochemistry of mercury in the environment*. In Lollar B S, Editor. Environmental geochemistry. Treatise on geochemistry, Volume 9. Elsevier, 2009.
- 22 Ellergård S. *Spridning i mark av koppar, krom och arsenik från CCA-impregnerade telefonstolpar*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, avd. för marklära och ekokemi. Examensarbete, ISSN 1102-1381, ISRN SLU-MLE-EXS-16-SE, 1995.
- 23 Nilsson, K. 1994. *Träimpregneringsindustrin i Sverige. Produktionsåret 1993*. Svenska Träskyddsinstitutet, 1993.
- 24 Jermer J. *Impact of restrictions on the use of CCA-treated wood in Sweden*. Environmental impacts of preservative-treated wood. Gainesville, Florida, USA, February 8-11, 2004.
- 25 Sörme L och Karlsson A. *Strategier för att hantera tryckimpregnerat virke som bränsle - baserat på flödet av koppar, krom och arsenik*. Avfall Sverige, Rapport F2012:05, 2012.
- 26 Sundqvist J-O, Erlandsson M, Solyom P, Högberg B och Bergman G. *Impregnerat trä i kretsloppet - rekommendationer för restprodukthantering*. IVL Rapport B1827, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2009.
- 27 Richardsson B A. *Wood preservation, 2nd edition*. E & FN Spon, an imprint of Chapman & Hall, 1993.
- 28 Jambeck J, Dubey B, Townsend T and Solo-Gabriele H. *Disposal of preservative-treated wood in landfills*. In Townsend T G and Solo-Gabriele H. Environmental impacts of treated wood. CRC Press, 2006.
- 29 *Guidance for the management and disposal of CCA-treated wood*. Prepared by: Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management and Florida Department of Environmental Protection with assistance from: University of Florida College of Engineering and University of Miami College of Engineering.
- 30 Helsen L and Van den Bulck E. *Thermal treatment technologies for treated woods*. In Townsend T G and Solo-Gabriele H. Environmental impacts of treated wood. CRC Press, 2006.
- 31 Lundholm K, Boström D, Nordin A and Shchukarev A. *Fate of Cu, Cr, and As during combustion of impregnated wood with and without peat additive*. Environ. Sci. Technol. 2007, 41, 6534-6540.
- 32 Nzihou A and Stanmore B. *The fate of heavy metals during combustion and gasification of contaminated biomass—A brief review*. Journal of Hazardous Materials 256– 257 (2013) 56– 66.
- 33 Krook J, Mårtensson A och Eklund M. *Sources of heavy metal contamination in Swedish wood waste used for combustion*. Waste Management 26 (2006) 158–166
- 34 Krook J, Mårtensson A and Eklund M. *Preservative-treated sawn timber in Sweden: waste beyond control*. Progress in Industrial Ecology – An International Journal, Vol. 3, No. 5, 2006.
- 35 Krook J. *Concentrate of dilute contaminants? Strategies for Swedish wood waste*. Doktorsavhandling. Linköping Studies in Science and Technology. Dissertation No. 1047. Linköpings Universitet.
- 36 *Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring*. Skogsstyrelsen, Meddelande nummer 2, 2008.
- 37a Adler P, Haglund J-E och Sjöblom R. *Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt avfallsförordningen*. Värmeforsk, Miljöriktig användning av askor 866, maj, 2004.
- 37b Adler P, Haglund J-E, Sjöblom R. *Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt Avfallsförordningen*. Avfall Sverige, RVF Rapport 2005:01, januari, 2005.
- 38 Sjöblom R. *Tillämpning av Avfallsförordningen SFS 2001:1063; bidrag till kunskapsbasen avseende förbränningsrester*. Värmeforsk, Miljöriktig användning av askor, Rapport 1103, mars, 2009.
- 39 Sjöblom, R. *Underlag för val av referenssubstans för zink inför klassning enligt Avfallsförordningen*. Rapport F2007:03, Avfall Sverige, 2007. ISSN 1103-4092.
- 40 Sjöblom, R. *Lämplig metodik för grundläggande karakterisering av aska för acceptans på deponi*. Avfall Sverige, Rapport U2011:22, Oktober, 2011.

- 41 *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. Handbok 2010:1. Naturvårdsverket, 2010.
- 42 *Unik asktvätt i Sundsvall*. Nyhetsbrev Nr 2, Svenska Energiaskor AB, 2012.
- 43 Siret B, Gourmelon F, Praud-Tabaries A. *Reduction of fly ash ecotoxicity by an integrated wet scrubbing process*. Proceedings of ITTT 2004, 23rd Annual International Conference on Incineration and Thermal Treatment Technologies 2004, May 2004, Phoenix, Arizona.
- 44 Siret B and Tabaries F. *A new stabilization process for the flyash and the waste water treatment sludges from waste to energy plants*. Proceedings of ITTT 2008, 27th Annual International Conference on Incineration and Thermal Treatment Technologies 2008, May 2008, Montreal, Quebec, Canada.
- 45 Solo-Gabriele H, Omar A, Townsend T and Hahn D. *Identification of wood treated with waterborne metal-based preservatives*. In Townsend T G and Solo-Gabriele H. Environmental impacts of treated wood. CRC Press, 2006.
- 46 Sawyer G and Irle M. *Development of colour indicator techniques to detect chemical contamination in wood waste for recycling*. WRAP The Waste & Resources Action Programme, Oxon, UK, 2005.
- 47 Spear J M, Zhou Y M, Cole C A and X Y F. *Evaluation of arsenic field test kits for drinking water analysis*. Journal AWWA, Report 98:12, December 2006. (AWWA = American Water Works Association).
- 48 *Arsenic and arsenic compounds*. In Gerhartz W et al, Editors. Ullmann's Encyclopedia of industrial chemistry, Volume A3, VCH Verlagsgesellschaft mbH, 1985.
- 49 Bouslamti M A, Irle M A, Belloncle C, Salvador C, Hulot S, Caron B and Quannari E M. *Classification of treated wood using Fourier transform near infrared spectroscopy and multivariate data analysis*. International Wood Products Journal, Vol 4, no 2, 2013.
- 50 Aono Y, Ando K and Hattori N. *Rapid identification of CCA-treated wood using laser-induced breakdown spectroscopy*. J Wood Sci 58: pp 363–368, 2012.
- 51 Jacobi G, Solo-Gabriele H, Townsend T, Dubey B. *Evaluation of methods for sorting CCA-treated wood*. Waste Management 27 (2007) 1617–1625.
- 52 Hasan A R, Schindler J, Solo-Gabriele H M and Townsend T G. *Online sorting of recovered wood waste by automated XRF-technology. Part I: Detection of preservative-treated wood waste*. Waste Management 31 (2011) 688–694.
- 53 Hasan A R, Solo-Gabriele H M and Townsend T G. *Online sorting of recovered wood waste by automated XRF-technology. Part II: Sorting efficiencies*. Waste Management 31 (2011) 695–704.
- 54 Sjöblom R. *Sustainability of combustion and incineration of renewable fuels: example of Sweden*. WIT Transactions on Ecology and The Environment, Vol 176, pp 173-184, 2013.
- 55 *Från avfallshantering till resurshushållning. Sveriges avfallsplan 2012–2017*. Rapport 6502. Naturvårdsverket, maj, 2012.

RAPPORTER FRÅN AVFALL SVERIGE 2014

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING

- U2014:01 Avfallsindikatorer. Vägledning för hur man kan mäta och följa utvecklingen mot en resurseffektiv avfallshantering
- U2014:02 Styrmedel för biogasproduktion
- U2014:03 Mikroplaster i biogasprocessen - Förstudie
- U2014:04 Korrektionsfaktorer vid plockanalyser för utsorterat brännbart avfall
- U2014:05 Miljöstyrande taxa? En vägledning till viktbaserad avfallstaxa inför beslut, vid införande och drift
- U2014:06 Kunskapsammansättning - beständigheten hos geosynteter i deponikonstruktioner
- U2014:07 Klusterinitiativ. En förstudie om kommunal avfallsverksamhet som motor i regional utveckling
- U2014:08 Metodik för provtagning och analys av förorenad betong
- U2014:09 Vägledning till konstruktion av avfallstaxa
- U2014:10 Påverka beteende genom systematisk återkoppling

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, BIOLOGISK BEHANDLING

- B2014:01 Systemanalys kring möjliga konsekvenser av förslag i "Hållbar återföring av fosfor"
- B2014:02 Nya förbehandlingstekniker för ökad koncentration av växtnäring i biogödsel
- B2014:03 Strategi för marknadsföring av biogödsel 2014 - 2016

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, DEPONERING

- D2014:01 Sammanställning av erfarenheter från sluttäckningsprojekt
- D2014:02 Förstudie - Deponiers bidrag till växthusgasutsläpp i ett nationellt perspektiv och potentiella skyddsåtgärder
- D2014:03 Bedömning av påverkan från lakvatten inom REVAQ
- D2014:04 Vägledning för utformning av nedströms-skydd vid deponier med filterteknik
- D2014:05 Pilotförsök med filterteknik på Stavröds deponi
- D2014:06 Rening av svavelväte och koldioxid i deponigas med slaggrus - teknisk och ekonomisk potential
- D2014:07 Sammanställning av tillstånd tillhörande deponier

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, ENERGIÅTERVINNING

- E2014:01 Bränslekvälitet. Sammansättning och egenskaper för avfallsbränsle till energiåtervinning
- E2014:02 Kritiska metaller i svenska avfallsaskor
- E2014:03 Kapacitetsutredning 2014. Avfallsförbränning och avfallsmängder till år 2020
- E2014:04 Semikontinuerlig provtagning av dioxiner och furaner vid fyra svenska avfallsförbränningsanläggningar
- E2014:05 Mätmetodik och sorteringsteknik med avseende på krom, koppar och arsenik (CCA) i trädbaserade bränslen
- E2014:06 Ekonomisk allokering av emissioner och resurser vid avfallsförbränning med energiåtervinning

Avfall Sverige är expertorganisationen inom avfallshandling och återvinning. Det är Avfall Sveriges medlemmar som ser till att avfall tas om hand och återvinns i alla landets kommuner. Vi gör det på samhällets uppdrag: miljösäkert, hållbart och långsiktigt. Vår vision är "Det finns inget avfall". Vi verkar för att förebygga att avfall uppstår och att mer återanvänds. Kommunerna och deras bolag är motorn och garanten för denna omställning.



Avfall Sverige Utveckling E2014:05

ISSN 1103-4092

©Avfall Sverige AB

Adress Prostgatan 2, 211 25 Malmö
Telefon 040-35 66 00
Fax 040-35 66 26
E-post info@avfallsverige.se
Hemsida www.avfallsverige.se