

Måling af tungmetaller i dansk dagrenovation og småt brændbart

Christian Riber og Thomas H. Christensen
Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske
Universitet

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
INDLEDNING	14
1.1 BAGGRUND	14
1.2 FORMÅL	14
1.3 PROJEKTRAMMER	16
2 VIDENSGRUNDLAG	17
2.1 KORREKT PRØVETAGNING	17
2.2 KEMISK SAMMENSÆTNING AF AFFALD	18
3 ANVENDTE METODER	20
3.1 INDIREKTE ANALYSE	20
3.2 DIREKTE FRAKTIONSANALYSE	20
4 INDIREKTE AFFALDSANALYSE	22
4.1 FORBRÆNDINGSTEST ÅRHUS	23
4.1.1 <i>Affald</i>	23
4.1.2 <i>Testforløb</i>	24
4.1.3 <i>Prøvetagning</i>	25
4.2 FORBRÆNDINGSTEST TAASTRUP	26
4.2.1 <i>Affald</i>	26
4.2.2 <i>Testforløb</i>	27
4.2.3 <i>Prøvetagning</i>	29
4.3 FORBRÆNDINGSTEST HERNING	30
4.3.1 <i>Affald</i>	30
4.3.2 <i>Testforløb</i>	30
4.3.3 <i>Prøvetagning</i>	31
4.4 RESULTATER	32
4.4.1 <i>Masseflow</i>	32
4.4.2 <i>Kemisk sammensætning</i>	33
4.4.3 <i>Usikkerhed</i>	36
4.4.4 <i>Erhvervsaffald</i>	37
4.4.5 <i>Totalindhold i slagger</i>	38
4.4.6 <i>Udvaskning fra slagger</i>	39
4.5 DELKONKLUSION INDIREKTE ANALYSE	41
5 DIREKTE FRAKTIONSANALYSE	43
5.1 FRAKTIONER	43
5.2 PRØVETAGNING	43
5.3 ANALYSE	45
5.4 RESULTATER	45
5.4.1 <i>Undersøgelse af materialefraktioner</i>	45
5.4.2 <i>Analyse af separat indsamlede fraktioner</i>	50
5.4.3 <i>Usikkerhed</i>	51

5.5	DELKONKLUSION DIREKTE FRAKTIONSANALYSE	53
6	DANSK DAGRENOVATION	54
6.1	RESULTATER FRA ANALYSER	54
7	KONKLUSION	57
7.1	PROBLEMET	57
7.2	METODERNE	57
7.3	RESULTATER	58
	BILAGSOVERSIGT	61
8	REFERENCER	63

Forord

Dette projekt er udført i perioden februar 2004 til december 2005 af Ph.D. studerende Christian Riber i samarbejde med Professor Thomas H. Christensen ved Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen, I/S Amagerforbrænding, I/S Vestforbrænding, Århus Kommunale Værker, ELSAM Affald & Energi A/S, Herning Kommune samt Institut for Miljø & Ressourcer og har været styret af en styringsgruppe med følgende repræsentanter:

Formandskab

- Civ. Ing. Anne Nielsen (Miljøstyrelsen)

Udførende part

- Professor Thomas H. Christensen (M&R DTU)
- Civ. Ing. Christian Riber (M&R DTU)

Øvrige medlemmer

- Bjarne M. Jensen (ÅKV)
- Kim Crillesen (Vestforbrænding)
- Kirsten M. Bojsen (Vestforbrænding)
- Bo Sander (ELSAM Affald & Energi)
- Uffe J. Andersen (Amagerforbrænding)

Vi vil gerne takke styringsgruppen for deres indsats og kvalificerede indspil.

Den praktiske udførsel af projektet har involveret fuldskala forbrændingsanlæg, hvor vi har mødt stor hjælpsomhed og forståelse for vores behov. Kvaliteten af forsøgsresultaterne og dermed også af det samlede projekt har været afhængig af anlæggenes samarbejdsvillighed. Vi vil gerne takke det samlede personale på anlæggene for deres indsats og desuden rette en speciel tak til:

- Driftsingeniør Erik Damgaard, Århus Nord
- Driftschef Poul-Erik Sørensen, Taastrup
- Driftschef Ove Jespersen, Knudmoseværket (Herning)

Projektet har været afhængigt af at kunne få prøver af affald og materialer til forsøgene og vi vil i den forbindelse gerne takke følgende virksomheder for deres samarbejdsvillighed: ECONET A/S, R98, Marius Pedersen A/S, Odense Renholdningsselskab, HCS og Vognmandsfirmaet M. Larsen. Herudover en speciel tak til Janus T. Kirkeby for indsamling af materialefraktionerne og Gry S. Janniche samt Trine L. Hansen for indsamling af organisk affald i Århus.

I udførslen af de kemiske analyser var der behov for både metodeudvikling, høj kvalitet og effektivitet og vi valgte en ekstern leverandør og samarbejdspartner til opgaven. Valget faldt på Analytica AB og vi vil gerne rette en speciel tak til afdelingsleder Mikkel Kristensen, chefkemiker Lars-Gunnar Omberg og lektor Ilia Rodushkin for deres kompetente indsats for projektet.

Sammenfatning og konklusioner

Baggrund og formål

Igennem de sidste 30 år har der været fokus på minimeringen af udledninger fra de danske forbrændingsanlæg og lossepladser, og ny teknologi er udviklet og taget i brug. Udledningerne har derfor nået et niveau i dag hvor yderligere minimering er meget vanskelig og dyr. Det er derfor blevet relevant at finde andre måder at mindske miljøbelastningen fra affaldshåndteringen. En af måderne hvormed miljøbelastningen kan mindskes er ved at vælge den rette behandlingsmetode til hver enkelt type affald, eller del af affaldet. For at dette kan lade sig gøre skal man have præcis viden om de enkelte affaldstypers indhold af farlige stoffer og hvilke dele af affaldet der bidrager med disse farlige stoffer. Med denne viden kan man finde den mest optimale behandling af affaldstypen og eventuelt sortere de belastede dele fra. Dette projekt har haft til formål at skaffe de nødvendige informationer om indholdet af farlige stoffer i dagrenovation og småt brændbart. Herudover har projektet haft til formål at finde ud af hvilke konsekvens indholdet havde på slagterne fra forbrændingsanlæggene.

Undersøgelsen

Affaldet er undersøgt på to måder; dels ved at forbrænde dagrenovation og småt brændbart på et forbrændingsanlæg (indirekte analyse) og dels ved at måle direkte på 45 fraktioner sorteret ud af dagrenovation (direkte analyse). Undersøgelserne er udført af Ph.D. Studerende Christian Riber i samarbejde med Professor Thomas H. Christensen begge fra Institut for Miljø og Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og I/S Amagerforbrænding, I/S Vestforbrænding, Århus Kommunale Værker, ELSAM Affald & Energi A/S (tilsammen affald danmark), Herning Kommune samt Institut for Miljø & Ressourcer.

Hovedkonklusioner

Projektets resultater tyder på, at kommuner med en aktiv indsats for indsamling af farligt affald og andet problematisk affald sender mindre tungmetaller til forbrænding og dermed via slaggen ud under de danske veje. Samtidig kan det konkluderes at indsamlingssystemet i form af beholderstørrelse og ejerforhold ikke påvirker affaldets indhold af tungmetaller.

Ud fra projektets resultater kan erhvervsaffaldets bidrag af tungmetaller til det blandede forbrændte affald beregnes. Disse beregninger tyder på at erhvervsaffaldet bidrager med den største del af cadmium, kobber, bly, zink, klorid og mangan i det blandede affald, der forbrændes i Danmark.

Ved den direkte måling af de 45 udsorterede fraktioner af den danske dagrenovation kan det konkluderes at:

- Cadmium, mangan, nikkel, zink og kviksølv stammer hovedsageligt fra batterier og farligt affald
- Arsen, kobber og bly stammer hovedsageligt fra metal som ikke er dåser eller folie
- Kromindholdet stammer hovedsageligt fra sko, læder og tekstil.

Størstedelen af de fleste af tungmetallerne i dagrenovationen kan dermed fjernes hvis de ikke brændbare dele af affaldet samt læder og tekstil sorteres ud, og derfor ikke sendes til forbrænding.

Projektresultater

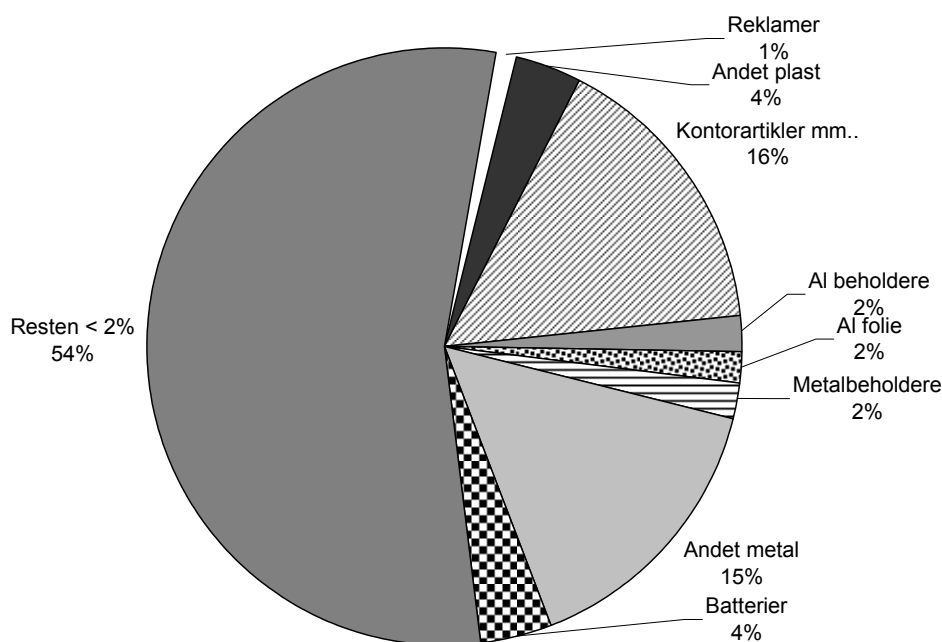
Ved forbrænding af affald på et forbrændingsanlæg kan affaldets indhold af et stof måles ved at måle på produkterne af forbrændingen og summere resultaterne. Dette kaldes indirekte analyse fordi man ikke måler direkte på affaldet. Sådanne målinger er udført på tre danske forbrændingsanlæg i Århus, Taastrup og Herning. Der er målt dels på det blandede affald der forbrændes og dels på affaldet fra husholdningerne i form af dagrenovation og småt brændbart fra genbrugsstationer. Med målingerne fra den indirekte analyse kan indholdet i erhvervsaffaldet beregnes og resultaterne kan ses i tabel A.

Tabel A Indhold af udvalgte tungmetaller i dansk dagrenovation, småt brændbart og erhvervsaffald

	Småt brændbart	Dagrenovation	Erhvervsaffald
Arsen	17,9	7,44	21
Cadmium	13,8	5,67	13
Krom	275	109	77
Kobber	2640	698	700
Kviksølv	3,02	2,56	-
Bly	879	299	580
Zink	2860	1290	1700

Enhed: mg/kg tørt affald.

Et tidligere miljøprojekt (868 fra 2003) sorterede dansk dagrenovation i 45 fraktioner og målte fraktionernes indbyrdes fordeling, disse fraktioner er yderligere analyseret i dette projekt. For at kunne måle direkte på de 45 vidt forskellige fraktioner af dagrenovationen, skulle nye metoder til håndtering og analyse anvendes.



Figur A Fordeling af kobber i 45 fraktioner af dagrenovation. Fraktioner der bidrager med mindre end 2 % er summeret.

Metoderne til analyse af affald ved opdeling i fraktioner (direkte analyse) blev udviklet og testet. Følgende er målt i alle 45 fraktioner af dansk dagrenovation:

- 24 grundstoffer
- phthalater (plastblødgørere)
- brændværdi
- vandindhold og askeindhold

Figur A viser som eksempel fordelingen af kobber mellem fraktionerne og det fremgår hvilke fraktioner der bidrager mest (fraktioner der bidrager mindre end 2 % er summeret).

Der er visse uoverensstemmelser mellem den direkte og den indirekte analyses kemiske sammensætning i dagrenovation, specielt for stoffer der er målt i meget små koncentrationer. Dette vurderes, at være resultatet af, at den direkte analyse ikke dækker en stor nok mængde affald, til at kunne beskrive disse stoffer.

Summary and conclusions

Focusing on pollution prevention from waste incineration and landfilling, new technologies have been developed and implemented during the past 30 years. Pollution has therefore reached a level where the efforts and economy required to ensure further pollution prevention open up for new approaches. One method is to ensure correct treatment of each type or fraction of waste. To do this, detailed knowledge of the individual waste types and waste fractions must be obtained, paying special attention to the content of hazardous components. Knowledge about contributions to the overall pollution from individual waste types and fractions is important in order to prioritise. With this combined knowledge, it is possible to optimise the treatment and/or isolate specific harmful fractions for dedicated treatment of these fractions. The aim of this project was to provide such knowledge and determine the consequences to the bottom ash from incineration of the waste

Investigations

Waste was analysed by two approaches: incineration of the waste at a full-scale incinerator with subsequent analysis of the outputs (indirect analysis), and sorting of the waste into multiple fractions for chemical analysis (direct analysis). The work was performed by Ph.D. student Christian Riber in collaboration with Professor Thomas H. Christensen, both from the Institute of Environment & Resources at the Technical University of Denmark. The project was financed by the Danish Environmental Protection Agency, the NGO affald danmark, the municipality of Herning, and the Institute of Environment & Resources.

Main conclusions

Increasing efforts to source-separate hazardous and other problematic fractions from household waste are proved to result in less heavy metals sent to incineration. On the other hand, it is concluded that collection system differences, such as size or ownership of the waste bin, is not systematically affecting the waste chemical composition.

The chemical composition of waste from other sources than private households was calculated, and the contribution to the total amount of waste incinerated was determined. This calculation suggests that non-private waste was the main contributor of cadmium, copper, lead, zinc, chloride and manganese.

Direct measurement of 45 material fractions of Danish household waste lead to the following conclusions:

- Cadmium, manganese, nickel, zinc and mercury originated from batteries and hazardous waste.
- Arsenic, copper and mercury originated from other metal fractions than cans and foils.
- Chromium was mainly found in shoes, leather and textiles.

The majority of the heavy metals can be removed from the household waste as fractions that are not suitable for incineration. If chromium is unwanted in

the incinerators, fractions like leather and textile should be separated from the waste.

Project results

By incinerating waste in a full-scale incineration plant, the chemical composition of the waste can be determined by summation of the chemical compositions of the outputs from the incinerator. This approach is termed "indirect analysis", because the waste is not analysed directly, but instead analysed indirectly based on outputs from three Danish incineration plants. The wastes analysed were household waste, mixed municipal waste and combustible (<1 m) waste from a central collection facility. With data from the indirect analysis, the composition of the non-private waste was calculated as shown in Table A.

Table A Content of some heavy metals in Danish household waste, combustible and non-private waste

	Combustible	Household	Non-private
Arsenic	17.9	7,44	21
Cadmium	13.8	5,67	13
Chromium	275	109	77
Copper	2640	698	700
Mercury	3.02	2,56	-
Lead	879	299	580
Zinc	2860	1290	1700

Unit: mg/kg dry waste.

In a former project from the Danish EPA (report no. 868 from 2003), household waste was sorted in 45 fractions, and the mass fractions were determined. In this project, these fractions were sampled and the chemical composition was analysed. New methods of analysis and handling had to be developed to be able to analyse the 45 very different waste fractions. The methods for analysis of waste split into fractions (direct analysis) were developed and tested.

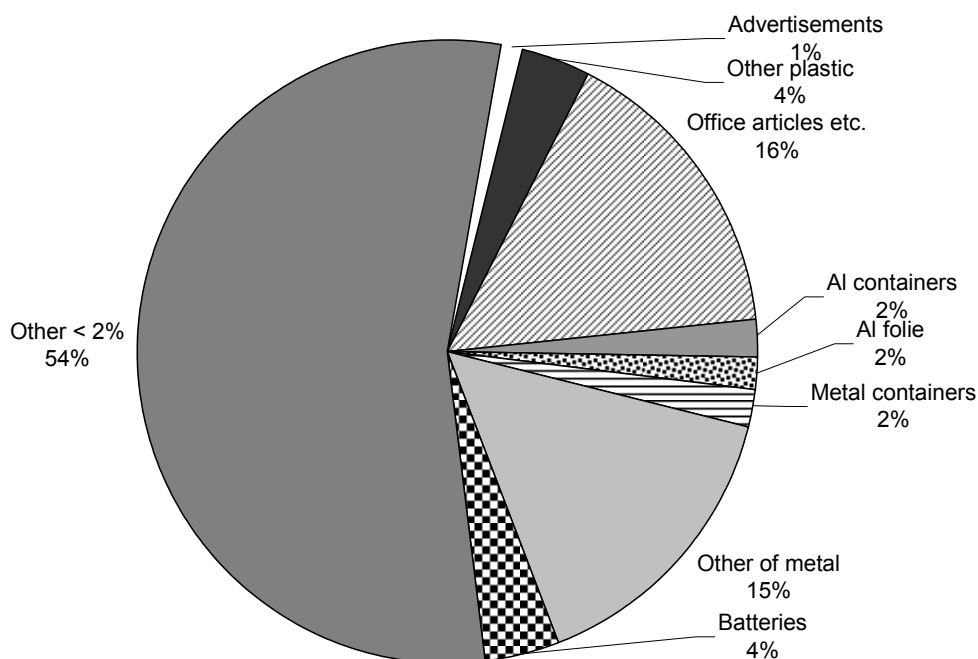


Figure A. Distribution of copper among the 45 fractions sorted out of Danish household waste (fractions contributing <2% are summarised)

The following types of parameters were determined with respect to the 45 fractions:

- 24 elements
- phthalates
- heating value
- water and ash content

Figure A shows an example of copper distribution among the 45 fractions (fractions contributing less than 2% are summarised). Some inconsistencies were recorded between the composition of household waste measured by the direct and the indirect method. This was especially true for substances in trace concentrations. These differences were assumed to result from over or under-representation in the direct analysis.

Indledning

1.1 Baggrund

Forbrændingsanlæggene i Danmark producerer årligt store mængder slagge, flyveasker og røggasrensingsprodukter. Slaggerne har i årevis i stor udstrækning kunne genanvendes i vej- og anlægskonstruktioner, men Miljøstyrelsens skærpede krav til indhold og udvaskning af tungmetaller og salte gør, at slaggen i dag kun i få tilfælde kan opfylde kravene til genanvendelse uden dispensation. En række forsøgsprojekter har været gennemført med sigte på at sortere, behandle og stabilisere slaggen og derved opnå en slagge, der kan overholde kravene. I en hvidbog, udarbejdet i et samarbejde mellem affald danmark og Institut for Miljø & Ressourcer /Astrup, et al., 2003/, konkluderes det blandt andet, at ingen af de undersøgte teknologier på overbevisende måde kan sikre at slaggen kan overholde kravene til genanvendelse uden dispensation¹. Det kan derfor være hensigtsmæssigt, som et af de nødvendige initiativer for at forbedre slagge kvaliteten, at søge at kontrollere tilførslen af tungmetaller til forbrændingsanlæggene. Affaldets indhold af tungmetaller og andre forurenende stoffer har direkte indflydelse på sammensætningen af slagge, flyveasker og røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg. En begrænsning i tilførslen af disse stoffer vil bidrage til forbedring af slaggens kvalitet og mindske miljøbelastningen.

Materialestrømskortlægninger har været benyttet til en overordnet identifikation af hovedkilderne til tungmetaller tilført forbrændingsanlæggene /Thomsen, et al., 2003/ og i en række tilfælde er der via erhvervsaffaldskonsulenter gennemført forebyggende arbejde i forhold til erhvervsaffaldet. Centrale spørgsmål er hvor meget henholdsvis erhvervsaffald og husholdningsaffald bidrager til restprodukternes indhold af tungmetaller samt i hvilket omfang husholdningernes bidrag kommer fra almindelige materialefraktioner eller fra særligt og måske fejlplaceret affald. Disse spørgsmål er meget centrale for det forebyggende arbejde og indsamlingssystemernes indretning. Et væsentligt afledt spørgsmål er også hvor langt ned forebyggende foranstaltninger kan bringe tungmetalindholdet i slaggen og den tilhørende udvaskning.

1.2 Formål

Formålet med dette projekt er overordnet at skaffe viden dels om tungmetalindholdet i væsentlige danske affaldsfraktioner og dels om de ved forbrænding producerede slagge. Mere specifikt søges en række konkrete spørgsmål besvaret:

Hvad er niveauet for tungmetalindholdet i dagrenovation / husholdningsaffald?

Der måles på dagrenovation fra forskellige indsamlingssystemer i forskellige byer på flere tidspunkter over året og herudover måles der på småt brændbart fra genbrugsstationer.

¹ I dag genanvendes slagge dog alligevel i vidt omfang, men dette kun efter dispensation.

Hvad er udvaskningen fra slagge af dagrenovation sammenlignet med udvaskningen fra slagge fra blandet affald?

Der er ingen entydig sammenhæng mellem indhold og udvaskning af tungmetaller fra slagge, men for slaggen fra den mindst forureneede dagrenovation er det muligt at vurdere, hvad et opnåeligt niveau er. Alternativt vil udvaskningstest vise om den forebyggende indsats med at begrænse indholdet af tungmetaller i affaldet har nogen indflydelse. Denne viden vil være væsentlig i forhold til prioritering af den forebyggende indsats.

I hvilket omfang har indsamlingssystemet indflydelse på affaldets kemiske sammensætning.

Ved en sammenligning af dagrenovationens kemiske sammensætning i fire danske indsamlingssystemer vil effekten fra indsamlingssystemet kunne vurderes. De anvendte indsamlingssystemer er fra Odense, København, Århus og Herning Kommune. Indsamlingssystemet i Herning er specielt idet der her udsorteres farligt og problematisk affald i en P-kasse i husholdningerne.

Hvilke almindelige materialefraktioner i affaldet belaster med tungmetaller i dagrenovationen?

I forbindelse med en stor undersøgelse af dansk dagrenovation /Petersen, et al., 2003/² blev der udtaget en række prøver af 45 materialefraktioner dækkende mere end 1.607 husstande. I ECONET's undersøgelse blev disse prøver vejret og Institut for Miljø og Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet (DTU) bestemte tørstof på prøverne. Disse prøver blev gemt på DTU (nedfrosset) for bestemmelse af den kemiske sammensætning.

Er der udover de almindelige materialefraktioner andre kilder til tungmetalindholdet i dagrenovationen?

Hvis summen af alle materialefraktionernes bidrag ikke tilnærmelsesvist matcher det målte tungmetalindhold målt ved indirekte analyse på dagrenovation, vil det indikere at usædvanlige indhold i dagrenovationen (fejlplaceringer, sjældne fraktioner) er væsentlige kilder til tungmetalindholdet. Denne viden vil have betydning for en eventuel indsats med separat indsamling af særlige affaldsfraktioner.

Er der forskel i tungmetalindholdet i materialefraktioner udsorteret fra blandet affald og i separat indsamlede fraktioner?

Udsorterede materialefraktioner kan potentielt være belastet ved krydskontaminering fra andre affaldsfraktioner: Er det tungmetalbelastede støv i støvsugerposen stadig i støvsugerposen eller har det sat sig på fugtige fraktioner i affaldet? Det er derfor ikke sikkert, at separat indsamling af en fraktion svarer til fjernelse af fraktionen fra det blandede affald ved kildesortering. Ved at måle tungmetalindholdet i jomfruelige materialer, der udgør væsentlige fraktioner i affaldet, kan denne problemstilling belyses.

² Herefter refereret som ECONET undersøgelsen

1.3 Projektramme

Grundet en opdelt finansiering var projektet praktisk opdelt i tre faser:

Projektets første fase omhandler udmåling af tungmetalindholdet i affald ved hjælp af fuldskala forbrændingsanlæg. Denne fase er gennemført i Århus ved udmåling af sorteret dagrenovation fra Århus, støttet af affald danmark (Vestforbrænding, Amagerforbrænding og ÅKV).

Projektets anden fase tager udgangspunkt i erfaringerne med forbrændingstestene fra første fase, og omfatter måling af tungmetalindholdet i 3 fraktioner af blandet husholdningsaffald. Disse test er gennemført ved Vestforbrænding i Taastrup med affald fra Vestforbrænding's opland samt fra Odense. Der er suppleret med laboratoriemålinger af tungmetalindholdet i 45 materialefraktioner fra dagrenovation (indsamlet i ECONETS undersøgelse) samt målinger af ca. 20 jomfruelige materialer, som er vigtige materialefraktioner i dagrenovation. Gennemførelse af projektets anden fase samt afrapporteringen er støttet af Miljøstyrelsen og affald danmark (Amagerforbrænding, Elsam, ÅKV og Vestforbrænding).

Projektets tredje fase indeholder en forbrændingstest af dagrenovation i Herning på Knudmoseværket. Herning Kommune har et specielt system til indsamling af farlige og problematiske fraktioner og den forbrændte dagrenovation er derfor relevant at sammenligne med de øvrige, da den forventes at være renere end gennemsnitlig dagrenovation. Denne fase er finansieret af Herning Kommune.

2 Vidensgrundlag

To begreber er helt grundlæggende for forståelsen af dette projekt og de er derfor beskrevet i det følgende.

2.1 Korrekt prøvetagning

Prøvetagning er nødvendig i en hvilken som helst beskrivelse af en større mængde idet en detaljeret beskrivelse af hvert delelement af forskellige årsager som f.eks. tid og penge ikke kan gennemføres.

Prøvetagningen består i udvælgelse og bearbejdelse af en delmængde som har samme egenskaber og karakteristika som gennemsnittet af den samlede mængde. Mere præcist defineres prøvetagning således:

Prøvetagning defineres her som alle enhedsoperationer, der indgår fra initial masse udpeges til fastsættelse af en parameter i en analyse.

Et eksempel på prøvetagning kunne være analyse af kobber i et ton jord fra en villahave. Der kræves et kilo jord som maksimalt kan indsendes til analyse og der kan maksimalt indgå 10 gram i den kemiske oplukning. Der analyseres på mindre end et gram. For at illustrere vigtigheden af prøvetagningen kunne jorden antages at indeholde spåner af kobber fra en tidligere industri på grunden. Hvert kobber spån vejer $\frac{1}{2}$ gram. Det er således essentielt at prøvetage (udtage og behandle) jorden korrekt for at den endelige analyse af mindre end et gram ikke giver et forkert indtryk af jordens kobberindhold.

Det har ikke været dette projekts formål at karakterisere affaldets homogenitet selvom dette er grundlaget for en korrekt planlægning af prøvetagningen ifølge Teorien Om Sampling (TOS) af Pierre Gy /Gy P., 2004/. Prøvetagningen er således planlagt ud fra den bedst tilgængelige viden om minimering af fejl samt optimering af prøvens indeholdte homogenitet. Hvis prøvetagning ikke udføres i overensstemmelse med principperne i TOS vil der tilføres en usikkerhed af ukendt størrelse, som ikke vil kunne kvantificeres /Gy P., 1994/. Korrekt prøvetagning tillader minimering af variansen på resultaterne samt mulighed for en kvantificering og sporing af den resterende varians.

Pierre Gy opstiller en teori for den totale usikkerhed TEE som summen af analytisk usikkerhed AE og prøvetagningsusikkerheden SE. Prøvetagningsusikkerheden består, hvis principperne for korrekt prøvetagning overholdes, kun af grupperings- og udskillelsesusikkerhed GSE og den fundamentale usikkerhed FE som knytter sig til en række materialeegenskaber samt prøvens størrelse. GSE og FE kan minimeres ved at reducere fragmentstørrelsen (kornstørrelsen), homogenisere prøven samt øge prøvemassen. GSE og FE kan dog aldrig helt elimineres /Gy P., 1996/. Dette skyldes bl.a., at FE defineres ud fra en række materialeegenskaber, som er svære at ændre, se Ligning 1.

$$FE = Cd^3 \left(\frac{1}{M_s} - \frac{1}{M_L} \right) \stackrel{\text{if } M_s \ll M_L}{=} \frac{Cd^3}{M_s}$$

C Konstant der definerer materialeegenskaber for materialet der prøvetages

M_s Massen af den udtagne delmængde af den totale mængde *M_L*

d Maks. partikelstørrelse defineret som maskestørrelsen i cm på den si, der tilbageholder 5% af materialet

Ligning 1 Gy's formel for fundamental fejl (FE) ved prøvetagning /Gy P., 1996/

Der er i projektet lagt vægt på at kortlægge usikkerheden i prøvetagningen, hvor det har været økonomisk og praktisk muligt, således at prøvetagningsmetoden kan forbedres og forståelsen af affaldets homogenitet øges. Brugen af Gy's formel er en essentiel del af analysen af den målte usikkerhed idet den giver et teoretisk indblik i hvilke elementer der bidrager til usikkerheden.

2.2 Kemisk sammensætning af affald

Affaldets homogenitet er som beskrevet i Gy's formel påvirket af en række faktorer hvor den vigtigste er partikelstørrelsen på de største partikler. Dette påvirker homogeniteten i tredje potens, hvorfor neddeling er en nødvendighed. Men også forskellene i koncentrationerne partiklerne imellem (*C* i Gy's formel) påvirker homogeniteten af affaldet specielt for stoffer, der primært findes i affaldet som sjældne tilfælde af små masser med meget høje koncentrationer. I disse tilfælde vurderes det, at koncentrationerne partiklerne imellem kan være vigtigere end kornstørrelsen på de største partikler og dermed være den dimensionerende faktor for homogeniteten.

Et sjældent tilfælde eller fragment defineres her som en infinitesimal delmængde med en koncentration, der påvirker den gennemsnitlige koncentration med mere end 1 %.

Hvis eksemplet fra foregående kapitel videreføres kunne jorden fra villahaven antages at indeholde i alt 10 spåner af kobber på ½ gram. Den resterende jord indeholder i gennemsnit 5 mg/kg (i alt 5 g). Kobberspånerne udgør således 50 % af jordens kobberkoncentration men kun 0,0005 % af den samlede mængde jord.

Koncentrationsforskellene i affaldet kan være svære at udligne ved prøvetagningen hvorved betydningen af størrelsen af prøvemassen bliver vigtig, idet visse fragmenter sjældent optræder. Prøvetagningen skal inkludere en masse der er stor nok til at indeholde de sjældne fragmenter for at være repræsentativ. Dette er forudsætningen for at opnå en repræsentativ kemisk sammensætning for affald.

Der eksisterer kun begrænset international viden om dagrenovations kemiske sammensætning og sammensætningen af de enkelte fraktioner. En lang række

kilder som f.eks. /Beker og Cornelissen, 1999 og Christensen, 1998 og Eleazer m.fl., 1997 og Marb m.fl., 2003 og ORWARE, 2000 og Williams, 1998/ analyserer på en eller flere delfraktioner af dagrenovation for enkelte eller få stoffer. Ingen af undersøgelserne har medtaget de samme fraktioner som dette studie, hvorfor en direkte sammenligning ikke er mulig.

For sammenligning med den samlede kemiske sammensætning har et studie /Belevi, 1998/ udført forbrændingstest (indirekte analyse) af blandet affald og husholdningsaffald. Belevi H. måler den samlede kemiske sammensætning hvorfor der er et godt grundlag for sammenligning med makrokomponenterne fra direkte analyse og sporstofferne fra både den indirekte og direkte måling i dette studie.

3 Anvendte metoder

3.1 Indirekte analyse

Metoden til indirekte analyse af affald benytter et fuldskala affaldsforbrændingsanlæg. En af anlæggets ovnlinjer³ benyttes i en begrænset periode til forbrænding (massereduktion og homogenisering) af en brændbar affaldstype. I testperioden monitoreres alle massestrømme til og fra anlægget (ovnlinjen), de interne processer monitoreres og repræsentative prøver udtages af alle relevante massestrømme til kvantitativ analyse. Denne form for analyse er anvendt flere gange både i Danmark og udlandet og bl.a. beskrevet i /Terkildsen, L., 1994/.

Forbrændingstest tilbyder resultater med en stor repræsentativitet for alle konservative⁴ stoffer i forbrændingen. Det er muligt at spore stoffer med meget lave koncentrationer i affaldet, dels grundet opkoncentreringen ved forbrænding og dels ved gennem forbrænding af store masser at inkludere sjældne fragmenter.

Idet forbrændingsanlæg ofte kun opgør massebalancer årligt og af logistiske årsager ikke adskiller massestrømme fra/til flere ovnlinjer, medfører forbrændingstest en lang række ændring af driftsrutinerne. Men også fysiske ændringer af anlægget under forbrændingstesten er normalt nødvendigt, hvilket bevirker at forbrændingstest er meget bekostelige. Hertil kommer, at den overordnede drift kan påvirkes med potentiel nedsættelse af effektiviteten til følge. Ydermere kan der under en forbrændingstest opstå forstyrrelser i driften, hvilket lejlighedsvist kan medføre overskridelser af emissionsgrænseværdier.

For at mindske ovenstående forstyrrelser og omkostninger søges forbrændingstestene gennemført på den kortest mulige tid og helst i serier af flere test. Tidspresset medfører en stram logistik omkring testserierne, hvilket kræver megen forudgående planlægning samt en streng kvalitetskontrol under testene. Følgende opgaveområder indgår i enhver forbrændingstest:

- Indledende planlægning
- Tekniske ændringer ved anlægget
- Indsamling af affald
- Forbrænding
- Monitorering af massebalancer
- Prøvetagning

3.2 Direkte fraktionsanalyse

Fraktionsanalysen baserer sig på en forudgående sortering af affaldet og betegnes direkte, fordi den eksisterende matrix ikke ændres før den kemiske op-

³ Begrebet ovnlinje bruges fordi de fleste anlæg har flere ovne med separate systemer (ovn, kedel og røggasrensning) og i mange tilfælde forskellige teknologier.

⁴ Stoffer der ikke omsættes; f.eks. er tungmetaller konservative i modsætning til fedtsyrer der omsættes (forbrændes).

lukning inden analyse. Neddeling, massedeling og homogenisering af de mange fraktioner gennemføres opdelt efter fraktionernes fysiske egenskaber.

Den direkte fraktionsanalyse fremkommer med detaljerede informationer om de enkelte fraktioner hvilket kan summeres til en samlet kemisk sammensætning for affaldet. Informationerne kan baseres på fysiske eller kemiske egenskaber og udvælges alt efter hvilke konklusioner den direkte analyse skal fremkomme med. Informationerne kan således vælges ud fra f.eks. et ønske om at vurdere rentabiliteten i genanvendelse eller sporing af forureninger i enkeltfraktioner med henblik på udsortering.

Direkte analyse kræver meget manuelt arbejde, idet en lang række metoder til behandling er involveret i prøvebehandlingen. Idet viden om de enkelte fraktioner ønskes bevaret kræver den direkte fraktionsanalyse også et omfattende rengøringsarbejde for at sikre, at der ikke sker krydskontaminering⁵.

Hvis en eller flere fraktioner kræver nye metoder til prøvebehandling, hvilket ofte er tilfældet, skal disse metoder udvikles og valideres. Dette gælder også den kemiske oplukning og analyse. Samlet medfører dette betydelige omkostninger til udvikling og validering.

⁵ Forurening af en fraktion med et lavt indhold fra en fraktion med et højt indhold af et givent stof.

4 Indirekte affaldsanalyse

Der er udført indirekte analyse ved hjælp af tre forbrændingsanlæg henholdsvis i Århus, Taastrup og Herning. I det følgende vil forbrændingstestene blive gennemgået separat for hvert anlæg idet teknologien og lokaliteten er afgørende for udførelsen af testen. Resultaterne af testene gennemgås samlet da de er fuldt sammenlignelige. I Tabel 1 ses en oversigt over de anvendte anlæg og de udmålte fraktioner.

Dansk dagrenovation og indsamlingssystemer beskrives ved at teste dagrenovation indsamlet med de tre følgende metoder:

- 120-160 l beholdere
Enkelthusstandsindsamling i plastbeholder eller papirsæk, f.eks. i rækkehuskvarterer.
- 200-600 l beholdere
Indsamling i containere f.eks. i gårdmiljøer/affaldsøer
- 15-20 l poser
Poser emballeret i husstanden evt. herefter samlet i sæk eller containere.
- Blandet indsamling
Dagrenovation fra en hel kommune med husstandsindsamling af problemaffald.

De tre første dagrenovationssystemer har sammenlignelige indsamlingsordninger for farligt affald som f.eks. batterier og det vurderes derfor ikke at dette vil påvirke resultatet. Det fjerde dagrenovationssystem medtages fordi det har en speciel og velfungerende ordning for farligt og problem affald.

De fire systemer er beskrevet senere men adskiller sig hovedsageligt ved muligheden og derved hyppigheden af fejlplacerede emner. Da der antages en sammenhæng mellem forurening, med f.eks. tungmetaller, og fejlplacerede emner, forventes en målbar forskel i kemisk sammensætning. Herudover analyseres småt brændbart fra genbrugsstationer i københavnsområdet forår og efterår for at kunne beregne indholdet i husholdningsaffald. Det blandede affald er analyseret på et anlæg for at kunne beregne den kemiske sammensætning af erhvervsaffald.

Tabel 1 Oversigt over affaldstyper analyseret ved indirekte analyse på givne anlæg.

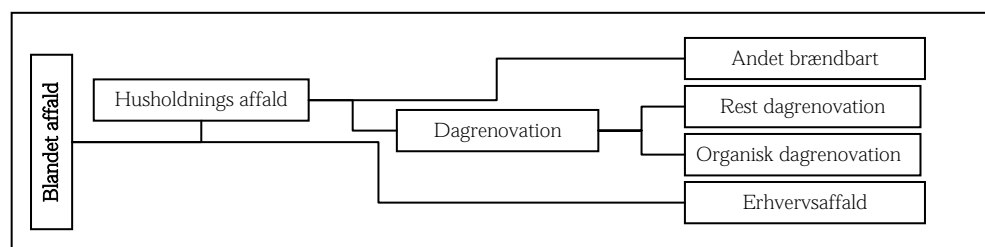
	Dagrenovation				Småt brændbart		Blandet affald
	120-160 l	200-600 l	15-20 l	Blandet	Forår	Efterår	
Århus			X				X
Herning				X			
Taastrup	X	X			X	X	

4.1 Forbrændingstest Århus

Forbrændingstesten i Århus er udført over en uge i sommeren 2003 på 1200 ton dagrenovation. Sideløbende med forbrændingstesten blev også andre fraktioner prøvetaget som beskrevet i det følgende. Testen blev udført på ovnlinje 3, der var en 8 ton/time ristefyret ovn med semitør røggasrensning uden rensning for dioxin og deNO_x⁶. Herudover blev der udført en udmåling af blandet affald under normal drift på anlægget som helhed og med rutinemålinger som udgangspunkt. Dog var det nødvendigt på flere områder at tilpasse rutinemålingerne så de svarede til forbrændingstesten.

4.1.1 Affald

Forbrændingstesten blev udført på rest dagrenovation, hvilket defineres som den del af dagrenovationen der var tilbage efter en del af det organiske affald var frasorteret (dette blev prøvetaget sideløbende med testen). Testen sammenlignes med normal drift med blandet affald, de resterende fraktioner ses af Figur 1 og beskrives nærmere i det følgende.



Figur 1 Masseflow for affaldstyper tilført Århus forbrænding (2003).

Det affald, der normalt blev indfyret i forbrændingsanlægget, var sammensat af husholdningsaffald og erhvervsaffald og kaldes blandet affald. Husholdningsaffaldet bestod af fraktionen "Andet brændbart" og "Dagrenovation".

4.1.1.1 Dagrenovation

For at kunne udtale sig om indholdet i dagrenovation i det århusianske system skulle både rest dagrenovation og organisk affald udmåles. Fraktionen organisk dagrenovation var en delmængde af dagrenovationen og sorteredes fra ved optisk sortering. Den organiske fraktion gik til bioforgasning efter behandling og homogenisering i en DeWaster. Da fraktionerne herfra var væsentligt mere homogene end rest dagrenovationen prøvetages de direkte fra DeWasteren over en uge (direkte analyse). Rest dagrenovationen blev grundet dens inhomogenitet udmålt ved forbrændingstest (indirekte analyse), den kemiske sammensætning for dagrenovation er en vægtet sum af de to nævnte analyser.

4.1.1.2 Andet brændbart

Denne affaldstype bestod af flere forbrændingsegne fraktioner, der stammede fra husholdninger eller mindre erhverv. Langt den største affaldstype var småt brændbart fra genbrugsstationer. Af andre typer, der var indeholdt kan nævnes stort brændbart fra genbrugsstationer og storskrald. Det kan ikke umiddelbart estimeres, hvor stor en del af dette affald der var erhvervsaffald, men det skønnes at den største del af affaldstypen stammer fra private. I det følgende antages affaldstypen småt brændbart at kunne repræsentere affalds-

⁶ Ovnen er ikke længere i brug.

typen "Andet brændbart", idet småt brændbart er den største delfraktion. Storskrald og stort brændbart antages ikke at være mere forurenede end småt brændbart idet de to førstnævnte blot indeholder mængdemæssigt mere træ /Petersen, C., 2003/. Samtidigt formodes stort brændbart og storskrald at have en lidt højere brændværdi samt lavere vandindhold, men der er ikke korrigeret herfor.

4.1.1.3 Erhvervsaffald

Erhvervsaffaldet er ikke testet, da det blandede affald er udmålt og erhvervsaffaldet er den eneste ikke karakteriserede affaldstype i blandet affald, kan sammensætningen beregnes.

4.1.2 Testforløb

Forbrændingstesten i Århus på dagrenovation er udført over en uge på en ovnlinje og en uge på blandet affald på alle ovnlinjer. Udmålingen af den organiske fraktion ved direkte analyse bliver beskrevet sammen med forbrændingstesten under prøvetagning, selv om den reelt fandt sted separat.

4.1.2.1 Tekniske ændringer ved anlægget

Da anlægget ikke holder slagge og kedelaske produceret på de tre ovnlinjer adskilt krævedes nogen tilpasning inden forsøgsstart. Tilpasningen bestod hovedsageligt i separat udtag af slagge og kedelaskeudtag.

4.1.2.2 Indsamling af affald

Århus Kommunale Værker var ansvarlige for leveringen af affald til testen. Sorteret rest dagrenovationen kommer til forbrændingsanlæggets affaldssilo fra det nærliggende sorteringsanlæg. Den daglige mængde leveret er mindre end ovns kapacitet og der blev derfor opbygget et lager fra en uge før forsøgsstart. Lagerets størrelse var dimensioneret således at der var en buffer af rest dagrenovation til rådighed i siloen ud over hvad der skulle bruges til testen.

4.1.2.3 Forbrænding

Forbrændingen af rest dagrenovation viste sig at medføre en række komplikationer. Rest dagrenovation har en lavere brændværdi end blandet affald, som normalt brændes, og har herudover et højt vandindhold og en homogen kompakt struktur. Disse tre faktorer tilsammen betød, at opstarten med rest dagrenovation blev problemfyldt, men stabile forhold blev opnået inden forsøgsperiodens start. Forbrændingen var tilnærmelsesvis stabil under forbrændingstesten, dog med et par større udsving, hvilket er nærmere beskrevet i bilag A. Varigheden af forbrændingstesten på en uge, bidrog til problemerne med forbrændingen, idet dette indebærer mange vagtskift og dermed tab af driftserfaringer med denne specielle forbrænding.

4.1.2.4 Monitering af massebalance

Affaldet blev indvejet med kranvægten, der blev kalibreret, dog uden behov for justering. Usikkerheden på kranvægten vurderes til maksimalt $\pm 10\%$.

Den tilsatte kalkmængde registreres elektronisk og kalibreres ved måling af forbruget i perioden fra opbevaringssiloen og usikkerhed vurderes til maksimalt $\pm 10\%$.

Efter slaggen forlader ovnen er den tør men da den køles i et vandbad optager den vand og derfor prøvetages slaggen til tørstofbestemmelser som den forla-

der slaggekølingssystemet. Slaggen lander herefter i en gravekasse, og transporteres herfra til containere vha. bobcat. Containerne vejes og tømmes en gang dagligt på en separat plads på et slaggedepot med fast underlag, hvor slaggen tildækkes med presenning indtil harpning. Slaggen lagres ikke yderligere før oparbejdningen, der er detaljeret beskrevet senere i rapporten.

Røggasrensingsrestproduktet opsamles i restproduksiloen, der tømmes før og efter testen for massebestemmelse ved hjælp af brovægten på anlægget. Usikkerheden på brovægten er $\pm 5\%$ og den samlede usikkerhed på målingen vurderes til mindre end $\pm 10\%$.

Kedelasken opsamles tre forskellige steder, to steder under kedel og et sted under kedelens kuglerens. Kedelasken vejes hver gang containeren er fyldt og massen registreres. Da denne måling ligeledes foregår via brovægten vurderes usikkerheden på niveau med røggasrensingsrestproduktet.

Røggassen monitoreres med de installerede kontinuerte måleinstrumenter, som anlægget er i besiddelse af. Disse data anvendes til beregninger af massebalance. Data fra de udførte stikprøvemålinger, se næste afsnit, benyttes til kalibrering af måleinstrumenter. Usikkerheden på de kontinuerte målinger vurderes til mindre end $\pm 20\%$.

4.1.3 Prøvetagning

Slaggen til tørstofbestemmelse prøvetages i det frit fald efter vandbadet inden det lander i gravekassen. Der udtages prøver to gange hver anden time i 8 timer pr. dag, og prøverne henstår i åbne beholdere så samme fordampning som den resterende slagge kan forventes. Halvdelen af hver dagsprøve tørres og den samlede prøve for hele forsøget består af mere end 50 kg. Usikkerheden på tørstofbestemmelsen og prøvetagning vurderes til mindre end $\pm 5\%$.

Slaggen til de resterende analyser prøvetages under harpning⁷, idet den i forbindelse med harpning kan blandes og fordi der under harpning er adgang til en frit faldende strøm af slagge, hvilket er optimalt for prøvetagningen. Biprodukterne fra harpningen i form af jernskrot og sigterest prøvetages ikke, grundet deres ringe masse, men indgår med en skønnet kemisk sammensætning. Under harpningen udtages prøver i det frie fald ca. hvert halve minut hvilket giver ca. 120 delprøver der blandes og deles repræsentativt til 5 delprøver af 6-8 kg. Usikkerheden på slaggeanalyser vurderes senere.

Kedelasken er meget lille i masse i forhold til de to andre faste produkter, hvorfor den prøvetages løbende i et frit fald og slutteligt blandes med røggasrensingsproduktet i henhold til den aktuelle massefordeling. Usikkerheden på denne prøvetagning vurderes negligeabel.

I restproduksiloen forventes ingen opblanding og der prøvetages derfor først efter tømning i en tankvogn, idet restproduktet forventes langt bedre blandet efter fyldning af tankvognen. Herudover giver prøvetagning fra tankvognen adgang til flere forskellige tilfældige steder gennem luger i tanken. Denne primærprøve homogeniseres ved blanding i en tromle og deles først ved tilfældigt udtag og herefter ved keglemetoden. Herudover sker ikke yderligere behandling af prøven før analyse. Denne prøvetagning overholder af praktiske årsager

⁷ Harpning er en proces hvor slaggen sigtes og magnetsepareres, hvorved jernskrot og sigterest (fragmenter > 5 cm) fjernes.

ikke alle principperne i TOS for korrekt prøvetagning, men grundet flyveaskens homogenitet vurderes den tilførte usikkerhed at være moderat.

Røggassen prøvetages tre gange under forbrændingstesten. Hver prøve er to delprøver af en times varighed. Der prøvetages i vertikalt rør i bunden af skorstenen og der traverseres over hele diameteren. Den valgte entreprenør er akkrediteret til disse prøvetagninger og tidspunkterne for måling er på forhånd aftalte (hvorved de er uafhængige af driftsforholdene). Prøvetagningen overholder ikke alle principperne i TOS, men vurderes at være den bedst tilgængelige metode til prøvetagning af varm røggas ved et stort flow.

Det organiske dagrenovation prøvetages i en rørledning efter sortering og behandling i en DeWaster der presser affaldet ud gennem en si og producere en pumpbar biomasse og et rejekt. Både biomasse og rejekt prøvetages hver halve time over en uges produktion. Prøverne blandes ved omrøring, deles, tørres, pulveriseres, homogeniseres og prøvetages igen ved keglemetoden. Idet prøvetagningen følger den i /Jansen et al., 2004/ beskrevne metode forventes der ikke tilført signifikant usikkerhed.

4.1.3.1 Analyse

Følgende er gældende for alle forbrændingstestene, men er kun beskrevet her. Vandindholdet i slaggen analyseres på hele primærprøven ved 105°C i 48 timer.

Alle prøver af faste produkter er oplukket med totaloplukning⁸ for at kunne inkludere alle stoffer i analysen. Oplukning og analyse er udført af Analytica AB og metoderne er nærmere beskrevet i bilag C.

Udvaskning af slagge er på to prøver er udført som L/S 2 og herefter som L/S 10 batch test i overensstemmelse med CEN EN 12457-3 med få afvigelse der ikke vurderes afgørende for resultaterne. Denne udvaskningstest foregår ved blanding af en mængde slagge med dobbelt (eller tidobbelt) mængde vand i en periode. Herefter analyseres væsken (eluatet) for at måle hvilke stoffer der er overført. Der er ud over batchtest udført pH-statistiske udvaskningstest hvor pH fastholdes. Eluatet fra udvaskningstestene er analyseret af Analytica AB.

Analysen af røggas er udført af akkrediteret underleverandør og foregår som ved normale analyser af røggassen i overensstemmelse med standardiserede krav fra lovgivende myndighed.

4.2 Forbrændingstest Taastrup

Forbrændingstesten i Taastrup er udført som fire deltest, to i april og to i november 2004. Testen blev udført på Vestforbrænding Taastrup, der havde to identiske ovnlinjer på hver 3 ton/time. Ovnene var ristefyrede og røggasrensningen var semitør uden rensning for dioxin og NO_x. På baggrund af erfaringerne fra Århus blev hver test forkortet til 48 timer, og mængden af affald reduceredes tilsvarende.

4.2.1 Affald

De fire test blev gennemført på tre fraktioner: Københavnsk containerindsamlet dagrenovation, enkelthusstandsindsamlet dagrenovation fra Odense og småt brændbart fra genbrugsstationer i Storkøbenhavn. Den sidste fraktion

⁸ Syreoplukning der inkluderer brug af HF

blev testet både i april og november for at validere metoden og for at registrere en eventuel årstidsvariation. Dagrenovationstyperne til denne test er udvalgt så de sammen med resultaterne fra Århus dækker dansk dagrenovation samt småt brændbart.

4.2.1.1 Enkelthusstandsindsamlet

Dagrenovation indsamlet i tæt-lav byggeri og andet byggeri med decentral affaldsopsamling finder ofte sted i 120-160 l beholdere eller sække. Indsamlingsbeholderen/-stativet er privat, hvormed ejeren har et tilhørsforhold til det placerede affald og er bevidst om muligheden for at blive afsløret i fejlplaceringer. Det er dog yderst sjældent at sådanne afsløringer finder sted og den præventive virkning er derfor begrænset. Affaldsstativet eller beholderens begrænsede volumen er ligeledes med til at definere affaldstypen, idet det ikke er muligt at placere emner større end beholderen.

Med baggrund i det ovenstående vurderes denne affaldstype udsat for hyppigere fejlplaceringer end poseindsamlingen i Århus.

4.2.1.2 Containerindsamlet

Indsamling i 180-600 l containere findes f.eks. i rækkehusbyggerier, etageejendomme og i store husholdninger. Containeren er ofte ikke privat og muligheden for at spore fejlplaceringer tilbage til rette vedkommende er ofte ikke tilstede, hvorfor den præventive virkning er mindre end ved andre indsamlingstyper. Containere tillader placering af store og tunge elementer, hvilket sjældent vil blive opdaget da containerne tømmes maskinelt.

Med baggrund i ovenstående vurderes denne affaldstype udsat for hyppigere fejlplaceringer end både enkelthusstandsindsamling i Odense og poseindsamling i Århus.

4.2.1.3 Småt brændbart

Brændbart affald fra genbrugsstationer er den tredje største kilde modtaget på Vestforbrænding efter husholdningsaffald og erhvervsaffald og udgør 9 % af den forbrændte mængde /Vestforbrænding, 2004/. Med en udmåling af den kemiske sammensætning af småt brændbart bliver beregning af erhvervsaffaldets sammensætning mulig.

Småt brændbart er på trods af kontrollen på genbrugsstationerne en affaldstype med stor mulighed for fejl, hvilket blev erfaret i en undersøgelse fra Amagerforbrænding /Amagerforbrænding, 2004/. I denne undersøgelse, der omfattede 37 containere, blev bl.a. konstateret i alt mere end 200 kg fejlsorteret ikke brændbart affald. Herunder 44 kg PVC, 22 kg elektronik, 22 kg ledninger, 40 kg printerpatroner, 41 kg metal og herudover containere indeholdende store mængder dagrenovation, sod, maling og mineraluld /Amagerforbrænding, 2004/.

Sammensætningen af fraktioner i småt brændbart er ikke kendt, men /Petersen, et al., 2004/ indikerer, at småt brændbart indeholder >50 % træ, papir og haveaffald og >20 % dagrenovation og andet brændbart. Stort brændbart indeholder >90 % træ og møbler /Petersen, et al., 2004/.

4.2.2 Testforløb

4.2.2.1 Tekniske ændringer ved anlægget

Da anlægget ikke holder slagge produceret på de to ovnlinjer adskilt, blev der indført overførsel af slagge fra den ene ovnlinje til transportbånd og derefter

separat opsamling i containere. Røggasrensningsrestproduktet opsamles ligeledes normalt samlet, men anlægget har mulighed for at opsamle restprodukt separat og dette udnyttes.

4.2.2.2 Indsamling af affald

Mange genbrugsstationerne i Storkøbenhavn levere normalt affald til Vestforbrænding i Glostrup og levering af småt brændbart var derfor uproblematisk. Der blev leveret affald fra genbrugsstationer i Ballerup, Brøndby, Gentofte, Gladsaxe, Høje-Taastrup, Lyngby-Taarbæk, Rødovre og Birkerød. Disse genbrugsstationer leverede affald til begge forbrændingstest med småt brændbart.

Leveringen af containeraffald fra København blev udført af R98, der stod for såvel udvælgelsen af ruter samt organisering af transporten. Tre ruter fra indre by og Frederiksberg blev udvalgt, da de indeholdt flest store containere, men små containere (180 l) kunne ikke fuldstændigt undgås. Ligeledes indeholdt affaldet i nogen eller ringe grad dagrenovationslignende erhvervsaffald.

Indsamling af enkelthusstandsindsamlet dagrenovation i mængder på 200 ton på ca. 10 dage kræver omlægning af mange indsamlingsruter samt et stort opland. Det var ikke muligt at fremskaffe denne affaldstype i tilstrækkelig mængde og kvalitet på Sjælland, hvorfor Odense Renovationsselskab forestod indsamlingen, oplagring og omlastning af affaldet samt transport til Taastrup. Der forefindes kun i meget begrænset omfang sammenblanding med andre affaldstyper (containerindsamlet og dagrenovationslignende erhvervsaffald).

4.2.2.3 Forbrænding

Anlægget i Taastrup forbrænder normalt dagrenovation, dagrenovationslignende erhvervsaffald og i ringe grad småt brændbart (fra private, erhverv og en genbrugsplads). Derfor var der ikke forventninger om problemer med forbrænding af dagrenovation som oplevet i Århus.

Den enkelthusstandsindsamlede dagrenovation fra Odense ligner i siloen meget restaffaldet fra Århus og ved forbrænding viste der sig ligeledes mange ligheder. Affaldet er meget homogent, kompakt, med højt vandindhold og lav brændværdi. Mod forventning gav affaldet tilnærmelsesvist de samme problemer i Taastrup med forbrændingen som i Århus. Efter adskillige forsøg på at få forbrændingen til at blive stabil, lykkedes det omsider, men først efter et stort spild af affald til opstart. Forbrændingstesten blev, grundet mangel på affald, forkortet til 24 timer, men blev med en 25 % nedsat energiproduktion gennemført under acceptable forhold.

Containerindsamlet dagrenovation har en sammensætning af fraktioner, som meget ligner det affald der forbrændes på anlægget og der blev ikke observeret forstyrrelser eller uregelmæssigheder.

Forbrænding af småt brændbart gav visse problemer med tilbageforbrænding i tragten og i få tilfælde brand på krandedekket. Dette påvirker ikke forsøgsresultaterne bortset fra en periode, hvor krankablerne brændte over og stoppede affaldstilførslen i en kort periode. For de fleste parametre har dette ingen betydning, men i tvivlstilfælde er data fra perioden udeladt.

4.2.2.4 Monitering af massebalance

Affaldet blev indvejet med kranvægten, der løbende blev kalibreret op mod massen indvejet med brovægten. Usikkerheden på kranvægten vurderes til maksimalt $\pm 10\%$.

Kalkforbruget blev registreret elektronisk men kunne ikke korrigeres i forsøgsperioden hvorfor korrektionen foregik under normal drift. Dette vurderes ikke at have betydning og usikkerhed vurderes til maksimalt ± 10 %.

Efter slaggen forlader ovnen er den tør men da den køles i et vandbad optager den vand og derfor prøvetages slaggen til tørstofbestemmelser som den forlader slaggekølingssystemet. Slaggen transporteres fra anlægget i containere til Vemmelev en til to gange i døgnet, hvor underleverandører står for den videre behandling. Containerne vejes inden transport til slaggedepot, hvor den henligger tre mdr. før prøvetagning. Slaggeoparbejdningen er detaljeret beskrevet i bilag B.

Røggasrensingsrestproduktet opsamles i sække, der sidder i et karruselsystem med vejeceller. Vægten registreres via SRO systemet og enkelte sække kontrolvejes med en afvigelse på mindre end 2 %, usikkerheden på hele målingen vurderes derfor til mindre end 5 %.

Kedelasken opsamles sammen med slaggen.

Røggassen monitoreres med de installerede kontinuerte måleinstrumenter, som anlægget er i besiddelse af og disse data anvendes til beregninger af massebalance. Rutine kalibreringsmålinger anvendes til korrektion af måleresultater. Usikkerheden på de kontinuerte målinger vurderes til mindre end ± 15 %.

4.2.3 Prøvetagning

Vandindholdet i slaggen vurderes på hele primærprøven der udtages som to delprøver hver time under hvert forsøg og samlet er på ca. 15-20 kg. Primærprøven opbevares i åbne beholdere og lukkes først når containerne tømmes hvorfor fordampningen vurderes på samme niveau. Usikkerheden på prøvetagning og analyse af slaggens vandindhold vurderes til mindre end 5 %.

Slagge til totalanalyser og udvaskning prøvetages under harpning som beskrevet for forbrændingstesten i Århus.

Da restproduktet ikke kan prøvetages korrekt, når det er havnet i restprodukt-sækkene, prøvetages dette i et lodret rør under posefilteret. Denne form for prøvetagning medfører risiko for en række fejl, hvorfor et specialdesignet prøveudtag blev udviklet. Til de to første forbrændingstest i april blev et stationært udtag anvendt, hvor en defineret delstrøm blev udtaget til analyse. Der blev kontinuert udtaget ca. 10 % af den producerede mængde. Denne metode blev erstattet af en mere korrekt mekanisk prøvetager i de to følgende test i november, hvorved metoden kommer tæt på at overholde alle principper for korrekt prøvetagning ifølge TOS. Denne metode udtager mellem 100 og 500 g prøve hvert 20. sekund under hele forsøget. Billeder og beskrivelse af de to metoder ses i bilag B. Sidstnævnte metode vurderes at tilføre prøven mindre end 1 % relativ usikkerhed og usikkerheden ved den første metode vurderes at være moderat.

Røggassen blev ikke prøvetaget under forbrændingstesten, idet erfaringerne fra Århus viste, at disse analyser kun i meget ringe grad fremkommer med brugbare oplysninger. En række parametre prøvetages og analyseres kontinuert heriblandt Hg, usikkerheden på denne måling kendes ikke men vurderes at være i størrelsesordenen 50-100 %.

4.3 Forbrændingstest Herning

Forbrændingstesten i Herning blev udført i august 2005. Testen blev gennemført på dagrenovation indsamlet primært i Herning Kommune. Testen blev udført på Knudmoseværket i Herning, der har en ovnlinje på 5 ton/time. Ovnene er ristefyret og røggasrensning er våd (én to trins skrubber) med røggaskondensering og rensning for dioxin samt NO_x . Erfaringerne fra tidligere test muliggør en forkortelse af forbrændingstesten til 12 timer, hvorved forbruget af affald blev yderligere reduceret.

4.3.1 Affald

Denne forbrændingstest behandlede dagrenovation indsamlet ved private husholdninger i Herning samt omegnskommuner. Indsamlingssystemet i Herning er indrettet som i de fleste danske byer, men adskiller sig ved en speciel ordning for problemaffald. Alle husstande tilbydes en speciel "problem" p-kasse til indsamling af en række fraktioner af dagrenovationen, som anses for at være problematiske ved forbrænding eller som besidder en genanvendelsesværdi. Ordningen er meget populær og derved meget udbredt og kommunen informerer løbende borgerne med henblik på stadig forbedring af effektiviteten. Indholdet af p-kassen sorteres og slutdisponeres som en separat affaldsstrøm, hvorved der forventes et formindsket indhold af tungmetaller i dagrenovationen fra området. Indholdet i p-kassen blev ikke analyseret, hvorfor denne test ikke indgår i de generelle tal for dansk dagrenovation.

4.3.2 Testforløb

4.3.2.1 Tekniske ændringer ved anlægget

For at kunne fastslå den producerede slagges masse, blev slaggen opsamlet i containere, hvilket ikke normalt er tilfældet. Vaskevandet i skrubberen blev tilbageholdt i skrubbersystemet under testen og ikke løbende udskiftet. Herved blev forureningskomponenterne opkoncentreret i væsken med et kendt volumen. Et kendt volumen af vand blev tilført skrubberen under testen da der sker en betydelig fordampning.

4.3.2.2 Indsamling af affald

Indsamlingen af dagrenovationen blev foretaget som normalt, da ruter for indsamling af husholdningsaffald og erhvervsaffald holdes adskilt. Mere end 100 ton dagrenovation var leveret inden forsøgsstart og dette affald blev holdt adskilt fra erhvervsaffaldet i affaldssiloen.

4.3.2.3 Forbrænding

Fra tidligere test i Taastrup og Århus var det erfaret at der er betydelige problemer med forbrænding af udelukkende dagrenovation grundet lav brændværdi, højt vandindhold og kompakt homogen beskaffenhed. Men ingen af de to foregående anlæg havde støttebrændere eller mulighed for luftforvarmning, hvilket viste sig at være en væsentlig fordel på Knudmoseværket. Forbrændingstesten forløb således meget uproblematisk uden overskridelser af miljøparametre dog med en 20 % mindre energiproduktion end normalt.

4.3.2.4 Monitering af massebalance

Der udtages prøver til tørstofbestemmelse umiddelbart efter slaggen forlader slaggekølingssystemet i frit fald og inden vejning hvilket sker hver time. Massen af de producerede slagges måles som differensvægten (fyldt minus tom) af de containere, som slaggen opsamles i. Usikkerheden på vejningen vurderes til mindre end 10 %.

Røggasrensingsrestproduktet bestående af flyveaske, kalk og kul opsamles i en restproduksilo og prøvetages i siloen. Da de aktuelle flow til siloen samt silovægten ikke måles, bliver fyldningen af siloen målt i cm og flowet beregnet ud fra den målte massefylde. Metoden er testet ved parallelprøvetagning og fundet robust med en samlet relativ varians på 10 %.

Kedelasken prøvetages ikke, da massen er forsvindende og kan negligeres.

Systemet med våde skrubbere og røggaskondensering er behæftet med for stor usikkerhed og massebalancen for vand (damp) afgrænses derfor umiddelbart efter kedlen og før røggasrensningen. Massen af udledt spildevand og slam måles således ikke.

Røggassen monitoreres med de installerede kontinuerte måleinstrumenter, som anlægget er i besiddelse af og disse data anvendes til beregninger af massebalance. Herudover foretages en kort og en lang røggasanalyse på henholdsvis en og seks timer under testen. Data herfra indgår ligeledes i massebalancerne.

4.3.3 Prøvetagning

Slaggen sorteres for jern og fragmenter over 5 cm på anlægget og prøvetages her fordi den blandes under sorteringen og fordi der her er adgang til en frit faldende strøm af slaggen. Slaggen prøvetages ved 2 delprøver hvert 12. minut, blandes i betonblender for hver time og prøvedeles til to prøver på ca. 10 kg. Den ene prøve fra hver time blandes igen og deles til en prøve af 10 kg til tørstofbestemmelse. Den anden timeprøve behandles yderligere til indholdsanalyse. Biprodukterne fra harpningen i form af jernskrot og sigterest prøvetages ikke grundet deres ringe masse, men indgår med en skønnet kemisk sammensætning. Denne prøvetagning vurderes ikke at tilføre væsentlig usikkerhed.

Restproduktet blev prøvetaget i opsamlingssiloen, da produkterne aktivt kul, kalk, kedelasker og flyveaske først blev blandet i siloen. Prøven blev taget ved under hele testen at nedsænke en spand i siloen. Dette opfattes som en repræsentativ prøve da produkterne pumpet ud i siloen ved overtryk, således at siloen fyldes med støv som efterfølgende afsættes. Der forventes ikke tilført usikkerhed ved denne prøvetagning.

Spildevand og slam prøvetages ikke idet skrubbervandet i stedet tilbageholdes i en kortere periode og herefter prøvetages for at bestemme de opsamlede stoffer. Skrubbervandet blev prøvetaget ved en recirkulationspumpe, der flytter skrubbervandet fra bunden af skrubberen til nederste spraytrin i skrubberen. Da der ved denne pumpe er stor gennemstrømning opfattes prøvetagningen som repræsentativ for indholdet i skrubberen. Den samlede mængde af skrubbervand måles kontinuert i skrubberen. Den tilførte usikkerhed ved denne prøvetagning vurderes moderat.

Røggassen blev prøvetaget under forbrændingstesten, som tidligere beskrevet, og standard prøvetagningsmetode blev anvendt.

4.4 Resultater

I det følgende gennemgås resultaterne af alle seks forbrændingstest udført i Århus, Taastrup og Herning samt normaldrift i Århus. For yderligere informationer om specifikke massebalancer for forbrug og produktion se bilag A og for vand og restprodukter se bilag D.

De målte affaldstyper og antallet af analyser på hvert anlæg er gengivet i Tabel 2 således at det er muligt at få et overblik over hver forbrændingstest.

Tabel 2 Oversigt over målinger ved forbrændingstest i projektet

Affaldstyper	Røggas*	Slagge total	Slagge udvaskning	Aske/ Restprodukt
Århus				
Blandet affald	-**	3 analyser	1 analyse	1 analyse
Dagrenovation	4 × 1 time	3 analyser	1 analyse	5 analyser
Taastrup				
Småt brændbart 1	-	5 analyser	1 analyse	3 analyser
Småt brændbart 2	-	3 analyser	1 analyse	3 analyser
Dagrenovation	-	3 analyser	1 analyse	3 analyser
Odense				
Dagrenovation	-	5 analyser	1 analyse	3 analyser
København				
Herning				
Dagrenovation	1 time og 6 timer	3 analyser	ikke udført	3 analyser

* Kun målinger ud over kontinuert egenkontrol, ** data fra rutinemålinger er anvendt

4.4.1 Masseflow

De målte masseflow, gengivet i bilag A, er korrigeret for det i affaldet indeholdte vand (der fordamper) og vandet i slaggen. Der er store forskelle i de testede affaldsmængder og derfor ligeledes i de producerede restproduktmængder. Den relative produktion af restprodukt ses af Tabel 3 at variere mellem forsøgene, hvilket ikke kan forklares med forskelle i mængden af forbrugt kalk. Det bør bemærkes at der kan være forskelle i mængden af ureageret kalk mellem forbrændingsanlæggene. Slaggeproduktionen varierer mindre end restproduktproduktionen dog med en markant lavere produktion i Herning. Der kan ikke gives en entydig forklaring på de udsving, der ses i askeproduktionerne, men forskellen på test 1 og 2 med småt brændbart kunne antyde en årstidsvariation. Hvis dette er tilfældet kan det også have betydning for dagrenovationstestene, og dermed bidraget til udsvingene imellem disse.

Tabel 3 Relative forbrug og produktion ved forbrændingstest udført i projektet

	Småt brændbart		Blandet	Dagrenovation			
	Forår	Efterår	Århus	Århus	Odense	København	Herning
<i>Relative forbrug</i>							
Kalk	1,3 %	1,3 %	1,7 %	1 %	0,5 %	0,6 %	--*
<i>Relativ produktion</i>							
Restprodukt	3,7 %	4,7 %	2,6 %	2,3 %	4,25 %	2,8 %	--
Flyveaske	--	--	--	--	--	--	2,6 %
Slagge	21 %	24 %	22 %	20 %	24 %	22 %	16 %

Alle værdier i tør tilstand og relative i forhold til affaldsmængden, * Anlægget anvender NaOH (2,02 %)

Tabel 4 Energi og vandindhold i affaldstyper

	Småt brændbart		Blandet	Dagrenovation			
	Forår	Efterår	Århus	Århus	Kbh.	Odense	Herning
Nedre brændværdi	13,8	14,1	10,9	8,68	9,28	8,25	10,8
Vandindhold	16,7%	20,6%	28,4%	32,8%	22,2%	29,0%	20,3 %

Enhed: Brændværdi MJ/kg (våd) (GJ/ton), Vandindhold kg/kg.

Det relative kalkforbrug til forbrændingstestene med småt brændbart er markant større end til testene med dagrenovation, hvilket sandsynligvis skyldes en øget mængde syredannende affaldsfraktioner, som f.eks. PVC i denne affaldstype. For udmålingen af blandet brændbart i Århus blev der målt højere kalkforbrug end for dagrenovation, hvilket tyder på at erhvervsaffaldet i Århus indeholder mere syredannende affald end småt brændbart og dagrenovation. Det bemærkes at kalkforbruget kan være meget anlægsafhængigt hvorfor sammenligning mellem anlæg ikke umiddelbart er mulig.

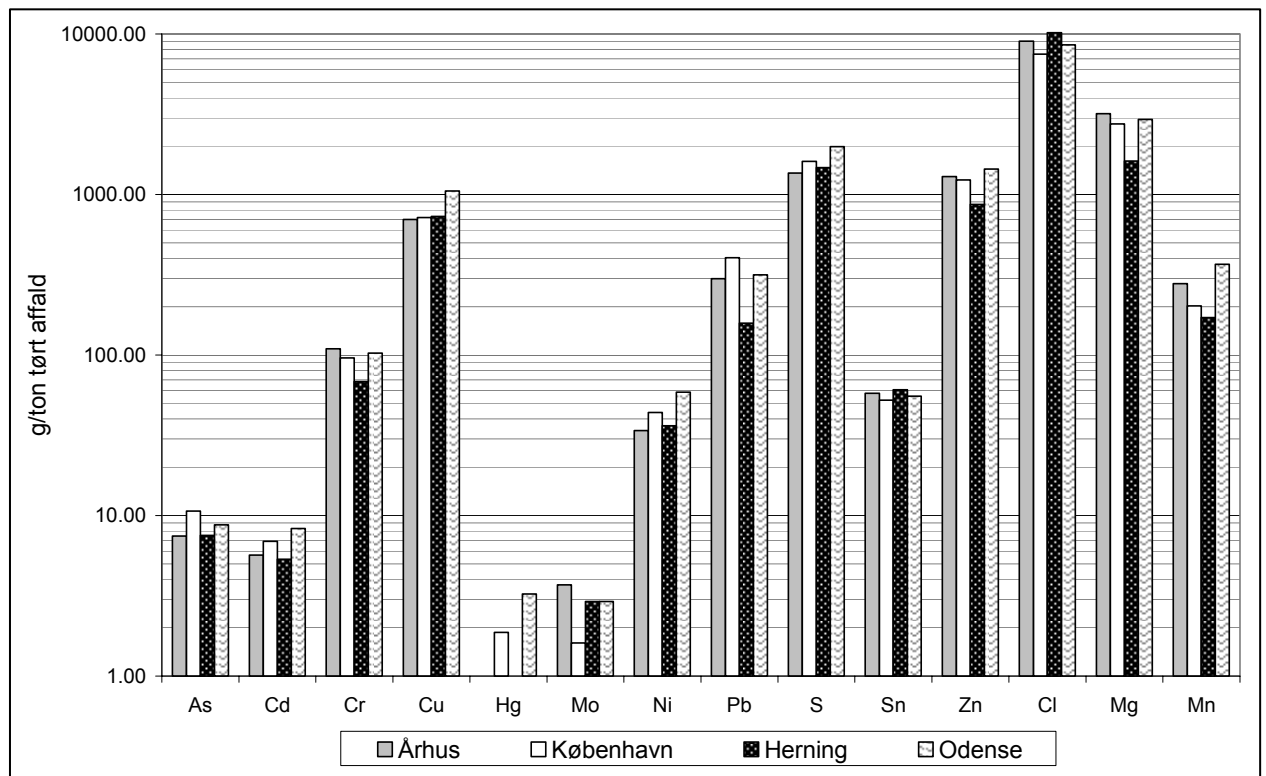
Vandindholdet i de forskellige affaldsfraktioner, bestemmes ud fra en massebalance for vand for hele forbrændingsanlægget. Ud fra måling af den fra anlægget udledte dampmængde beregnes hvor meget af dampen, der stammer fra affaldet, processen, forbrændingen og den anvendte luft. Denne analyse er også en essentiel del af beregningen af energiindholdet. Den centrale antagelse for beregningerne er, at der produceres vand ved forbrændingen i et konstant forhold til kuldioxidproduktionen, hvilket kan sandsynliggøres ud fra affaldsindhold af C, O og H. I bilag D er massebalanceberegninger for vand samt beregninger af brændværdier gennemgået. I Tabel 4 ses de beregnede vand- og energiindhold for de forskellige affaldstyper og det bemærkes at småt brændbart gennemsnitlig har en ca. 50 % højere brændværdi og blandet affald end ca. 20 % højere brændværdi end dagrenovation.

4.4.2 Kemisk sammensætning

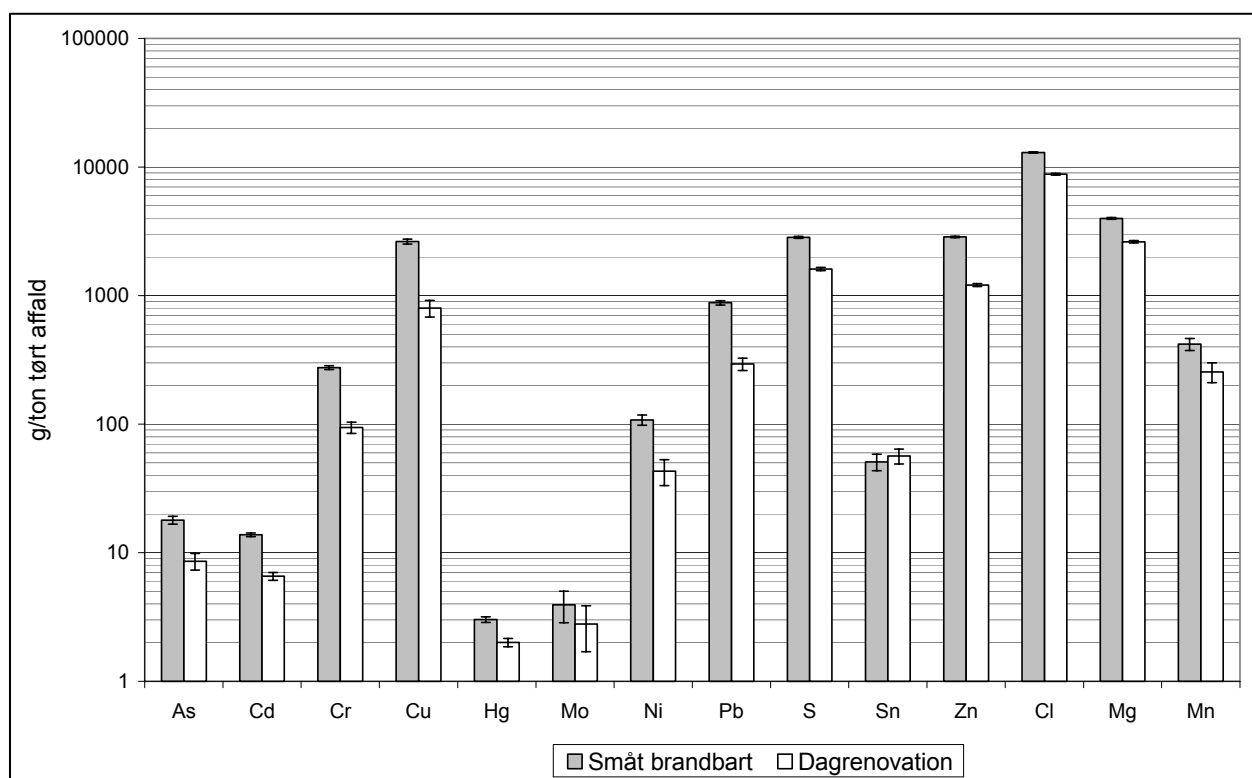
De 14 mest almindelige stoffer omtalt i forbindelse med miljøeffekter ved affald er gengivet i Tabel 5 for tre affaldstyper: Småt brændbart, blandet brændbart affald og dagrenovation. De tre affaldstyper kan for de fleste stoffer skelnes fra hinanden, hvilket indikerer at forbrændingstesten er en egnet metode til udmålinger af affaldstypers sammensætning. Dette understøttes af Figur 3, hvor det ses at testene kan skelnes fra hinanden, selv når der tages højde for intervallet, hvor indenfor middelværdien med 95 % sikkerhed befinder sig. Konfidensintervallerne er fastsat ud fra en sammenstykning af relative usikkerheder på alle delelementer og ikke på gentagne målinger af hver forbrændingstest. Der er således fastsat en relativ usikkerhed i forhold til middelværdien for alle målte komponenter, hvilket kan ses i bilag E.

Der er generelt god overensstemmelse mellem de fire målinger af dagrenovation fra Århus, København, Odense og Herning, gengivet i Figur 2, på trods af at de repræsenterer forskellige indsamlingssystemer. Dagrenovationen fra Herning udmærker sig dog ved systematisk at have de laveste koncentrationer for de fleste problematiske stoffer og specielt for Hg, Pb og Zn. Bortset fra at Herning generelt har de laveste indhold kan der for de resterende indsamlingssystemer ikke ses systematiske forskelle. Enkeltestoffer ses forskellige imellem testene og f.eks. er kobberindholdet i Odense markant højere og molybdænindholdet i København markant lavere end de resterende. Hvorvidt disse forskelle for enkeltstoffer er forårsaget af indsamlingssystemerne eller andre forhold kan ikke konkluderes.

De to målinger af småt brændbart forår og efterår viser god overensstemmelse og adskiller sig klart fra dagrenovationen selvom nogen variation kan aflæses, se Figur 3. Variationen kunne skyldes tidsbestemte faktorer eller forskelle i forbrugsmønstre. Koncentrationerne af de fleste målte stoffer i det blandede brændbare affald i Århus ligger mellem koncentrationerne i småt brændbart og dagrenovation hvilket viser at småt brændbart er blandt de mest forurenede fraktioner i den samlede forbrændte affaldsmængde.



Figur 2 Kemisk sammensætning for dagrenovation i fire forskellige indsamlingssystemer udmålt ved indirekte analyse



Figur 3 Sammenligning mellem indirekte analyse på to affaldstyper med 95 % konfidensintervaller angivet for en række stoffer.

Tabel 5 Koncentrationer i affaldstyper målt ved indirekte analyse

	Småt brændbart		Blandet Århus	Dagrenovation			
	Forår	Efterår		Århus	København	Odense	Herning
As	20,4	16,4	15,3	7,44	10,9	8,92	7,34
Cd	14,8	13,6	10,3	5,67	7,05	8,46	5,2
Cr	244	321	112	109	97,8	105	66,7
Cu	2020	3390	913	698	733	1070	713
Hg	2,05	4,16	-	-	1,91	3,30	0,88
Mo	3,96	4,12	3,39	3,70	1,64	2,97	2,85
Ni	82	140	26,1	33,8	44,8	59,7	35,4
Pb	702	1100	500	299	412	322	154
S	2460	3380	2040	1360	1640	2020	1440
Sn	64	41	44	58	53	56	59,2
Zn	2800	3080	1680	1290	1260	1470	845
Cl	16000	10600	9660	9010	7660	8710	9930
Mg	3840	4360	2840	3180	2810	2990	1580
Mn	381	479	495	279	207	374	167

Enhed: mg/kg (tør vægt)

Som det fremgår af Tabel 5 er Hg ikke angivet for analyserne i Århus, hvilket skyldes at resultaterne for dette stof har været mangelfulde og behæftet med uacceptabel høj usikkerhed.

4.4.3 Usikkerhed

Den generelle analyseusikkerhed på analyse af kemisk sammensætning ved forbrændingstest vurderes ved en sammenstyknings af usikkerhederne på analyserne af de restprodukter som produceres. Dette gøres ud fra Ligning 2 og gælder for metoden generelt, hvilket indebærer en antagelse af at usikkerheden er uafhængig af forskelle i restprodukterne og uændrede over tid (se Tabel 6). Det konkluderes at usikkerheden ikke har en direkte sammenhæng med det analyserede koncentrationsinterval der er angivet som den højeste og laveste koncentration i et restprodukt i Tabel 6. Generelt ligger usikkerheden under 15 %, men Ni og Mo har dog noget højere usikkerhed med henholdsvis 20 og 34 %.

$$SD_{a,b} = \pm x_b \times RSD_{a,b}$$

$$RSD_{a,b} = \frac{\sqrt{\sum (\alpha_n^2 \times SD_n^2)}}{x_b}$$

α_n : Masseandel af varianskomponent n ($\sum \alpha_n = 1$)
 SD_n : Standardafvigelse af varianskomponent n
 n : Antal varianskomponenter i undersøgelse af metode a
 $RSD_{a,b}$: Relativ standardafvigelse for metode a og stof b
 $SD_{a,b}$: Standard afvigelse for metode a og stof b
 x'_b : Gennemsnitlig koncentration af stof b i undersøgelse af metode a
 x_b : Analyseverdi for stof b ved brug af metode a

Ligning 2 Beregning af standardafvigelse for en metode med flere varianskomponenter med indbyrdes vægtning

Tabel 6 Relativ usikkerhed ved analyse af kemisk sammensætning ved forbrændingstest

Stof	Maks. koncentration	Min. koncentration	Relativ usikkerhed
As	1.17E+02	1.33E-02	13 %
Cd	2.13E+02	2.76E-03	6 %
Cr	7.34E+02	3.37E-03	9 %
Cu	7.17E+03	1.17E-02	13 %
Hg	8.00E+00	3.74E-04	7 %
Mo	1.24E+01	3.54E-04	34 %
Ni	3.36E+02	7.01E-03	20 %
Pb	4.64E+03	1.41E-02	10 %
Sn	3.15E+02	4.68E-03	12 %
Zn	2.45E+04	8.74E-02	2 %
Cl	2.24E+05	5.51E+00	1 %
Mg	1.35E+04	3.39E-04	2 %
Mn	1.65E+03	1.67E-03	15 %

Koncentration i mg/kg (tør)

Usikkerheden på massebalancen og prøvetagning er ikke inkluderet i analyseusikkerheden og kan ikke direkte udledes af forbrændingstestene idet dette ville kræve parallelle test hvilket ikke er udført. Følgende dele af prøvetagningen vurderes at have størst indflydelse på usikkerheden af den kemiske sammensætning:

- Røggasflowmålingen er vigtig for massebalancen
- Røggasmålingen af H_2O og CO_2 er vigtig for vand og energibalancen
- Prøvetagning af slagge er vigtig for massebalancen for tungmetaller

Følgende er vurderet som de vigtigste fejl der kan påvirke usikkerheden af resultaterne:

- Ophobning af aske og restprodukt i systemet kan krydskontaminere
- Skred i affaldssiloen eller kranoperatørfejl kan føre til indfrysning af forkert affald
- Fejl ved indvejning af affald eller udvejning af slagge kan føre til fejl i massebalancen

Disse usikkerheder er en del af den varians som ses mellem resultaterne af forbrændingstestene og der skal tages højde for denne ukendte usikkerhed ved sammenligning og analyse af resultaterne. Sammenlignes de to analyser af småt brændbart og tages der højde for at der kan være sæsonvariationer er det dog bemærkelsesværdigt at variationerne ligger inden for ca. 10-70 % af den mindste værdi.

Usikkerheden for målingerne i den indirekte analyse ligger på niveau med udenlandske målinger som /Belevi, 1995/ og /Schachermayer, 1995/. I sidstnævnte måles variationen mellem dage til at udgøre ca. 20 % af den samlede varians mellem målinger og variationen mellem timer og inden for timer til at udgøre den resterende varians. Kun den indirekte analyse i Århus indeholder variation mellem dage men ved sammenligning af de indirekte analyser bør der tages højde for som minimum en forhøjelse af variansen med 25 % for variationen mellem dage. Variationen mellem måneder er ikke målt her eller fundet i litteraturen men estimeres til for enkelte stoffer at kunne være samme størrelsesorden som mellem dage og for andre at være upåvirket.

4.4.4 Erhvervsaffald

Det har kun været muligt at opstille en beregning af indholdet af udvalgte kemiske stoffer i erhvervsaffaldet i Århus. Den kemiske sammensætning af erhvervsaffaldet beregnes ved først at korrigere koncentrationerne i affaldstyperne for deres relative tørre masseandel i det blandede affald (øverste række i Tabel 7). Herefter trækkes så dagrenovationen og småt brændbarts andel fra det blandede affald og tilbage er den andel der tilhører erhvervsaffaldet.

Hg indholdet blev ikke beregnet, da præcisionen ikke var god nok og førte til et resultat med for høj usikkerhed.

Med koncentrationerne i erhvervsaffaldet beregnet kan fordelingen i blandet affald illustreres (Tabel 8). I det følgende udtrykkes således den procendel af hvert stof som hver affaldstype bidrager med.

Tabel 7 Kemisk sammensætning af affaldstyper og deres relative tørre massefordeling i Århus.

	Småt brændbart	Dagrenovation	Blandet affald	Erhverv
Masse	0,23	0,83	2,06	1
As	18,4	7,44	15,3	21,1
Cd	14,2	5,67	10,3	13,3
Cr	282	109	112	75,4
Cu	2706	698	913	681
Mo	4,04	3,70	3,39	2,98
Ni	111	33,8	26,1	0,4
Pb	903	299	500	574
S	2918	1360	2044	2410
Sn	52,3	57,7	44,1	31,1
Zn	2936	1292	1684	1723
Cl	13318	9008	9661	9366
Mg	4095	3183	2841	2271
Mn	430	279	495	689

Enhed: mg/kg (tør)

Tabel 8 Bidrag fra affaldstyper til det blandede affald til forbrænding i Århus

	Småt brændbart	Dagrenovation	Erhverv
Masse	11 %	40 %	49 %
As	13 %	20 %	67 %
Cd	15 %	22 %	63 %
Cr	27 %	39 %	33 %
Cu	32 %	31 %	37 %
Mo	13 %	44 %	43 %
Ni	46 %	52 %	2 %
Pb	20 %	24 %	56 %
S	15 %	27 %	58 %
Sn	13 %	53 %	35 %
Zn	19 %	31 %	50 %
Cl	15 %	38 %	48 %
Mg	16 %	45 %	39 %
Mn	9 %	23 %	68 %

I procent af blandet affald

Småt brændbart leverer ikke det største bidrag til nogen af de i Tabel 8 opstillede stoffer. Dagrenovation leverer det største bidrag af Sn og Ni. Erhvervsaffaldet bidrager mest med As, Cd, Pb, S, Zn, Cl og Mn.

4.4.5 Totalindhold i slagge

Slaggerne fra alle forbrændingstest med undtagelse af testen med dagrenovation i Århus er prøvetaget efter tre måneders lagring, denne er modnet i laboratoriet. Totalindholdet af udvalgte stoffer i slagge fra de fem forbrændingstest er gengivet i Tabel 9, og den totale analyse er gengivet i bilag F. Det bør bemærkes at en række faktorer ud over den forbrændte affaldstype kan påvirke udvaskningen så som ovndesign, driftsforhold, opholdstid og kemiske forhold i slaggebadet og lignende.

Det ses, at testen med dagrenovation fra Århus har det laveste totalindhold for 8 ud af de 13 stoffer. Indholdet af de viste stoffer i slaggen fra testene med småt brændbart viser, at der er en signifikant forskel for en række stoffer mel-

lem de to test. Indholdet af uforbrændt materiale indikeret ved TOC målingen viser at dagrenovation fra Århus og Odense har mest uforbrændt. Dette stemmer godt overens med en analyse af driftsparametre, der viser at disse test blev gennemført med de laveste ovntemperaturer og den mest ustabile drift. Der er signifikante forskelle i totalindholdet for Cr, Cu, Pb, Ni, Zn og Al mellem typerne dagrenovation og småt brændbart, hvilket ses af Tabel 9. Det ses at der er en direkte sammenhæng mellem koncentrationsniveauet i affaldet og totalindholdet i slaggerne.

Brændbart husholdningsaffald består i Århus af 60 % dagrenovation og 40 % brændbart fra genbrugsstationer ifølge data fra 2003 /ÅKV, 2004/.

Tabel 9 Totalindholdet i slagger fra 5 forbrændingstest

	Dagrenovation				Småt brændbart	
	Århus	København	Odense	Herning	Forår	Efterår
As	18,8 ±5,9	43,0 ±11,2	28,3 ±11	31,9 ±3	45,7 ±8,5	39,3 ±5,1
Cd	4,59 ±0,4	6,40 ±1,4	9,62 ±4,5	6,82 ±5,3	8,5 ±2,1	2,9 ±0,2
Cr	378 ±55	396 ±9,9	383 ±50	432 ±72	1126 ±75	1260 ±230
Cu	2590 ±550	3240 ±240	4310 ±350	5440 ±4340	9460 ±600	13800 ±3400
Hg	0,10	0,06 ±0,04	0,04 ±0,01	0,03 ±0,03	0,1 ±0	0,0 ±0,0
Mo	11,9 ±8,1	6,2 ±0,5	9,38 ±1	15,13 ±5	17,7 ±15	14,9 ±4,1
Pb	919 ±300	1454 ±130	1099 ±370	616 ±190	1548 ±230	3220 ±1060
Ni	122 ±98	199 ±25	235 ±36	258 ±50	388 ±45	571 ±240
Sn	185 ±46	207 ±57	186 ±17	313 ±260	216 ±33	121 ±4,0
Zn	3460 ±260	3512 ±160	4295 ±170	3473 ±1100	4504 ±80	5813 ±800
Cl	3900	6140 ±2600	4000	7133 ±400	7960 ±1100	3000
Na	36227 ±1640	36811 ±1290	31343 ±800	32097 ±140	14793 ±440	14070 ±423
Al	74500 ±11100	53700 ±600	71500	70900 ±3960	58600 ±1100	57000 ±1830
TOC ⁹	20800	10540 ±560	33000 ±19600	14330 ±4001	6700 ±1700	8330 ±650

Enhed: mg/kg (tør) ± 95% Konfidens interval mellem 3-5 målinger for hver test.

Hvis de tre dagrenovationstyper antages at være ligeligt repræsenteret i Danmark kan et gennemsnit af indholdet repræsentere totalindholdet i slagger fra dansk dagrenovation. Med ovenstående fordelingen mellem disse affaldstyper fra Århus beregnes totalindholdet i slagger for dansk husholdningsaffald, hvilket er gengivet Tabel 10. I beregningen af konfidensintervallerne i Tabel 10 sættes antallet af analyser (n) til antallet af analyser i den delmængde med færrest analyser, se evt. Tabel 2. Slaggen fra småt brændbart er væsentlig mere belastet men påvirker kun den beregnede slagge fra husholdningsaffald i forhold til småt brændbarts masseandel af husholdningsaffaldet.

Den relative usikkerhed på analyse af totalindholdet i slaggerne forventes at være mellem 20 og 50 % vurderet ud fra de målte konfidensintervaller.

4.4.6 Udvaskning fra slagger

Resultatet af udvaskningstest på slagger fra de 5 forbrændingstest samt data fra en serie af målinger under normal drift på blandet affald, er gengivet i Tabel 11. Slaggerne fra forbrændingstesten i Århus på dagrenovation er prøvetaget af friske slagger, hvorfor der er udført en accelereret laboratoriemodning¹⁰ indtil et stabilt pH var opnået. De øvrige slagger er modnet i tre måneder og prøvetaget som beskrevet under forbrændingstestene. Udvaskningen forventes at have en usikkerhed på niveau med totalindholdet, idet prøvetag-

⁹ Total organisk kulstof – denne parameter er et udtryk for hvor meget uforbrændt materiale der er i slaggen

¹⁰ Lagring hvor der kompenseres for fordampning ved at tilsætte vand over tid

ning med undtagelse af den sidste nedknusning var ens. Som beskrevet i /Møller, 2004/ er den samlede relative usikkerhed i størrelsesordenen 25-60% ved en lignende metode. Der findes god overensstemmelse mellem totalindholdet og den udvaskede mængde Cl, hvilket bekræfter den angivne usikkerhed på totalindholdet og udvaskningen.

Tabel 10 Totalindhold i slagge fra affaldstyper beregnet som gennemsnit af test

	Dagrenovation	Småt brændbart	Husholdnings affald
As	30,0 ±8,2	42,5 ±5,8	35,0 ±7,3
Cd	6,9 ±1,4	5,7 ±2,3	6,4 ±1,8
Cr	386 ±16	1200 ±100	709 ±49
Cu	3380 ±440	11600 ±2000	6690 ±1050
Hg	0,07 ±0,02	0,05 ±0,03	0,1 ±0,03
Mo	9,2 ±2,4	16,3 ±8,9	12,0 ±5,0
Pb	1160 ±180	2390 ±710	1650 ±390
Ni	185 ±37	479 ±110	303 ±66
Sn	192 ±28	168 ±39	183 ±32
Zn	3760 ±240	5160 ±540	4320 ±360
Cl	4680 ±1300	5480 ±1900	5000 ±1500
Al	66500 ±6500	57800 ±1100	63000 ±4000

Enhed: mg/kg (tør) ± 95 % Konfidens interval mellem målingerne i Tabel 9.

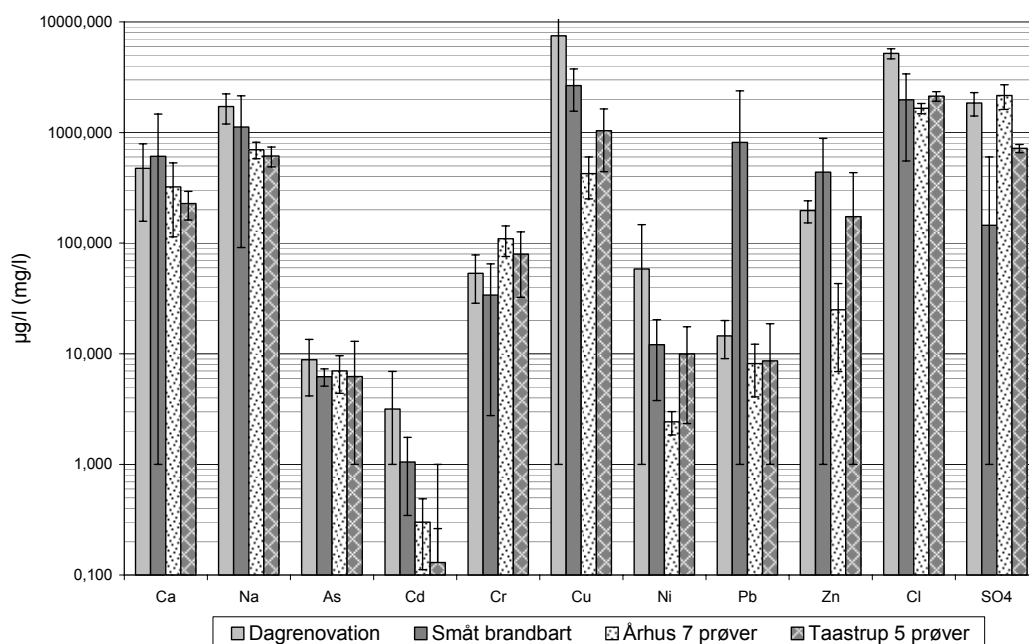
Som det ses i Tabel 11 varierer pH værdien en del mellem slaggerne hvilket tyder på at slaggerne modnes forskelligt. Der skal tages højde for denne forskel i modning ved tolkning i udvaskningsresultaterne, med undtagelse af Na og Cl der typisk ikke er påvirket af pH /Astrup, et. al, 2005/. Udvasningerne varierer en del og med det udførte antal analyser er det ikke muligt at fremkomme med nogen entydig sammenhæng til slaggens totalindhold og dermed det forbrændte affald. Som det ses af Figur 4 er forskellene i udvaskningen fra slaggerne forbrændingstestene imellem for de fleste stoffer ikke signifikant.

Tabel 11 Udvasning fra slagge fra 5 forbrændingstest og en måleserie af egenkontrol målinger fra blandet affald i Århus

		Småt brændbart		Blandet affald	Dagrenovation			Grænseværdi*
		Forår	Efterår	Århus	Århus	København	Odense	
Ca	mg/l	173	1050	323	173	726	524	-
Na	mg/l	1650	596	699	1650	1290	2200	100
As	µg/l	6,0	0,1	7,0	6,22	6,68	13,6	8
Cd	µg/l	1,0	1,0	0,30	1,41	7,0	1,09	2
Cr	µg/l	50	18	110	50	34	77	10
Cu	µg/l	3220	2100	426	3220	2180	17000	45
Ni	µg/l	16	8	2,4	16,3	9,9	149	10
Pb	µg/l	19	1610	8,1	19,2	9,5	14,9	10
Zn	µg/l	210	666	25	210	153	228	100
Cl	mg/l	2340	1610	827	2170	2480	3120	150
SO ₄	mg/l	261	29	1080	670	731	1380	250
pH	-	11	13	9,2-11	9,1	11	9,7	-

For Cl og Na kan der dog muligvis ses en sammenhæng mellem udvaskningen og totalindholdet, hvilket i givet fald kan forklares med at udvaskningen af disse salte typisk er begrænset af totalindholdet /Astrup, et. al, 2005/.

Århus kolonnen under blandet affald repræsenterer 5 prøver, alle analyser er udført i overensstemmelse med CEN EN 12457-3. * Til kategori II slagter /Miljøstyrelsen, 2000/



Figur 4 Udvasning fra slagter ved L/S 2 fra dagrenovation, småt brændbart samt blandet affald i Århus og Taastrup. Ca, Na, Cl og SO₄ har enheden mg/l resten µg/l. Intervalterne angiver 95% konfidensintervalterne for målingerne.

Udvasningen af sulfat fra slaggen fra småt brændbart er lavere end de øvrige test, mens totalindholdet er højere, hvilket ikke på baggrund af de udførte analyser kan forklares.

4.5 Delkonklusion indirekte analyse

De i alt 6 forbrændingstest, der er gennemført på dagrenovation og småt brændbart, viser først og fremmest at metoden er anvendelig til fastsættelse af den kemiske sammensætning af disse affaldstyper.

Askeindholdet varierer mellem affaldstyperne men også mellem testene på samme type affald. Dette indikerer at der er variationer f.eks. over tid eller for dagrenovationen f.eks. også mellem indsamlingssystemer.

Herudover viser resultaterne at småt brændbart for en række stoffer er den mest belastede affaldstype men ikke den mængdemæssigt største bidragsyder. Erhvervsaffaldet bidrager med den største andel af vigtige forureningskomponenter som As, Cd, Pb, S, og Cl. Totalkoncentrationen i slaggen fra forbrændingen viser samme tendens: Slaggen fra småt brændbart er de mest belastede. Der findes ingen entydig sammenhæng mellem affaldstyperne og udvasningen fra slaggen. Derimod kan forbrændingstestene bekræfte at forskelle i indsamlingssystemerne direkte kan aflæses i den kemiske sammensætning af affaldet. Affaldet fra Herning var mindre forurenede end de øvrige dagrenovationstyper.

Den relative analyseusikkerhed på den kemiske sammensætning blev beregnet som en samlet metodeusikkerhed og ligger med ganske få undtagelser under 15 %. Den samlede usikkerhed på indirekte analyse vurderes til at være i størrelsesordenen 10-35 % variansen mellem målingerne af dagrenovation og småt brændbart. Der skal ved sammenligning dog yderligere tages højde for en variation over året som ligeledes ud fra målingerne og /Schachermayer, 1995/ vurderes til at være i størrelsesordenen 10 til 70 % af for visse stoffer.

5 Direkte fraktionsanalyse

5.1 Fraktioner

I et projekt for Miljøstyrelsen kortlagde ECONET A/S i 1999 dansk dagrenovation for en lang række fraktioner. Dagrenovationen repræsenterede 1.607 husstande i enfamilieboliger og 603 husstande i etageboliger udvalgt så de repræsenterede dansk dagrenovation¹¹ /Petersen, et al., 2003/. Med udgangspunkt i materialefraktionerne fra en del af ECONETs opdeling kortlægges den kemiske sammensætning samt en række fysiske egenskaber for materialefraktionerne. De analyserede materialefraktioner dækker tilsammen i alt 97 % af den våde masse af den kortlagte dagrenovation. Batterifractionen er ikke fra ECONETs opdeling, men fra en indsamlingsordning i Herning Kommune, nærmere beskrevet under den indirekte analyse. Herudover er der i dette projekt indsamlet kildesorterede fraktioner af dagrenovation til sammenligning med de udsorterede, for at afgøre i hvilken grad genanvendelige fraktioner bliver forurenet ved sammenblanding med det øvrige affald.

5.2 Prøvetagning

Med udgangspunkt i 45 fraktioner fra ECONETS opdeling blev en delmængde af hver fraktion udtaget og nedfrosset til senere analyse. Udtagningen af hver fraktion foregik ved blanding og efterfølgende deling af fraktionen udlagt på en presenning. Den udtagne delmængde af hver fraktion (nærmere specificeret i bilag G) blev videre behandlet i laboratoriet, hvor alle fraktioner af hygiejniske årsager blev behandlet nedfrosne og tørre. Tørstofbestemmelsen er således en kombination af tørring inden neddeling og tørstofbestemmelse på analyseprøven udført af analyselaboratoriet (Analytica AB).

Bortset fra prøvetagningen af fraktionerne fra ECONETS opdeling overholder den efterfølgende prøvebehandling principperne for korrekt prøvetagning ifølge TOS¹². Dette medfører brug af specialudstyr til blanding/homogenisering, neddeling (nedbringelse af partikelstørrelse) og masse-/prøvedeling.

De 45 fraktioners individuelle behandling er fastlagt ud fra den enkelte fraktions fysiske egenskaber. Den følgende beskrivelse af behandlingen tager udgangspunkt i en gruppering af fraktioner med ens egenskaber, se Tabel 12. Fraktionerne opdeles således:

- I. **Knusbare**
F.eks. glas og sten.
- II. **Sprøde**
F.eks. hård plastik, papirer og metalfolier
- III. **Seje og bløde**
F.eks. gummi og plastposer
- IV. **Stærke og sammensatte**
F.eks. batterier og metal dåser

¹¹ I alt 1321 affaldssække.

¹² TOS Theory Of Sampling /Gy, P., 1998/

Tabel 12 Inddeling af fraktioner af dagrenovation efter anvendt metode for prøvebehandling

Fraktion	Metode	Fraktion	Metode
1 Vegetabilsk mad	(II)	24 Træ	(II)
2 Animalsk mad	(II)	25 Tekstiler	(III)
3 Aviser	(II)	26 Sko, læder mm.	(III)
4 Magasiner	(II)	27 Gummi mm.	(III)
5 Reklamer	(II)	28 Kontorartikler mm..	(II)
6 Kontor papir	(II)	29 Cigarettskodder	(II)
7 Andet rent papir	(II)	30 Andet brændbart	(II)
8 Pap beholdere	(II)	31 Støvsugerposer	(II)
9 Andet pap	(II)	32 Klart glas	(I)
10 Mælkekartoner	(II)	33 Grønt glas	(I)
11 Juicekartoner	(II)	34 Brunt glas	(I)
12 Snavset papir	(II)	35 Al beholdere	(IV)
13 Snavset pap	(II)	36 Al bakker og folie	(II)
14 Aftøringspapir	(II)	37 Metalfolie	(II)
15 Blød plast	(III)	38 Metalbeholdere	(IV)
16 Plasticflasker	(II)	39 Andet metal	(II)
17 Andet hårdt plast	(II)	40 Jord	(II)
18 Andet plast	(II)	41 Sten mm.	(I)
19 Haveaffald	(II)	42 Keramik	(I)
20 Dyr mm.	(II)	43 Kattegrus	(I)
21 Bleer mm.	(II)	44 Ikke brændbart	(I)
22 Vatpinde mm.	(II)	45 Batterier	(IV)
23 Andet vat	(II)		

I. Knusbare

Disse fraktioner neddeles først i hånden til en kornstørrelse på maksimalt 10×10 cm. Hele prøven blev gentagende gange bearbejdet i en Retsch kæbknuser til den opnåede en kornstørrelse på maksimalt 0,5×0,5 cm. Herefter deles prøven i to i en riffeldeler og bearbejdes herefter i en Siebtechnik ring-skivemølle. Efter gentagende knusning i ringskivemøllen og sigtning passerede prøven en 1 mm sigte og blev prøvedelt i riffeldeler gentagende gange indtil endelig analyseprøve.

II. Sprøde

Først neddeles de fleste af disse fraktioner i ARP CS 2000 shredder til en kornstørrelse på maksimalt 2×2 cm, med mindre de på forhånd overholder en maksimal kornstørrelse på 5×5 cm. Prøven blandes herefter og deles i to, hvoraf den ene halvdel neddeles i Retsch SM 2000 knivmølle til først 4×4 mm og herefter til 1×1 mm. Fraktionerne holdes af hygiejniske samt materialetekniske årsager ofte nedfrosne ved hjælp af tilsat tøris under neddeling. Tøris bruges også til udtømmning af neddeler så prøvemasse så vidt muligt ikke tabes. Visse fraktioner deles mellem de to trin i knivmøllen og alle deles efter neddeling ved hjælp af riffeldeler til endelig analyseprøve.

III. Seje og bløde

Først forbehandles fraktionerne med flydende kvælstof hvilket giver dem fysiske egenskaber der gør dem egnede til neddeling i Retsch SM 2000. Grundet kvælstoffets ringe varmekapacitet tilsættes pulveriseret tøris således at virkningen af kvælstoffet bibeholdes under neddeling. Herudover behandles disse fraktioner som gruppe II.

IV. Stærke og sammensatte

Grundet sammensætning og fysiske egenskaber hos disse fraktioner var manuel neddeling en nødvendighed. Fælles for fraktionerne var det høje metalindhold, hvor neddelingen bestod af udboring med titan belagte bor for at undgå forurening. Fraktionerne undergik alle en omfattende sortering og udvejning der resulterede i udvalgte repræsentative delmængder. Udboringen søgte at dække alle flader og forskelligheder hos fraktionerne og borespånerne udgjorde analyseprøven.

De indsamlede kildesorterede fraktioner (se Tabel 17) blev indsamlet i tilsvarende mængde som prøvemængden af fraktionerne fra ECONETS sortering. De kildesorterede fraktioner blev behandlet på samme måde som den tilsvarende udsorterede fraktion.

5.3 Analyse

Analysen af fraktionerne foregår ved kemisk oplukning og efterfølgende multielement analyse (ICP). Opluknings- og analysemetode er detaljeret beskrevet i bilag C hvor det også fremgår hvorledes analysemetoden er kvalitetssikret. Fraktionerne oplukkes opdelt efter materialeegenskaber og for flere grupper måtte metoder udvikles for at opnå en tilfredsstillende oplukning. Ved at analysere en lang række certificerede referencematerialer sideløbende med originalprøverne sikres at metoderne er pålidelige. En række af makroelementerne, brændværdi og phthalater er målt ved andre metoder, der er beskrevet i bilag C.

5.4 Resultater

I det følgende vil både resultaterne af undersøgelsen af materialefraktionerne, resultaterne af analysen af separat indsamlede fraktioner samt analysen af usikkerhederne forbundet med prøvetagning og behandling blive gennemgået.

5.4.1 Undersøgelse af materialefraktioner

Den kemiske sammensætning af 45 materialefraktioner for op til 28 parametre eller i alt 1178 resultater er gengivet i bilag H. Vægtes den målte kemiske sammensætning for de 45 materialefraktioner ved hjælp af den i ECONETS undersøgelse udmålte massefordeling mellem fraktionerne fås hver fraktions bidrag til dagrenovationen. Herefter kan bidragene fra hver materialefraktion samles til dagrenovationens kemiske sammensætning. Den anvendte fordeling af masser mellem materialefraktionerne, fra ECONETS analyse dækker dagrenovation fra enkeltfamilie boliger. I Tabel 14 ses resultaterne gengivet som koncentration af den samlede affaldsmængde fordelt på fraktioner pr. tørvægt. Det er således hver fraktions relative bidrag pr. stof til dagrenovationen.

Tabel 13 Koncentrationer af en række stoffer i dagrenovation fordelt på 45 fraktioner og summeret (fortsætter næste side)

Nr.	Fraktion	Brændværdi	Aske	C	H	O	S	Al	Fe	Ca	Na	Mg	N	P	K	F	Cl
1	Vegetabilsk mad	0.72	0.37	59700	8300	49400	230.5	129.0	38.8	695	391	151.6	2380	289	1591	12.5	701
2	Animalsk mad	0.86	0.35	40100	5600	12900	268.3	20.5	3.7	2903	767	73.1	4969	707	378	7.1	1157
3	Aviser	0.44	0.21	20600	2600	20300	14.7	407	56.1	511	11.3	66.3	46.0	3.4	31	4.6	13.8
4	Magasiner	0.09	0.26	4600	600	3700	9.81	198	16.26	1369	12.17	16.40	13.55	2.44	9.30	1.36	4.07
5	Reklamer	0.42	0.73	16100	2200	15400	36.6	1512	43.3	1680	59.6	132.6	139.9	7.2	41.9	32.6	14.0
-	Telefonbøger	0.14	0.15	6000	800	5800	8.4	313	16.3	680	11.5	32.4	30.3	1.7	11.9	6.1	4.5
6	Kontor papir	0.07	0.12	4000	500	3900	6.8	13.9	9.7	824	8.2	8.5	10.6	0.4	1.3	1.1	7.4
7	Andet rent papir	0.22	0.30	11500	1500	11600	53.5	351	23.7	1318	29.3	37.2	60.1	2.9	21.9	3.0	18.0
8	Pap beholdere	0.19	0.15	8200	1100	7900	19.9	254	57.8	520	9.5	31.0	39.7	2.6	7.4	7.9	6.0
9	Andet pap	0.06	0.06	3100	400	3000	4.7	89.3	22.1	231.8	3.1	9.0	7.5	0.9	3.0	1.5	1.5
10	Mælkekartoner	0.47	0.03	20800	2900	15400	27.8	56.8	3.4	28.9	59.6	5.0	158.8	13.1	18.7	4.0	11.9
11	Juicekartoner	0.16	0.07	6200	900	3700	6.4	668	6.5	93.6	20.8	2.1	23.9	2.3	6.8	1.2	13.2
12	Snavset papir	0.48	0.24	21900	3100	18400	57.3	607	20.9	525	54.4	54.4	145	15.9	57.3	9.6	231
13	Snavset pap	0.21	0.19	9600	1300	8000	28.2	481	10.4	773	61.0	24.4	67.1	7.8	17.7	2.2	29.1
14	Aftøringspapir	0.39	0.07	21200	2900	21000	41.3	31.9	33.7	184	96.4	23.5	375	51.5	70.7	4.7	122
15	Blød plast	0.33	0.04	12200	2000	0	4.2	10.3	4.5	16.3	8.2	3.7	29.7	3.2	10.0	1.5	10.4
16	Plasticflasker	0.30	0.05	11100	1600	700	15.6	958.9	26.3	45.1	19.1	6.4	14.4	3.9	5.3	1.4	24.4
17	Andet hårdt plast	0.13	0.01	4900	600	100	6.1	8.8	10.7	25.5	2.6	1.8	338	0.5	1.2	0.6	6.1
18	Andet plast	2.04	0.36	81300	11100	12700	59.6	647.1	97.2	1248	134.0	52.2	573	643	139	11.5	2485
19	Haveaffald	0.23	0.49	15300	1900	9300	67.8	84.2	52.8	753	33.7	67.8	535	71	453	3.6	99.9
20	Dyr mm.	0.04	0.09	2800	400	1300	26.1	26.8	12.2	172	15.3	30.3	209	101	46.9	0.6	8.3
21	Bleer mm.	0.56	0.23	27200	3900	13500	35.4	22.4	7.5	474	107.8	16.7	443	29.9	69.4	4.9	68.9
22	Vatpinde mm.	0.01	0.00	500	100	400	0.6	0.6	0.4	2.0	1.3	0.6	3.8	0.4	1.1	0.1	1.6
23	Andet vat	0.02	0.00	1000	100	600	1.2	1.3	0.3	6.6	1.9	0.7	70.3	0.7	3.0	0.2	3.1
24	Træ	0.05	0.03	2500	300	1400	4.0	20.9	4.5	45.7	3.3	4.3	38.0	1.3	10.1	0.5	6.6
25	Tekstiler	0.31	0.06	14400	1700	9600	109.8	24.3	9.4	121.7	99.3	11.3	885	63.6	19.5	2.8	96.8
26	Sko læder mm.	0.09	0.05	3900	500	900	42.3	11.9	13.4	138.0	6.6	4.4	19.2	1.8	3.9	0.6	12.4
27	Gummi mm.	0.01	0.00	500	100	100	0.3	0.2	0.2	18.5	0.3	0.7	4.9	0.3	0.5	0.1	76.3
28	Kontorartikler mm..	0.08	0.07	3000	400	200	2.8	161	112.5	38.8	2.9	3.3	112	0.8	1.4	0.5	141
29	Cigaretskodder	0.02	0.02	900	100	700	4.8	6.4	3.9	47.7	3.9	6.8	29.3	3.4	37.4	0.2	12.1
30	Andet brandbart	0.17	0.19	6700	1000	1200	21.6	44.0	104.5	348	178.1	72.7	111	6.2	21.7	1.2	27.0
31	Støvsugerposer	0.04	0.34	2100	300	1200	73.0	64.6	42.4	229	79.5	15.7	309	11.1	39.9	1.0	69.9
32	Klart glas	0.09	0.09				1.3	10.6	0.7	105	34.7	15.0		0.1	5.7		0.0
33	Grønt glas	0.10	0.10				0.2	13.0	3.0	117	42.4	8.2		0.2	13.2		0.0
34	Brunt glas	0.09	0.21				0.2	16.5	4.0	112	43.7	17.9		0.2	11.7		0.0
35	Al beholdere	0.40	0.40				0.2	446.4	24.53	0.3	1.2	83.9		0.8	1.2		0.0
36	Al bakkert og folie	0.02	0.33	1152	205	405	2.3	652.5	181	10.1	12.7	5.0	30.3	4.2	9.0	0.8	18.2
37	Metalfolie	0.17	0.17				0.6	4.5	0.4	2.9	2.5	0.3		1.4	3.0		
38	Metalbeholdere	0.82	0.82	1.4	312.4	10600	3.5	7.8	12.3	3.1	7.8	12.3		3.1	7.7		
39	Andet metal	0.98	0.98				5.5	65.4	11100	25.9	6.7	2.1		4.4	3.5		
40	Jord	0.07	0.07	892	101	610	11.1	21.7	38	93.9	28.0		32.7	4.1	13.9	0.3	33.0
41	Sten mm.	0.70	0.70					146	163	61.7	146	23.2	12.7	5.4	21.0		133
42	Keramik	0.48	0.48				0.9	186	61.2	29.1	48.6	4.4		1.3	1.7		
43	Kattegrus	0.95	0.95	469	126	547	34.6	395	500	395	89	42.4	72.2	34.6	220	1.8	30.7
44	Ikke brandbart	0.11	0.11	26	2	15	1.1	22.5	3.2	92.3	83.8	26.9		0.3	20.9	0.6	0.4
45	Batterier	0.12	0.12	209	26	65	4.0	3.1	145.4	2.1	3.6	0.5	2.4	0.0	95.6	0.2	38.0
	Sum i affald	9.41	10.74	447000	61000	256000	1357	22813	26988	17350	3812	1227	12340	2110	3903	135	5850

Tabel 13 fortsat - Enhed: mg/kg tør dagrenovation, DEPH betegner phthalater

Nr.	Fraktion	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
1	Vegetabilsk mad	0.262	0.0946	5.24	12.5	0.02	86.1	0.875	2.57	1.04	25
2	Animalsk mad	0.667	0.113	1.18	6.09	0.02	6.78	0.299	0.691	0.07	49.2
3	Aviser	0.483	0.0737	15	41.9	0.0331	61.1	0.317	6.58	2.68	83
4	Magasiner	0.606	0.0476	11.8	70.5	0.062	38	0.792	3.83	2.43	41.1
5	Reklamer	0.670	0.0410	29.15	77.1	0.0393	18.45	0.750	7.91	12.3	57.0
-	Telefonbøger	0.58	0.0573	22.08	59.51	0.04	39.78	0.53	7.25	7.49	70.0
6	Kontor papir	0.213	0.0534	15.1	4.95	0.0356	27	3.68	13.6	0.805	28.9
7	Andet rent papir	0.67	0.0542	6.68	42.8	0.0575	43.8	1.07	3.07	2.69	23.8
8	Pap beholdere	0.294	0.0981	32.7	135	0.0661	36.8	4.07	28.2	11	83.4
9	Andet pap	0.307	0.0465	25.4	27.6	0.0602	33.1	1.83	10.7	3.56	41.5
10	Mælkekartoner	0.2	0.01	1.01	13.7	0.02	2.19	0.108	0.509	0.647	3.65
11	Juicekartoner	0.262	0.0946	5.24	12.5	0.02	86.1	0.875	2.57	1.04	25
12	Snavset papir	0.667	0.113	1.18	6.09	0.02	6.78	0.299	0.691	0.07	49.2
13	Snavset pap	0.483	0.0737	15	41.9	0.0331	61.1	0.32	6.58	2.68	83
14	Aftøringspapir	0.606	0.0476	11.8	70.5	0.062	38	0.79	3.83	2.43	41.1
15	Blød plast	0.670	0.0410	29.15	77.1	0.0393	18.45	0.75	7.91	12.3	56.95
16	Plasticflasker	0.576	0.057	22.1	59.5	0.036	40	0.533	7.245	7.5	70.0
17	Andet hårdt plast	0.213	0.0534	15.1	4.95	0.0356	27	3.68	13.6	0.805	28.9
18	Andet plast	0.67	0.0542	6.68	42.8	0.0575	43.8	1.07	3.07	2.69	23.8
19	Haveaffald	0.294	0.0981	32.7	135	0.0661	36.8	4.07	28.2	11	83.4
20	Dyr mm.	0.307	0.0465	25.4	27.6	0.0602	33.1	1.83	10.7	3.56	41.5
21	Bleer mm.	0.2	0.01	1.01	13.7	0.02	2.19	0.108	0.509	0.647	3.65
22	Vatpinde mm.	0.2	0.0274	2.89	17.6	0.02	15.7	0.19	2.76	1.76	11.3
23	Andet vat	0.227	0.282	6.72	42.1	0.0594	20.5	0.567	3.29	2.39	162
24	Træ	0.228	0.0674	5.28	33.8	0.122	22.3	0.448	3.23	4.56	55.4
25	Tekstiler	0.2	0.0224	5.82	52.9	0.02	17.2	0.459	2.64	4.32	42.8
26	Sko læder mm.	0.2	0.0343	8.14	39.2	0.0434	7.65	1.81	1.06	26.2	95.3
27	Gummi mm.	0.2	0.0344	24.3	34.3	0.02	195	2.3	4.53	4.35	87.3
28	Kontorartikler mm..	0.478	0.351	73.2	224	0.02	13.6	0.918	4.66	3.19	331
29	Cigaretskodder	0.2	0.034	2.87	94.8	0.020	10.1	1.3	4.44	1.28	74
30	Andet brandbart	0.941	0.357	4.51	20.2	0.262	115	1.2	3.24	24.4	208
31	Søvsugerposer	0.629	0.261	10.4	49.1	0.667	211	1.32	8.81	8.38	412
32	Klart glas	0.2	0.0202	0.728	5.09	0.02	4.84	0.134	0.367	0.433	40.3
33	Grønt glas	0.2	0.397	1.81	76	0.111	11.9	0.152	1.41	4.16	1640
34	Brunt glas	0.2	0.0421	1.96	5.72	0.0216	9.12	0.191	1.02	1.33	41.9
35	Al beholdere	0.305	0.341	34.1	34.3	0.213	248	0.151	4.17	18.1	436
36	Al bakker og folie	0.2	0.487	475	21.4	0.0847	15.1	0.129	1.47	149	211
37	Metalfolie	7.5	0.8	4600	188	0.09	20	2.54	3.31	147	3796
38	Metalbeholdere	0.246	2.75	2.69	55.8	0.0396	13.2	0.118	2.11	16	3880
39	Andet metal	3.22	2.78	91	9240	0.212	189	8.53	476	576	4600
40	Jord	0.2	0.576	6.22	21.5	0.072	88.8	0.719	4.32	9.03	43.9
41	Sten mm.	1.67	0.134	132	187	0.147	206	5.08	39.3	19.7	235
42	Keramik	3.28	0.667	35.4	135	0.182	136	1.1	20.2	88.8	319
43	Kattegrus	3.12	0.121	37	3.51	0.1	60.6	1.16	143	75.7	32.5
44	Ikke brandbart	6.53	0.16	1190	14.3	0.1	199	1.09	162	88.9	45
45	Batterier	4.07	0.12	202	12.9	0.1	129	2.32	163	66.2	41.4

For at skabe et overblik over de mange materialefraktioner er de 45 fraktioner i de følgende tabeller grupperet i 7 grupper. Grupperne består af fraktioner med sammenlignelige koncentrationsniveauer og egenskaber. Fraktionerne er opdelt i følgende grupper:

- **Mad** - dækker over vegetabilsk og animalsk affald
- **Papir og Pap** – indeholder alle pap og papirfraktioner også ikke genanvendelige
- **Plastic** – dækker alle plast fraktioner også ikke genanvendelige
- **Naturmaterialer** - dækker over grus, sten, jord, træ og haveaffald
- **Brændbart** – indeholder gummi, sko, læder, tekstil, kontorartikler, vat og hygiejneartikler og fraktionen andet brændbart
- **Ikke brændbart** - indeholder ud over fraktionen andet ikke brændbart, batterier, keramik, glas, kattegrus og støvsugerposer
- **Metal** - indeholder metaldåser og folier samt andet af metal

De fysiske egenskaber som brændværdi og indhold af tørstof (TS) og brændbart (VS) er gengivet sammen med hovedkomponenterne i Tabel 14. Kolonnen "våd masse" i Tabel 14 viser massefordelingen mellem fraktionerne i våd tilstand og kolonnen TS viser tilsvarende i tør tilstand. Koncentrationen af tungmetaller i hver gruppe er gengivet i Tabel 15 for den samlede tørre affaldsmængde. Andre metaller, makronæringsstoffer og salte er gengivet i Tabel 16.

Tabel 14 Fysiske egenskaber og indhold af elementer i fraktioner af dansk dagrenovation udmålt ved direkte fraktionsanalyse

	Nedre							
	Våd masse %	Brændværdi %	VS %	TS %	C mg/kg	H mg/kg	O mg/kg	S mg/kg
Mad	42 %	17 %	24 %	6 %	22 %	23 %	24 %	37 %
Papir og pap	27 %	35 %	40 %	18 %	34 %	34 %	54 %	23 %
Plastik	10 %	29 %	18 %	9 %	25 %	25 %	5 %	6 %
Naturmaterialer	7 %	4 %	5 %	6 %	5 %	4 %	5 %	8 %
Brændbart	9 %	13 %	12 %	2 %	13 %	13 %	11 %	16 %
Ikke brændbart	4 %	0 %	1 %	55 %	1 %	1 %	1 %	8 %
Metal	2 %	0 %	0 %	3 %	0 %	0 %	0 %	1 %
Total	97	9,51*	45,1	100	249000	38900	145000	770

* MJ/kg vådt affald ellers er alle enheder pr kg tørt affald

Tabel 15 Tungmetal indhold og phthalater i fraktioner af dansk dagrenovation udmålt ved direkte fraktionsanalyse

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn	DEHP
Mad	3 %	0 %	1 %	1 %	6 %	2 %	2 %	0 %	0 %	1 %	1 %
Papir og pap	6 %	0 %	7 %	11 %	24 %	1 %	6 %	1 %	0 %	3 %	0 %
Plastik	1 %	0 %	2 %	8 %	5 %	1 %	4 %	0 %	0 %	2 %	2 %
Naturmaterialer	3 %	0 %	1 %	1 %	23 %	2 %	2 %	0 %	0 %	2 %	0 %
Brændbart	4 %	0 %	70 %	31 %	10 %	1 %	3 %	2 %	1 %	8 %	97 %
Ikke brændbart	28 %	99 %	8 %	9 %	14 %	72 %	70 %	92 %	2 %	80 %	0 %
Metal	54 %	0 %	10 %	38 %	19 %	21 %	14 %	4 %	97 %	5 %	0 %
Total	1,36	6,64	36,1	93	0,039	396	3,04	95	843	464	627

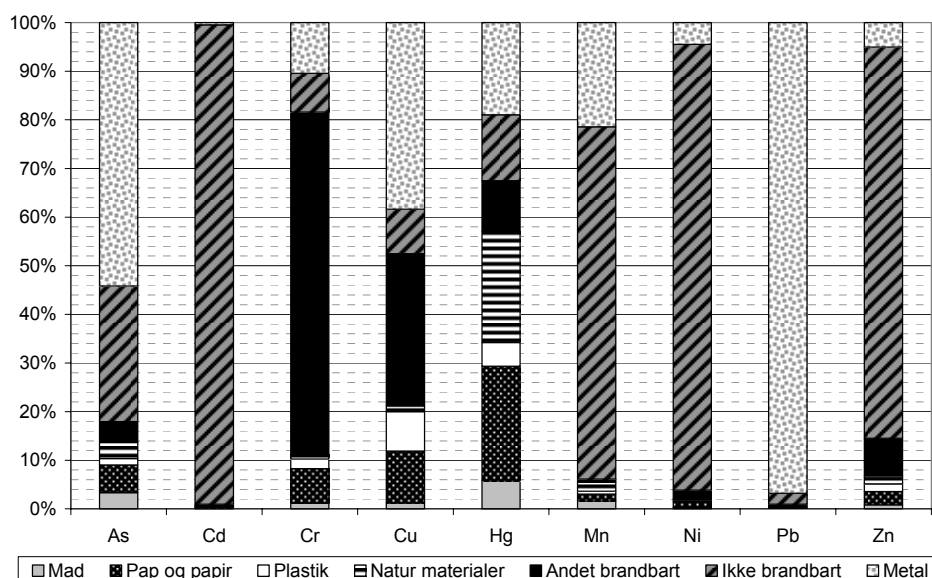
Enhed mg/kg (tør)

Tabel 16 Indhold af elementer i fraktioner af dansk dagrenovation udmålt ved direkte fraktionsanalyse

	Al	Fe	Ca	Na	Mg	N	P	K	F	Cl
Mad	1 %	0 %	21 %	30 %	18 %	59 %	47 %	50 %	15 %	32 %
Papir og pap	22 %	1 %	49 %	11 %	36 %	9 %	5 %	8 %	59 %	8 %
Plastik	7 %	1 %	8 %	4 %	5 %	8 %	31 %	4 %	11 %	43 %
Naturmaterialer	1 %	1 %	10 %	6 %	12 %	7 %	9 %	19 %	4 %	5 %
Brændbart	1 %	4 %	7 %	36 %	10 %	14 %	5 %	4 %	8 %	9 %
Ikke brændbart	3 %	3 %	6 %	11 %	11 %	3 %	2 %	14 %	3 %	2 %
Metal	65 %	90 %	0 %	1 %	8 %	0 %	1 %	1 %	1 %	0 %
Total	12900	15300	9850	2170	697	7010	1200	2220	73	3300

Enhed mg/kg (tør)

Den direkte analyse af materialefraktioner af dansk dagrenovation viser i Figur 5 til Figur 7 en række sammenhænge mellem materialefraktionerne og indholdet. De ikke brændbare fraktioner ses i Figur 5 at bidrage med den største andel af As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al og Fe. Indholdet af Cd, Mn, Ni og Zn stammer hovedsageligt fra "Batterier" med henholdsvis 98, 70, 89 og 77 %. As, Cu og Pb stammer hovedsageligt fra fraktionen "Andet af metal" med henholdsvis 36, 28 og 97 %. Cr indholdet er størst i gruppen andet brændbart og stammer her fra fraktionen "sko og læder".

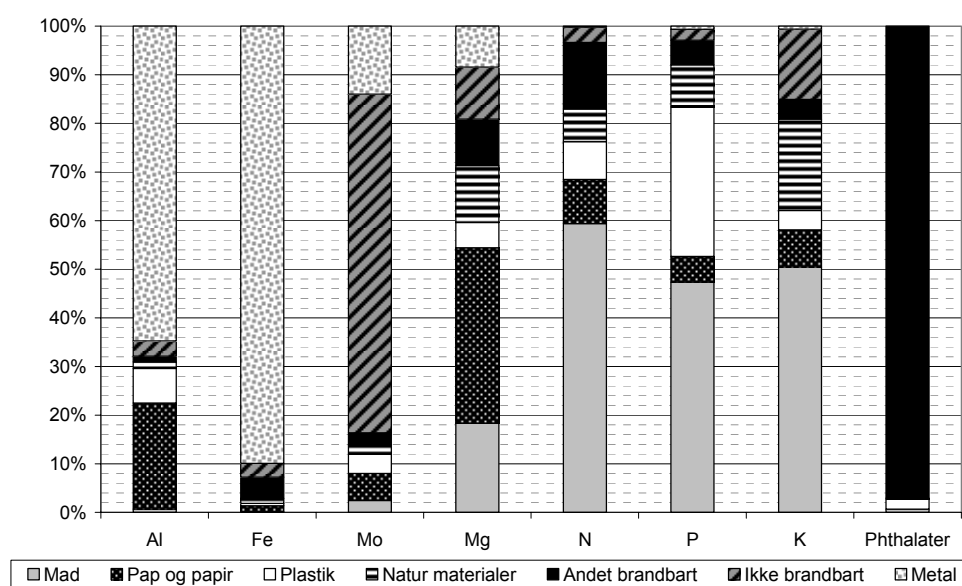


Figur 5 Tungmetal indhold i fraktioner af dansk dagrenovation udmålt ved direkte fraktionsanalyse

Indholdet af metallerne Fe og Al ses i Figur 6 at stamme hovedsageligt fra fraktionerne "Metal" eller "Ikke brændbart". Al stammer dog også fra "Pap og papir" fraktionen, hvor det er materialefraktionen "Reklamer", der har det største bidrag (6,6 % af den samlede mængde). Makronæringsstofferne stammer hovedsageligt fra fraktionerne "Mad" og "Pap og papir", mens Mo fordeler sig meget lig tungmetallerne i Figur 5. Selv om phthalaterne findes i høje koncentrationer i den ikke genanvendelige plastfraktion, findes den største andel af den samlede phthalatmængde i fraktionen "Andet brændbart". Det er materialefraktionen "Tekstiler" der leverer den største andel phthalat (68,6 % af samlet mængde), men også fraktionen "Sko og læder" (14,6 %)

samt "Kontorartikler"¹³ (11,6 %) levere betydelige mængder. Se yderligere i bilag I eller tabel 13.

Den våde masse af affaldet domineres, som det ses i Figur 7, af madaffaldet og tørstoffet domineres af papir og pap. Askeindholdet stammer hovedsageligt fra de ikke brændbare fraktioner samt pap og papir. Brændværdien fordeles med 29,5 % til plastik og her udgør det ikke genanvendelige plast de 21,5 %. Ud over plastfraktionen kommer brændværdien fra pap og papir (35,3 %) og madaffaldet (17,2 %), hvor vegetabilsk og animalsk affald bidrager nogenlunde ligeligt. De ovenstående fordelinger af brændværdien er kun gældende ved forbrænding på forbrændingsanlæg der ikke har røggaskondensering og hvor det fordampede vandindhold i fraktionerne derfor går tabt. Fordelingen på anlæg med røggaskondensering vil være relativt større for de våde materialefraktioner hvad angår brændværdien.



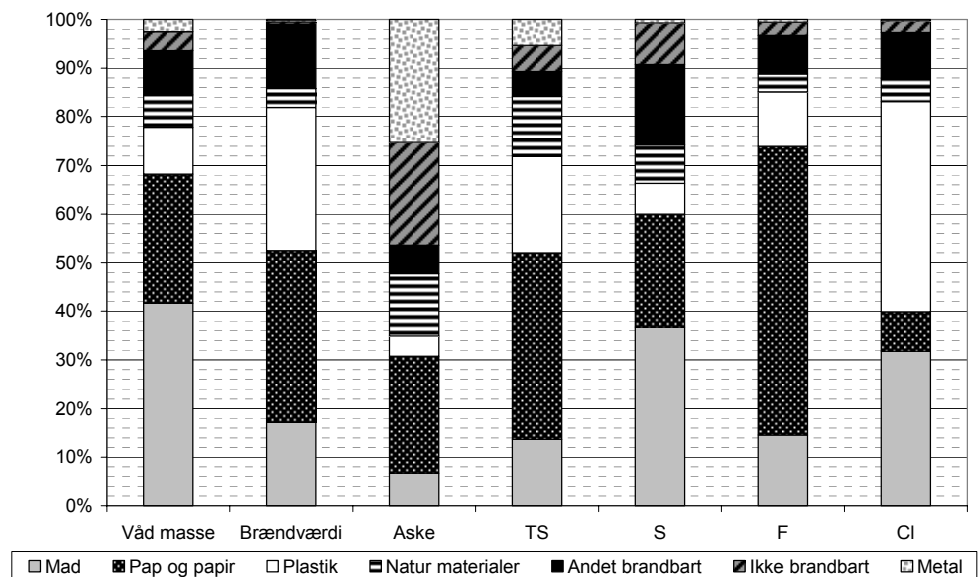
Figur 6 Indhold af metaller, makronæringsstoffer og phthalater i fraktioner af dansk dagrenovation udmålt ved direkte fraktionsanalyse

Affaldets indhold af S stammer hovedsageligt fra madaffaldet 37 % og F indholdet hovedsageligt fra pap og papir 29 %, hvor reklamer udgør de 24 %. Cl indholdet stammer fra madaffaldet 32 % og fra plastfraktionen 43 % (udelukkende ikke genanvendeligt plast).

5.4.2 Analyse af separat indsamlede fraktioner

For at skabe et overblik over hvorvidt de kildesorterede fraktioner er mere eller mindre forurenet end de udsorterede, er forskellen imellem de to illustreret i Tabel 17. Da de kildesorterede fraktioner ikke repræsenterer den samme mængde som materialefraktionerne fra ECONETs sortering må usikkerheden på denne analyse være højere end analysen af materialefraktionerne. Dette er begrundelsen for, at forskellene i Tabel 17 kun vises, hvis de er større end 75% af den højeste koncentration. Eksempelvis betyder et + under Al i materialefraktionen "Vegetabilsk mad" at denne fraktion havde en 75 % højere koncentration i affaldsfraktionen i forhold til den tilsvarende kildesorterede fraktion.

¹³ Materialefraktionen kontorartikler består af sammensatte produkter i flere forskellige materialer; eksempler kunne være legetøj, børster, mapper og lignende.



Figur 7 Fordeling af våd masse, brændværdi, aske, tørstof og elementer med relation til røggasforurening ved forbrænding i fraktioner af dansk dagrenovation udmålt ved direkte fraktionsanalyse

Tabel 17 Analyse af forskellen i koncentrationer mellem kildesorterede affaldsfraktioner og sorterede fraktioner fra dansk dagrenovation.

No.	Fraktion	S	Al	Fe	Ca	Na	Mg	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
1	Vegetabilsk mad		+						+	-	+		+		+	+	
2	Animalsk mad		+		+			+		+			+		+		
3	Aviser			+						+			+	-	+		+
5	Reklamer											+				+	+
8	Rent papir	+		+							-	+	+				-
10	Pap		+	+						+				+	+	+	+
15	Blødt plastik	+		+		+	+		-				+	-			+
16	Plastik flasker		+	+			+		+		+		+		+	+	
17	Hårdt plastik		+	-						+	-		-			+	
28	Klart glas							-	-								-
32	Al dåser						+		-								
35	Metal dåser		+			+			-							+	+

"+" angiver at fraktionen udviste min. 75 % højere koncentration i fraktionen fra dagrenovationen i forhold til den kildesorterede og modsat angiver "-" min. 75 % reduktion.

Resultaterne i Tabel 17 udviser ikke et entydigt billede og det kan ikke konkluderes om enkelte fraktioner forurenes med et specifikt stof. Det generelle indtryk er dog, at der er en overvægt af stoffer, der findes i større koncentration i de udsorterede fraktioner sammenlignet med de kildesorterede.

5.4.3 Usikkerhed

Den samlede usikkerhed for metoden er summen af prøvetagningsusikkerhed og analyseusikkerhed. Usikkerheden på prøvetagningen af primærprøven fra ECONETs fraktioner er ikke udmålt og indgår ikke i den følgende gennemgang. Usikkerheden er analyseret ved parallelle udtag på flere niveauer af prøvetagningen og er beskrevet yderligere i bilag G.

Usikkerheden er ikke vurderet for alle stoffer og er ikke udmålt for alle prøvetagnings-/behandlingsmetoder, men for to fraktioner (fraktion 1 "Vegetabilsk madaffald" og fraktion 25 "Sko og læder"). Fraktionerne er valgt på baggrund af deres forskellige natur, forventede tungmetallindhold og fordi de repræsenterer to forskellige metoder for prøvebehandling. Ved hjælp af en variansanalyse, er det fastslået hvilke trin af prøvetagningen, der signifikant tilfører usikkerhed. Kun shredder neddelingen i prøvetagningen af "Vegetabilsk madaffald" ud af alle trin for de to undersøgte fraktioner tilførte signifikant varians. Den andel af den samlede varians, der skyldes dette første trin af neddelingen af "Vegetabilsk madaffald" ses gengivet i anden kolonne af Tabel 18. For de stoffer, hvor dette trin af prøvetagningen har tilført signifikant usikkerhed, udgør den tilførte usikkerhed 20-85 % af den samlede usikkerhed. For fraktionen "Sko og læder" viser beregningerne, at de udmålte dele af prøvetagningen ikke signifikant påvirker den samlede usikkerhed. De samlede usikkerhedsniveauer er beregnet som RSD¹⁴, og der ses i Tabel 18 store forskelle de to fraktioner imellem. Et vægtet gennemsnit af usikkerhederne fra de to fraktioner benyttes som udtryk for den samlede metodes usikkerhed med hensyn til de valgte parametre. Usikkerhederne vægtes efter fraktionernes relative bidrag af det enkelte stof til dagrenovationen jævnfør bilag I.

For Fe, As og Cu vurderes der størst potentiale for reduktion af metodens samlede usikkerhed, ved for eksempel at neddele større masser og optimere homogeniseringen (blanding) eller prøvedelingen. Usikkerheden for Fe, Cu og til dels Al vurderes at være et udtryk for tilstedeværelsen af fragmenter i ren form i prøverne. Den samlede usikkerhed for langt de fleste stoffer ligger under 75 % og for 17 ud af 18 stoffer under 45 % på analysen.

Tabel 18 Relativ usikkerheder ved direkte fraktionsanalyse sammensat fra analyse på to udvalgte fraktioner

	Vegetabilsk	Sko og Læder	Metode
	Total	Total	Vægtet
S	2,29 %	5,4 %	3 %
Al	77,4 %	14,1 %	72 %
Fe	16,3 %	84,0 %	34 %
Ca	21,4 %	13,6 %	20 %
Na	6,25 %	4,3 %	6 %
Mg	5,00 %	6,6 %	5 %
P	1,70 %	7,7 %	2 %
K	9,79 %	9,0 %	10 %
As	-	38,1 %	38 %
Cd	5,6 %	12,7 %	8 %
Cr	115 %	9,7 %	12 %
Cu	5,99 %	84,9 %	40 %
Hg	46 %	20,1 %	41 %
Mn	7,3 %	32,7 %	8 %
Mo	17,2 %	27,7 %	19 %
Ni	20,2 %	28,3 %	21 %
Pb	19,6 %	9,5 %	11 %
Zn	7,0 %	13,0 %	12 %

¹⁴ RSD er relativ standardafvigelse i forhold til middelværdien og bruges til sammenligning af usikkerheder på komponenter med forskellige koncentrationer/mængder.

5.5 Delkonklusion Direkte fraktionsanalyse

Metoden til analyse af fast affald ved opdeling i materialefraktioner og ved prøvetagning tilpasset fraktionernes fysiske egenskaber er demonstreret og valideret. Den kemiske sammensætning for C, H, O, S, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn, Al, Fe, Ca, Na, Mg, N, P, K, F, Cl og phthalater samt brændværdi, tørstof, aske og glødetab i dansk dagrenovation er bestemt.

En nærmere analyse af sammenhænge mellem de målte stoffer i affaldet og deres oprindelse fra specifikke materialefraktioner er mulig på baggrund af datamaterialet beskrevet i denne rapport. Sådanne undersøgelser vil afhænge af de aktuelle problemstillinger og forudsætninger. Som eksempel på hvordan resultaterne kan bruges, er den samlede mængde af en række tungmetaller undersøgt for hvilke fraktioner der er hovedbidragsydere. De følgende metaller kommer primært fra en fraktion:

- Cd, Mn, Ni og Zn stammer hovedsageligt fra "Batterier"
- As, Cu og Pb stammer hovedsageligt fra fraktionen "Andet af metal"
- Cr indholdet stammer hovedsageligt fra fraktionen "Sko og læder"

Det kan generelt konkluderes, at tungmetaller hovedsageligt findes i ikke brændbare fraktioner, at 17 % af brændværdien stammer fra madaffald, 14 % stammer fra papir fraktioner og 21 % af brændværdien stammer fra "Ikke genanvendeligt plast". Denne plastfraktion er den fraktion der har det største enkeltbidrag til brændværdien, hvilket bør indgå i overvejelserne, hvis den ud-sorteres. Cl stammer hovedsageligt fra madaffald og ikke genanvendeligt plast. F kommer hovedsageligt fra pap og papir og fraktionen "Reklamer" bidrager alene med ca. 25 % af F indholdet i dagrenovation.

Det er dokumenteret at genanvendelige fraktioner bliver forurenede, hvis de ikke kildesorteres. Det præcise omfang for den enkelte fraktion bør dog kortlægges yderligere.

Analysen af metodens usikkerhed fastsætter en relativ usikkerhed, der for de fleste stoffer er mindre end 45 %, undtagen for Al der er på 72 %.

6 Dansk dagrenovation

I dette afsnit vil den direkte og indirekte analyse blive sammenlignet og deres indbyrdes forskelle vil blive diskuteret i forhold til de konklusioner, der kan drages i forhold til sammensætningen af dansk dagrenovation.

6.1 Resultater fra analyser

Sammenligningen af de to analyser af kemisk sammensætning for dagrenovation tager udgangspunkt i makroelementer. Resultaterne viser i Tabel 19 god overensstemmelse mellem indholdene af C og H, men vandindholdet varierer en del mellem analyserne. Al, Ca og Fe koncentrationerne har god overensstemmelse, men Cl er ca. en faktor 2-3 lavere i fraktionsanalysen. Den lave Cl koncentration i den direkte analyse kan muligvis forklares med at analysemetoderne ikke har været tilstrækkelige som nærmere beskrevet i /Rotter, S., 2005/. Der er god overensstemmelse mellem de målte værdier og litteraturen, i Tabel 19 repræsenteret ved en schweiziske forbrændingstest af husholdningsaffald /Belevi, 1998/. Kun for Fe ses en højere værdi i den schweiziske undersøgelse. Overordnet anses både den direkte og indirekte metode at give brugbare data for indholdet af makroelementerne i dansk dagrenovation.

Tabel 19 Fordeling af makroelementer i % af dansk dagrenovation samt i schweizisk husholdningsaffald.

	Indirekte analyse					Direkte analyse
	Århus	København	Odense	Herning	Belevi 1998	Fraktioner
C	23,8	27,1	20,7	31,5	30	24,9
H	3,73	4,25	3,24	4,94	4,5	3,89
O	-	-	-	-	21	14,5
H ₂ O	32,8	23,9	30,3	20,3	29	41,9
Al	2,08	1,26	1,85	1,00	1,3	1,29
Ca	2,67	2,38	2,65	1,49	2,4	0,98
Fe	1,56	1,42	2,28	1,27	3,1	1,53
Si	6,32	5,16	4,70	3,25	3,8	-
Cl	0,90	0,75	0,86	1,02	0,73	0,33
Rest	-	-	-	-	4,17	10,7

Fordeling i % af våd vægt. O er ikke beregnet for forbrændingstest og Si er ikke målt i den direkte analyse

For en række sporstofelementer ses væsentlig større forskelle mellem den indirekte og den direkte analyse end for makrokomponenterne. Ud over den målte kemiske sammensætning sammenlignes den målte varians for de to metoder udtrykt ved resultatets 95 % konfidensinterval. Variansen for den indirekte analyse er variansen mellem målingerne af dagrenovation fra Århus, København og Odense. For den direkte analyse er variansen fra målingen af metodens usikkerhed. I Tabel 20 er resultaterne gengivet for de to test metoder. Som det ses, er forskellen mellem de to metoder for de fleste stoffer mere end en størrelsesorden og for Hg er der en forskel på ca. en faktor 30.

Tabel 20 Sporstoffer i dansk dagrenovation ud-målt ved to forskellige metoder

	Indirekte analyse		Direkte analyse	
	Affald	Conf.	Affald	Conf.
As	8,95	1,82	2,40	1,27
Cd	7,0	1,49	11,7	0,19
Cr	103	7,7	63,6	101
Cu	822	224	165	13,7
Hg	2,56	1,10	0,068	0,04
Mo	2,7	1,20	5,4	1,03
Ni	45	14,1	167	37,8
Pb	340	63,1	1490	325
Zn	1320	121	818	64,5

Enhed mg/kg tørt affald. Conf. betyder 95 % konfidensintervallet

Usikkerheden i fastsættelsen af sporstofelementernes koncentration i dagrenovationen vil ifølge Gy's formel (se Ligning 1) være afgørende påvirket af prøvemassens størrelse, materialeegenskaber og partikelstørrelsen. Tages den indirekte analyses store repræsentativitet (prøvemasse) i forhold til den direkte analyse i betragtning¹⁵ bør resultatet af den indirekte analyse således være den mest repræsentative. Herudover medfører forbrændingen af affald tilfældig spredning af stoffer og danner dermed produkter, der er mere homogene end affaldet selv hvilket nedsætter usikkerheden på prøvetagning. Derfor tillægges den indirekte analyses resultat for dagrenovationens sporstofkoncentrationer størst vægt. Forskellen mellem den indirekte og direkte analyse tilskrives primært ringe repræsentativitet og store koncentrationsforskelle mellem fragmenter i den direkte analyse.

For at undersøge hvorvidt den direkte analyse er fejlrepræsenteret kan det nærmere kortlægges fra hvilke fraktioner de stoffer med størst forskel mellem direkte og indirekte analyse stammer fra. Denne analyse viser, at stoffer der er overrepræsenteret (Ni, Pb og til dels Cd) hver i sær hovedsageligt stammer fra én fraktion i den direkte analyse. Andre stoffer, som generelt antages at komme fra specifikke sjældne fraktioner, som Hg ses underrepræsenteret i den direkte analyse. Det antages at den direkte analyse har væsentlig større usikkerhed på sporstofferne end den indirekte. Denne usikkerhed kan føre til at koncentrationerne for sporstofferne i den direkte analyse er over eller underestimerede i et ukendt omfang.

Som konsekvens af at den direkte analyse ikke giver et retvisende billede for sporstofferne analyseres det hvorfra fejlene eventuelt stammer. Ved gennemgang af forskellene på de to analyser bliver det klart for et begrænset antal fraktioner, hvor fejlene kunne stamme fra. Følgende fraktioner vurderes at indeholde fejl: Fraktionen "Batterier" vurderes at mangle Hg batterier eller andre Hg forurenedede elementer, Ni/Cd batterier vurderes overrepræsenteret i fraktionen "Batterier" og Pb belastet metal vurderes overrepræsenteret i fraktionen "Andet metal".

Denne viden om fejl kan anvendes til at korrigere resultaterne fra den direkte analyse, hvilket samtidigt giver en fornemmelse af vigtigheden af de fundne fejl.

¹⁵ Den direkte analyse repræsenterer ca. et ton og den indirekte analyse tilsammen mere end 2.000 ton.

Dette medfører konkret, at fraktionsanalysens koncentrationer bør justeres således:

- Hg koncentrationen i "Batterier" hæves fra 0,002 til 2,56 mg/kg TS
- Pb koncentrationen i "Andet metal" sænkes til 340 fra 1440 mg/kg TS
- Ni koncentrationen i "Batterier" sænkes fra 150 til 45 mg/kg TS
- Cd koncentrationen i "Batterier" sænkes fra 12 til 7,0 mg/kg TS

For de resterende sporstoffer, hvor der er målt en forskel mellem de to analyser findes ingen enkeltstående antagelser, der kan forklare forskellen.

Den ovenstående korrektion af den direkte analyse har ikke stor betydning for fordelingen af de enkelte stoffer mellem fraktionerne. De eneste større ændringer i fordelingen er at Hg næsten udelukkende kommer fra fraktionen "Batterier". I bilag J kan den samlede ukorrigerede kemiske sammensætning for de 45 materialefraktioner og fra forbrændingstesten sammenlignes for alle målte stoffer.

7 Konklusion

7.1 Problemet

I arbejdet med at få bedre grundlag for de beslutninger, der tages i planlægningen og styringen af affaldssektoren, har der vist sig en mangel på kvalificeret viden om affaldets sammensætning. Dette projekt har haft til formål at kvalificere viden om indholdet i dagrenovation, småt brændbart og erhvervsaffald i Danmark samt de heraf afledte restprodukter ved forbrænding. Ingen kendte metoder kunne anvendes direkte hvorfor to metoder blev udviklet, anvendt og valideret med henblik på at kunne besvare følgende centrale spørgsmål:

- Hvad er den kemiske sammensætning af dansk dagrenovation, småt brændbart fra genbrugsstationer og erhvervsaffald?
- Påvirker indsamlingsordningen den kemiske sammensætning af dagrenovation?
- Hvorledes fordeler den kemiske sammensætning af dagrenovation sig på materialefraktioner og er dette signifikant anderledes hvis fraktionerne kildesorteres?
- Hvordan påvirkes totalindhold og udvaskning af slagterne fra affaldsforbrænding af dagrenovationen?

7.2 Metoderne

De to metoder anvendt til analysen er: Direkte kemisk analyse af dagrenovationen opdelt på 45 materialefraktioner (direkte analyse) og indirekte måling på restprodukterne fra forbrænding af dagrenovation på affaldsforbrændingsanlæg (indirekte analyse).

Den direkte analyse måler den kemiske sammensætning af hver materialefraktion. Prøvetagningen og den kemisk analyse kræver tilpasning grundet store forskelle i materialefraktionernes fysiske og kemiske egenskaber. Derfor foregår neddeling og kemisk oplukning, ved hjælp af metoder tilpasset hver materialefraktions egenskaber.

Den indirekte analyse forudsætter, at et forbrændingsanlæg i en periode kun forbrænder det undersøgte affald og at der samtidig foretages prøvetagning af restprodukterne og evt. røggas. Ved en samtidig måling af masseflow og beregning af massebalancen for forbrændingsanlægget kan restprodukternes kemiske sammensætning tilbageføres til affaldet.

Begge metoder er fundet anvendelige og undersøgt for usikkerhed på resultatet. Den direkte metodes usikkerhed er målt til under 75 % relativ usikkerhed og for de fleste stoffer lavere end 45 %. Hertil kommer usikkerheden på udtagningen af affaldsprøven, der for den direkte metode vurderes at være mere end 100 % for de fleste stoffer. Den relative usikkerhed på analysedelen af den indirekte metode er målt til under 15 %. For hele metoden vurderes usikkerheden, ud fra sammenligning af resultaterne, til for langt de fleste stoffer at være bedre end 35 %. Der skal dog yderligere tages højde for en årstidsvariati-

on hvis målingerne er målt på forskellige årstider vurderet til at være i størrelsesordenen 10-70 % relativ varians.

7.3 Resultater

Den kemiske sammensætning af dansk dagrenovation er bestemt ved anvendelse af indirekte analyse på dagrenovation fra tre forskellige danske indsamlingssystemer. Den kemiske sammensætning for blandet affald¹⁶ og småt brændbart er ligeledes analyseret. Med kendskab til massefordelingen er den kemiske sammensætning af erhvervsaffald beregnet og ligeledes gengivet i Tabel 21.

Tabel 21 Kemisk sammensætning i dansk dagrenovation, småt brændbart og erhvervsaffald

	Småt brændbart	Dagrenovation	Erhvervsaffald
As	17,9	8,95	21
Cd	13,8	6,96	13
Cr	275	103	77
Cu	2640	822	700
Hg	3,02	2,56	-
Mo	3,93	2,74	3,0
Ni	108	45,4	1,0
Pb	879	340	580
S	2840	1650	2400
Sn	50,9	55,1	31
Zn	2860	1320	1700
Cl	13000	8360	5000
Mg	4000	2960	2300
Mn	419	283	690

Enhed: mg/kg (tør), Hg for erhvervsaffald er ikke beregnet. Koncentrationerne i erhvervsaffaldet er kun gengivet med to betydende cifre da disse vurderes mere usikre.

Erhvervsaffaldet er den største bidragsyder til As, Cd, Cu, Pb, Zn, Cl, Mn i blandet affald, mens dagrenovationen bidrager med den største andel af Ni og Sn. Erhvervsaffaldet indeholder således det største potentiale for nedbringelse af den samlede belastning med sporstoffer. Småt brændbart indeholder de højeste koncentrationer af langt de fleste sporstoffer som det ses af Tabel 21 men kun for Ni og Cu bidrager denne affaldstype med mere end en tredjedel af det samlede indhold.

Dagrenovation fra fire forskellige indsamlingssystemer i København, Odense, Århus og Herning er målt ved indirekte analyse og deres kemiske sammensætninger sammenlignet. Det konkluderes, at der er signifikante forskelle i den kemiske sammensætning som konsekvens af ordningen hvormed affaldet er indsamlet i Herning. For de øvrige indsamlingssystemer i København, Odense og Århus ses forskelle for de enkelte stoffer i affaldet men disse er ikke systematiske og kan ikke med sikkerhed tilskrives indsamlingssystemerne. Undersøgelsen viste at ordningen med den størst indsats for et reduceret tungmetallindhold i affaldet til forbrænding fremkom med det laveste indhold af de fleste tungmetaller.

¹⁶ Blandet affald er et udtryk for den samlede mængde affald der forbrændes og er en blanding af erhvervsaffald, stort og småt brændbart og dagrenovation. Her antager stort brændbart at have samme sammensætning som småt.

Slaggerne fra tre af de fire undersøgelser af dagrenovation og de to undersøgelser af småt brændbart er undersøgt for totalindhold og udvaskningsegenskaber for en række stoffer. Undersøgelsen af totalindholdet viser klart, at dette er påvirket af affaldstypen og til dels følger affaldets indhold. Der ikke fundet nogen signifikant sammenhæng mellem slaggernes udvaskning og totalindhold, hvilket sandsynligvis skyldes at udvaskningen er en kompleks funktion af affaldets egenskaber, anlæggets teknologi, de givne forbrændingsforhold og den efterfølgende behandling af slaggerne. Det kan ikke ud fra resultaterne i dette projekt konkluderes hvorvidt en indsats mod enkelt stoffer i affaldet vil resultere i mindsket udvaskning, dette bør undersøges nærmere.

Der er god overensstemmelse mellem direkte og indirekte analyseresultater for makroelementer som C, H, Fe m.fl. i dagrenovationen dog med undtagelse af Cl hvor den direkte metode underestimerer indholdet. Med den genererede viden om kemisk sammensætning af 45 materialefraktioner af dansk dagrenovation er det muligt at spore enkeltstoffers oprindelse i affaldet. Den direkte metode har dog vist sig at over og underrepræsentere visse sporstoffer, men der kan korrigeres herfor i nogle af tilfældene. Med yderligere forskning og analyse af materialefraktionernes kemiske sammensætning vil usikkerheden for den direkte analyse kunne sænkes markant.

Følgende kan konkluderes ved at analysere resultaterne fra den direkte analyse:

- Cd, Mn, Ni og Zn stammer hovedsageligt fra "Batterier"
- As, Cu og Pb stammer hovedsageligt fra fraktionen "Andet af metal"
- Cr indholdet stammer hovedsageligt fra fraktionen "Sko og læder"
- Fraktionen "Ikke genanvendeligt plast" påvirker markant brændværdien og Cl indholdet

Langt størstedelen af tungmetallerne i dagrenovationen kan potentielt fjernes hvis de ikke brændbare fraktioner samt læder og tekstil udsorteres.

Det er undersøgt hvorvidt en række af de genanvendelige materialefraktioner forurenes af det øvrige affald i dagrenovationen set i forhold til en kildesortering. Det konkluderes, at kildesorterede fraktioner er renere end ikke kildesorterede. Det er ikke på baggrund af resultaterne i dette projekt lykkedes at finde et bestemt mønster for forureningen.

Bilagsoversigt

Bilag A	Driftsdata fra indirekte analyse <i>Driftsdata fra forbrændingstest</i>
Bilag B	Prøvetagning <i>Prøvetagningsmetoder</i>
Bilag C	Oplukning og kemisk analyse <i>Metodebeskrivelser</i>
Bilag D	Massebalancer for indirekte analyse <i>Massebalancer for vand samt energi</i>
Bilag E	Usikkerhed indirekte analyse <i>Metodeusikkerhed</i>
Bilag F	Restprodukter og udvaskning <i>Totalindholdet og udvaskning fra slagge</i>
Bilag G	Prøvetagning direkte analyse <i>Prøvemængder og usikkerhed</i>
Bilag H	Resultater direkte analyse I <i>Den kemiske sammensætning af 45 materialefraktioner</i>
Bilag I	Resultater direkte analyse II <i>Materialefraktionernes bidrag til dagrenovationens kemiske sammensætning i procent.</i>
Bilag J	Resultater direkte og indirekte analyse <i>For samtlige stoffer pr. tør vægt.</i>

8 Referencer

- Amagerforbrænding, "Undersøgelse af småt brændbart forbrændingsegnet affald fra genbrugspladserne", 2004, I/S Amagerforbrænding
- Astrup T., Christensen T.H., "Waste incineration bottom ashes in Denmark. Status and development needs by 2003" (Slagge hvidbogen), 2005, affald danmark og E&R DTU
- Beker D., Cornelissen A. A. J. "Chemische analyse van huishoudelijk restafval Resultaten 1994 en 1995". RIVM. report no. 776221002, 1999, Netherlands, RIVM.
- Christensen T.H. (red), et al., "Affaldsteknologi", 1998, Polyteknisk Forlag, Kgs. Lyngby
- Eleazer, W. E., Odle W. S., Wang Y-S., Barlaz M A, "Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory scale landfills": Environmental Science & Technology, v. 31, p. 911-917, 1997.
- Hassan B., "Environmental engineering of municipal solid waste incineration", 1998, EWAG, ETH
- Jansen, J. I. C., Spliid, H., Hansen, T. L., Svärd, Å and Christensen, T. H., Assessment of sampling and chemical analysis of source-separated organic household waste, Waste Management, 24, 2004,
- Marb, C., Przybilla, I., Neumeyer, F., Fripan J., "Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen". 2003, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Miljøstyrelsen, "Affaldsstatistik 2002", Orientering fra Miljøstyrelsen, 2003
- Miljøstyrelsen, "Bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om Genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder", 2000, Miljø- og Energiministeriet.
- Møller, H., "Sampling of heterogeneous bottom ash from municipal waste-incineration plants", 2004, Chemometrics and intelligent laboratory systems 74, p. 171-176
- Petersen C., Domela I., "Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering", 2003, Miljøprojekt 868, Miljøstyrelsen
- Petersen C., Jørgensen H., "Storskraldsordninger – øget genbrug og genanvendelse", 2004, Miljøprojekt 894, Miljøstyrelsen
- Pierre G. "Sampling of discrete materials – a new introduction to the theory of sampling I-III", 2004, Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 74, p. 7-47.

- Pierre G., "Sampling for Analytical Purposes", 1996, Chichester, John Wiley & Sons
- Rotter S., M. Schirmer, A. Janz, B. Biletewski, "Sources of chlorine in MSW and RDF", Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinien, 2005
- Schachermayer E., Bauer G., Ritter E., Brunner P.H., "Messung der gutter und stoffbilanz einer müllverbrennungsanlage", 1995, Monographien Bd. 56, Umweltsbundesamt.
- Terkildsen, L., "Forbrænding af forurennet spildtræ", dk-Teknik, 2004
- Thomsen, C. D., Hauge B., "Tungmetaller i affald", Miljøprojekt nr. 851, 2003
- Vestforbrænding, "Årsstatistik 2003", 2004, I/S Vestforbrænding
- Williams, P. T. "Waste treatment and disposal", 1998, Chichester, John Wiley & Sons.
- ÅKV, "Oplysninger fra Århus Kommunale Værker om modtagemængder for forbrændingsanlægget", 2004

I dette bilag er driftsdata i form af masseflow og temperaturkurver for forbrændingstestene i gengivet for at give et indtryk af hvorledes driftsforholdene under forbrændingstestene har været. Det bør bemærkes at Figur 8 og Figur 9 fra Århus indeholder to ovn temperaturer og en efterforbrændings (EBK) temperatur hvorimod Figur 10, Figur 11, Figur 12 og Figur 13 fra Taastrup gengiver en ovn temperatur, en EBK temperatur og en rengas temperatur før skorstenen.

Tabel 22 Masseflow på tør basis for forbrændingstestene

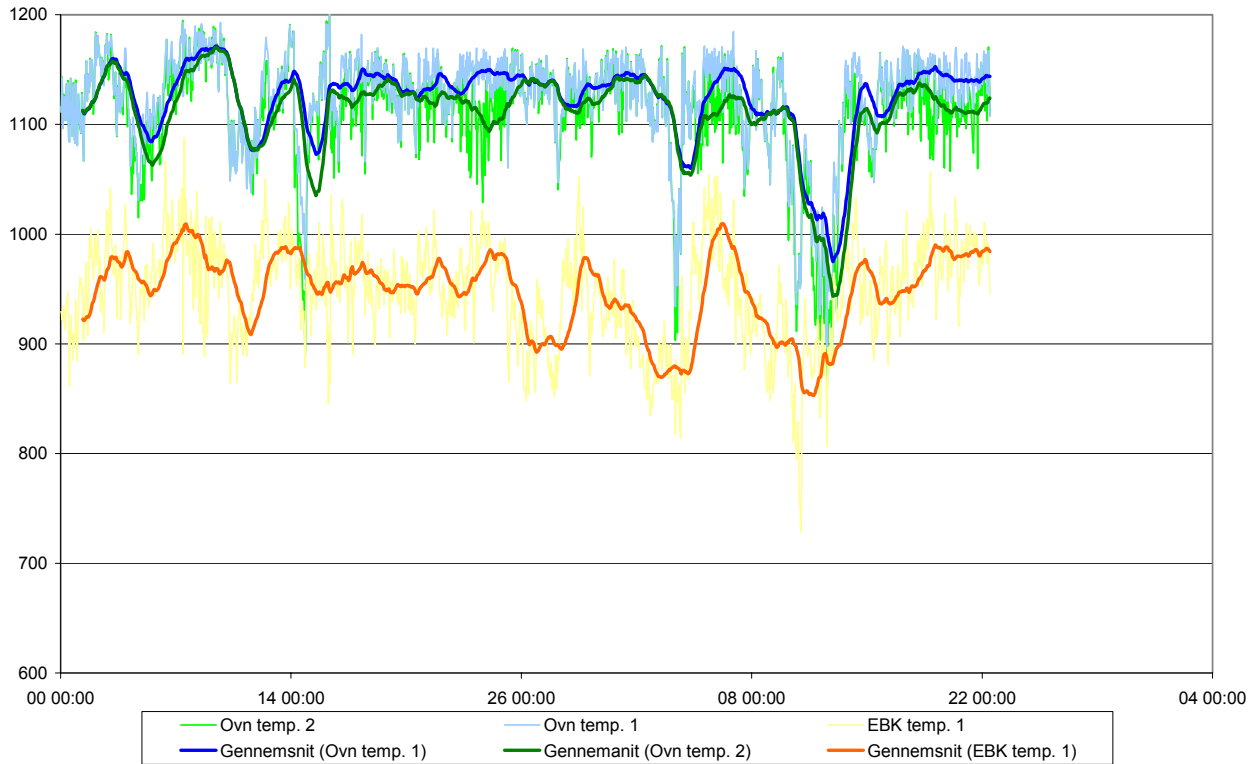
	Småt brandbart		Blandet Århus	Dagrenovation			
	Forår	Efterår		Århus	Odense	København	Herning
<i>Ind</i>							
Affald	84600	60400	856000	785000	50500	19000	48200
Kalk	1100	800	14200	7800	250	670	--*
<i>Ud</i>							
Slagge	17500	14500	194000	158000	12200	23900	6100
Restprodukt	3200	2900	30200	27100	2200	3200	--
Flyveaske	--	--	--	--	--	--	1300

Enhed: kg tørstof/test. * Anlægget anvender NaOH

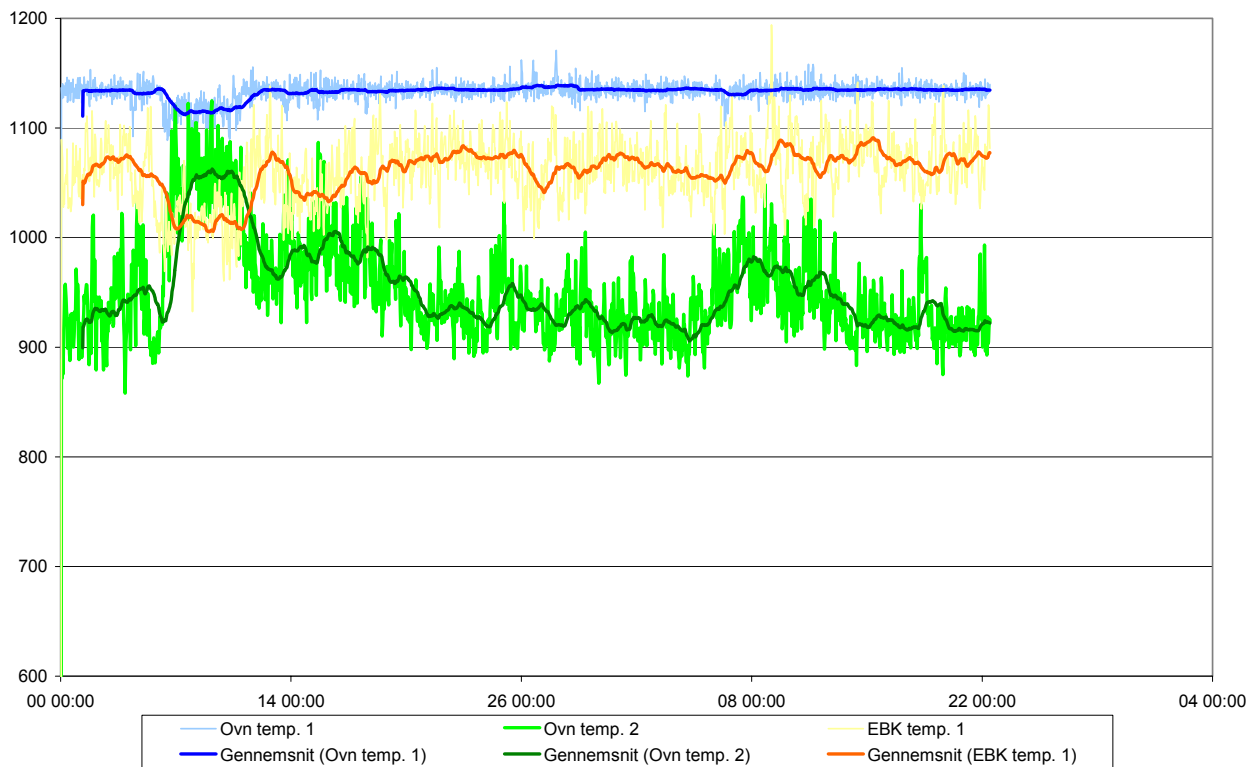
Forskellene på driftsforholdene under forbrændingstesten med dagrenovation og ved normalt affald ses tydeligt af Figur 8 og Figur 9. Under normal drift foregår forbrændingen stabil i den forreste del af ovnen (Ovn temp. 1) og den bagerste del fungerer som efterforbrænding der kan opfange uforbrændt materiale og derfor variere ovn temp. 2 en del. Under forsøget (Figur 8) ses mere ustabil forbrænding fordelt i hele ovnen, hvorfor ovn temp. 1 og 2 er ens og EBK temperaturen noget lavere end normalt.

I Taastrup viste forbrændingstestene, at der kan være stor forskel på forbrænding af dagrenovation på grund af affaldets egenskaber. Dagrenovationen fra København (Figur 10) havde bedre egenskaber end dagrenovationen fra Odense (Figur 11), hvor meget ustabile forhold var medvirkende til en forkortelse af testen.

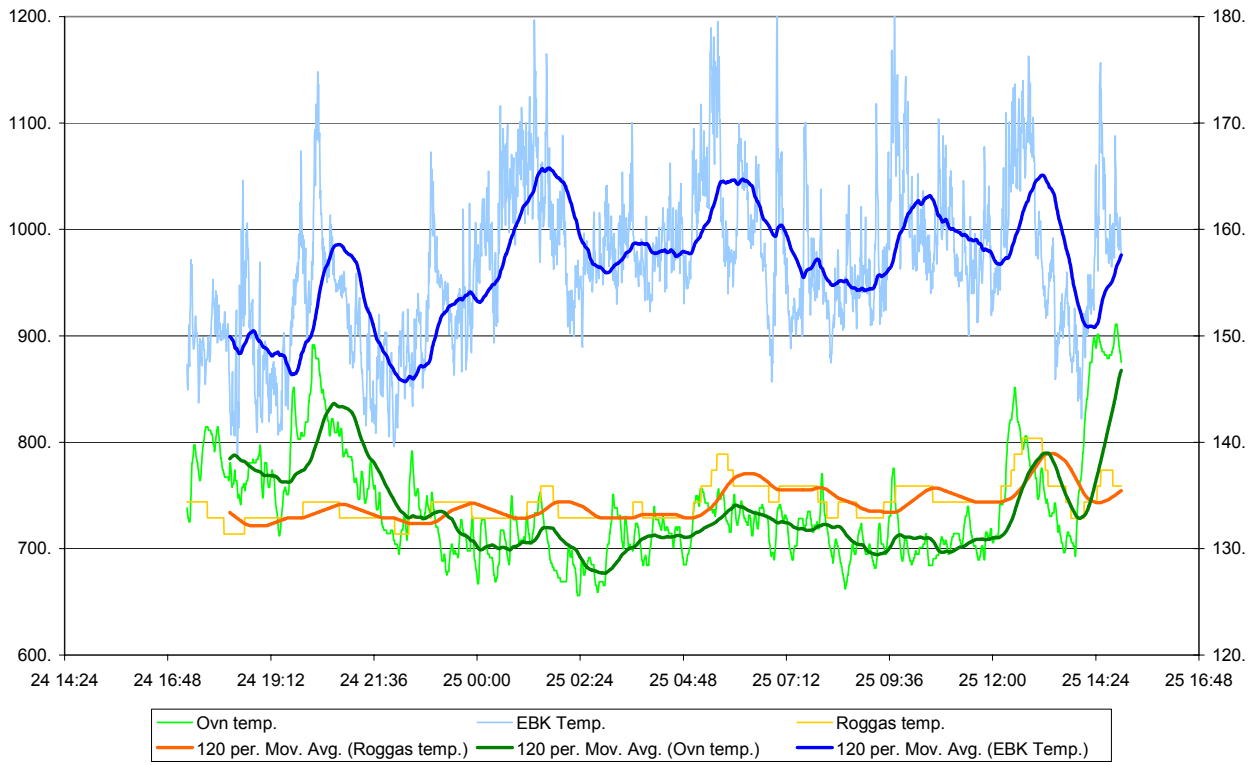
Forbrændingstestene med småt brandbart (Figur 12 og Figur 13) var påvirket af affaldets høje brændværdi og inhomogene struktur, hvilket i flere tilfælde førte til tilbagebrænding i affaldstragten til krændækket og siloen. Forbrændingen foregik næsten udelukkende på ovnens første rist og førte til meget høje ovn temperaturer i forhold til testene med dagrenovation. Generelt var der god overensstemmelse mellem de to tests og den højere røggastemperatur i testen om foråret har ikke noget med affaldet at gøre. Det store temperaturafald i testen om foråret skyldtes en sammensmeltning i slaggeaffaldet som bevirkede at affaldsindfyringen i en periode måtte stoppes.



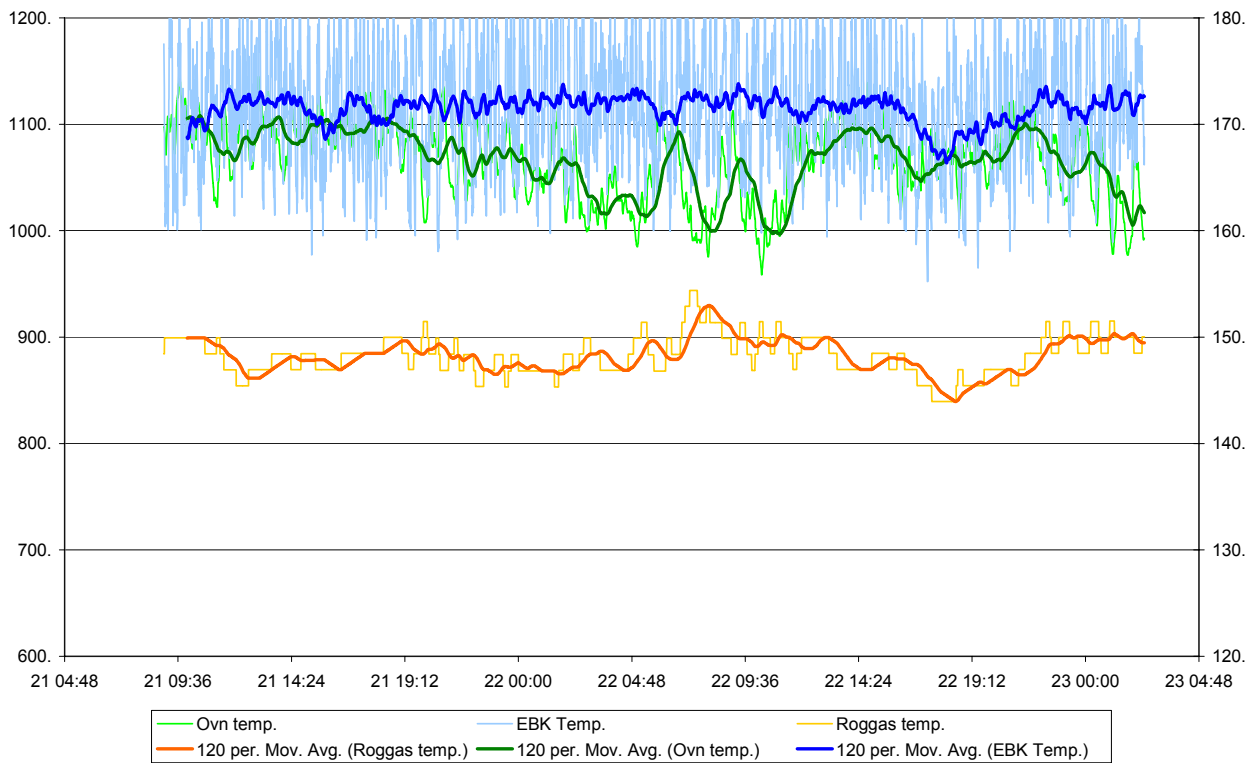
Figur 8 Forbrændingstest i Århus med dagrenovation fra Århus



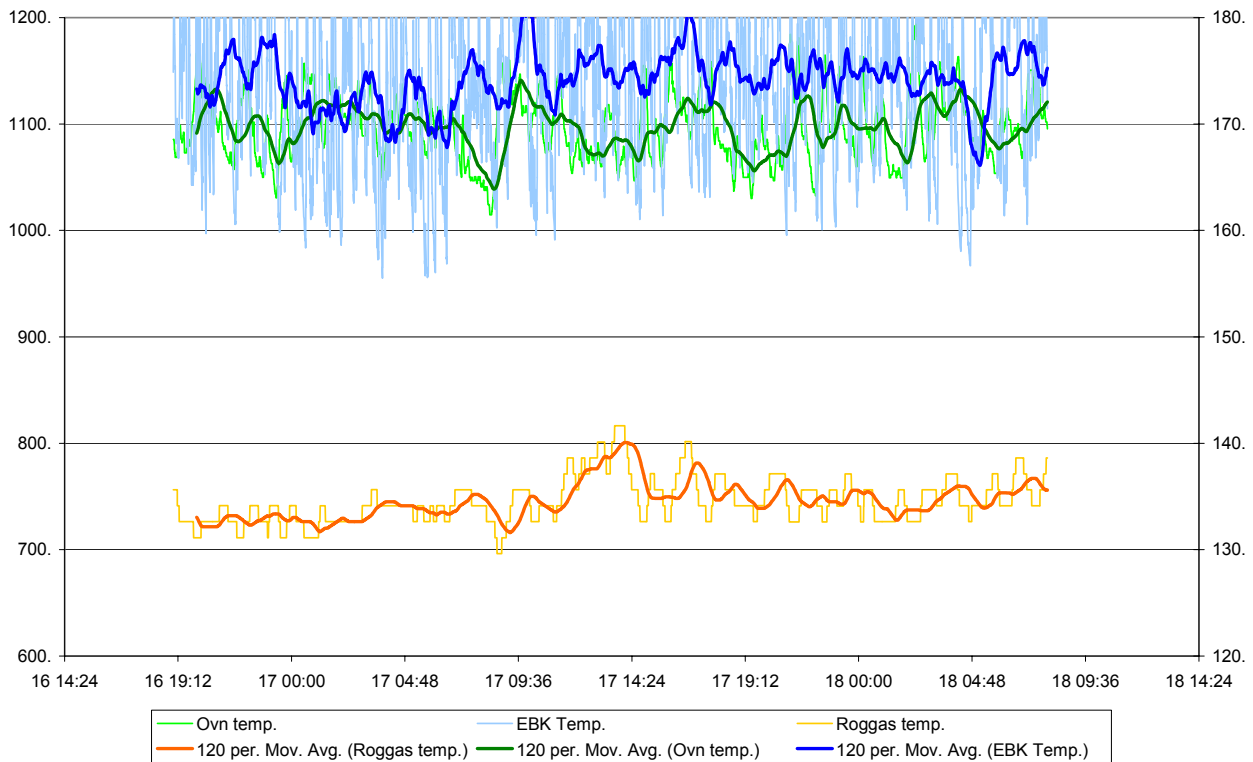
Figur 9 Forbrændingstest i Århus med blandet affald i normal drift



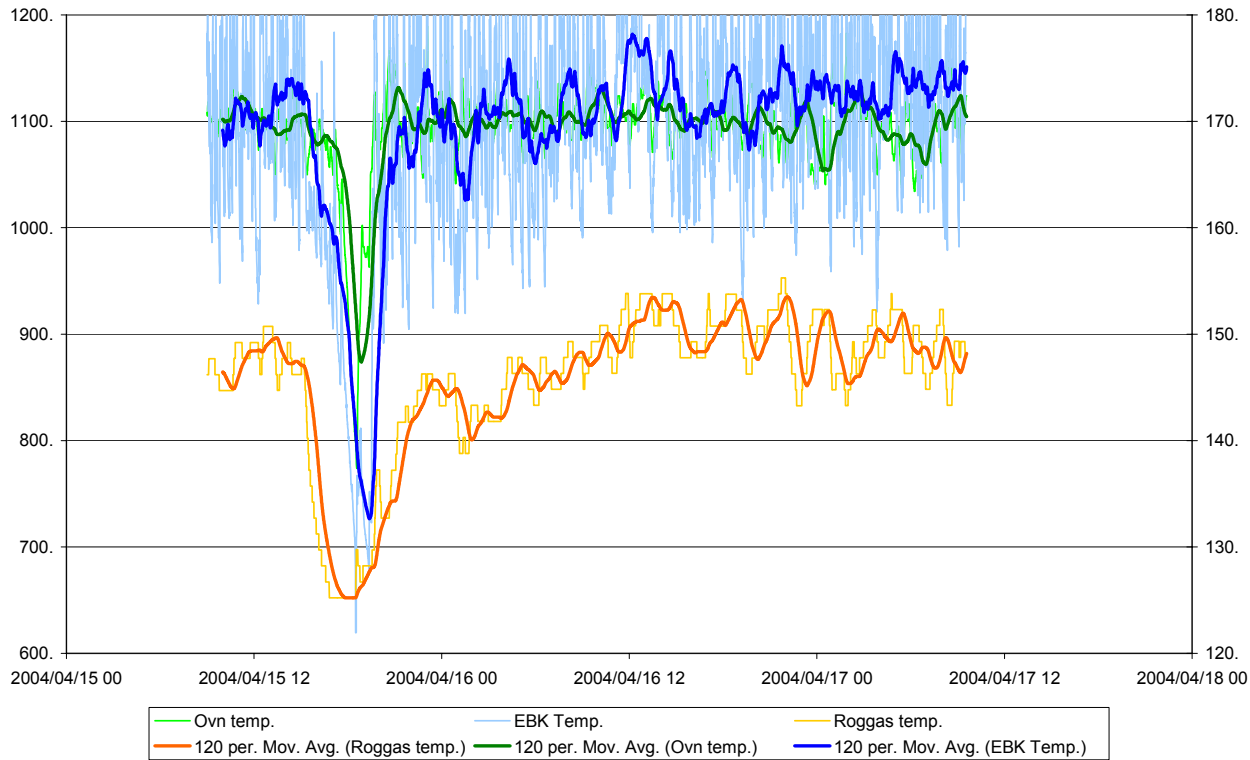
Figur 10 Forbrændingstest i Taastrup med dagrenovation fra containerindsamling i København



Figur 11 Forbrændingstest i Taastrup med dagrenovation fra enkelt-husstandsindsamling i Odense



Figur 12 Forbrændingstest i Taastrup med småt brandbart (efterår)



Figur 13 Forbrændingstest i Taastrup med småt brandbart (forår)

Prøvetagningsmetoder

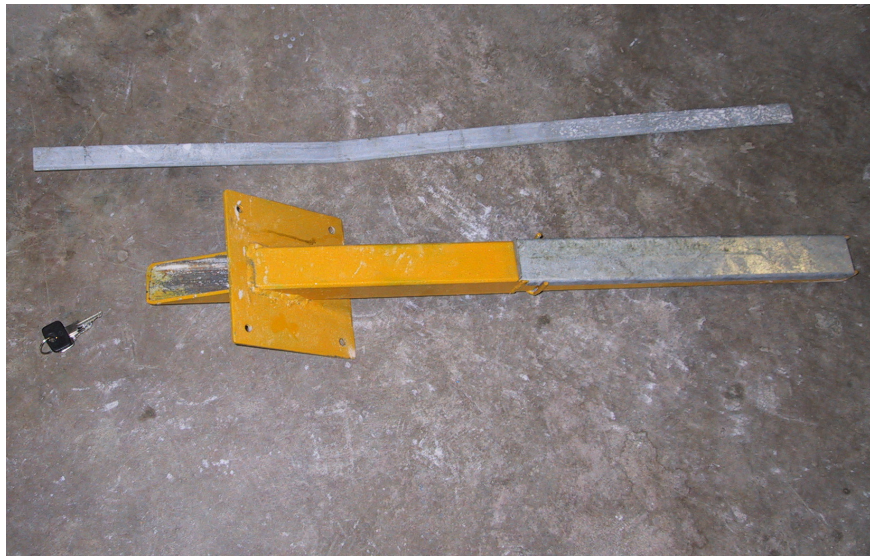
I dette bilag vil de anvendte prøvetagningsmetoder og det anvendte udstyr i den indirekte analyse blive beskrevet.

Prøvetagning af flyveaske i Taastrup

I forbrændingstestene i Taastrup blev en automatisk prøvetagning af flyveasken udført i et lodret rør under posefilteret. Der blev først udført et passivt udtag, der udtog en delstrøm under testen med dagrenovation fra København og småt brandbart forår, se Figur 14 og Figur 15. Dette prøveudtag blev videreudviklet til et automatisk udtag, der vippede en plade ind i strømmen og udtog hele strømmen i korte perioder, se Figur 16 og Figur 17. Princippet i denne automatiske prøvetager er forsøgt vist i Figur 18 ved grafik. Det andet prøveudtag kommer nærmere korrekt prøvetagning end det første, men opfylder desværre ikke alle kriterier idet visse partikler potentielt prøvetages i længere tid end andre.

Prøvetagning af slagge

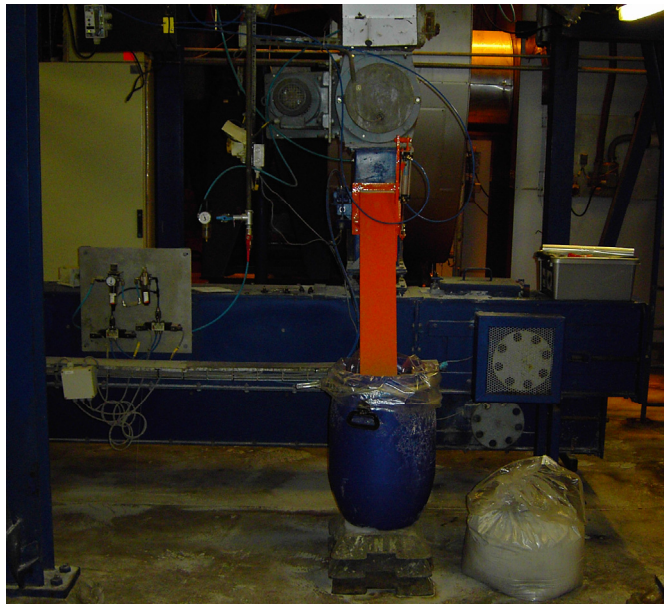
Prøvetagningen af slagge har under alle forsøgene foregået under harpningen, hvilket er en proces hvor store og uforbrændte elementer og jern fjernes fra slaggen. I Figur 19 beskrives prøvetagningen i alle de trin der indgår. Det sidste trin gentages indtil prøven overholder kravene for analyse (masse og kornstørrelse). Prøvedelingen foregår i riffeldeler og nedknusningen foregår i en kæbeknuser eller en ringskiveknuser afhængig af kornstørrelse og prøve-mængde.



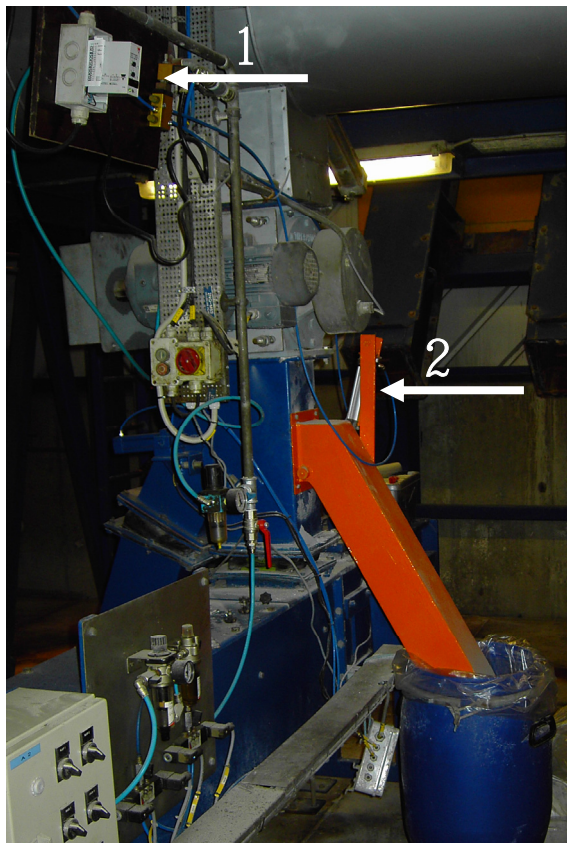
Figur 14 Første prøvetager til flyveaske på gulvet med bil nøgle



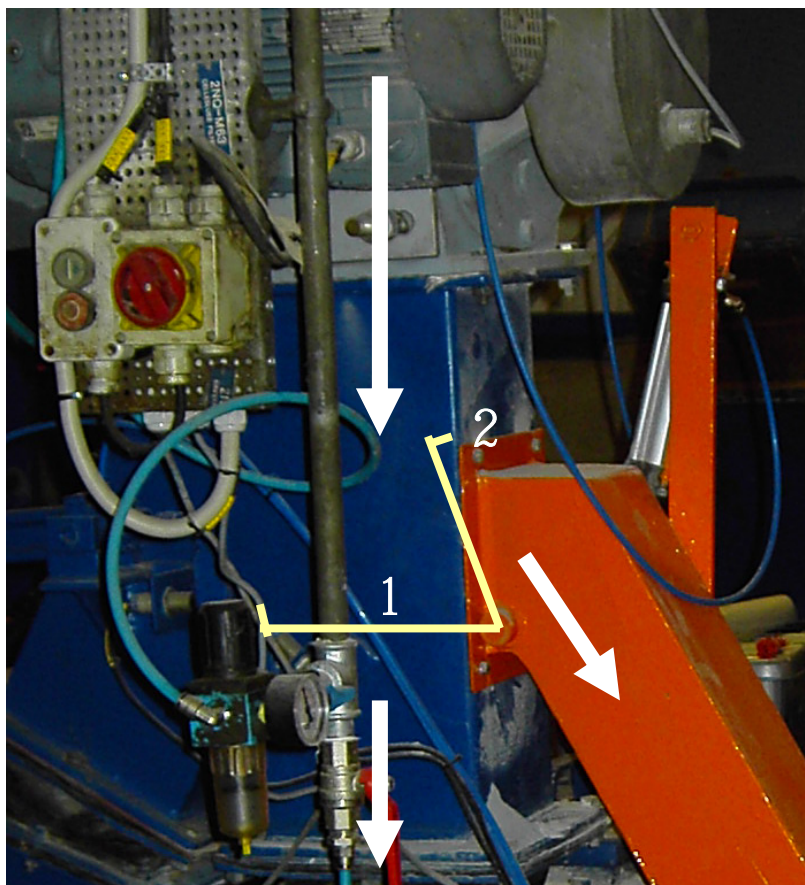
Figur 15 Første prøvetager installeret og i funktion



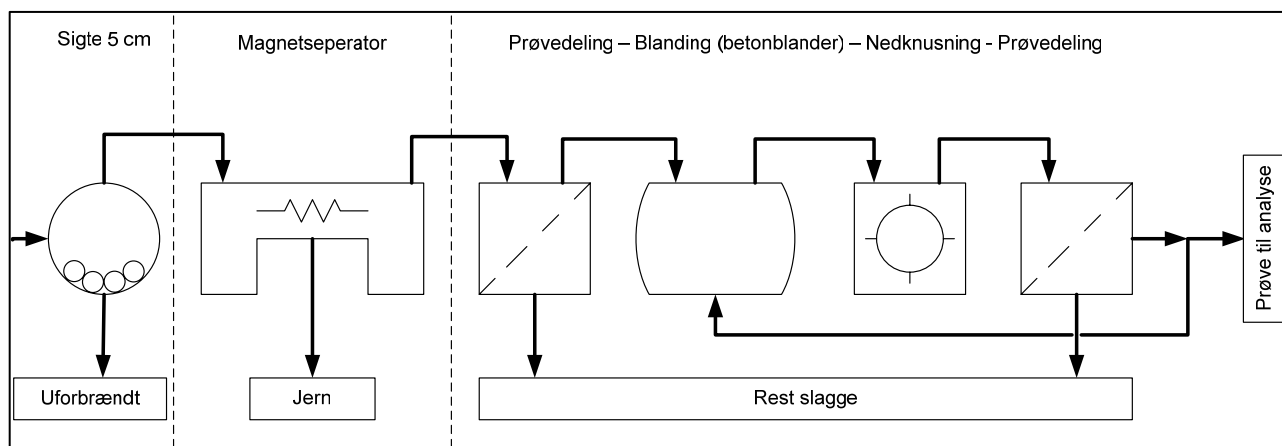
Figur 16 Automatisk prøvetager installeret under posefilter



Figur 17 Automatisk prøvetager i funktion med styring af trykluft (1) og trykluftcylinder (2)



Figur 18 Princippet i den automatiske prøvetager. Bred hvid pil symboliserer flyveaskestrømmen. Lysegule streger viser prøvetageren inde i røret i åben position (1) og lukket position (2)



Figur 19 Diagram for prøvetagning af slagge

Oplukning og kemisk analyse

Dette bilag vil søge at skabe et overblik over hvordan de kemiske analyser er udført.

Oplukning af fraktioner og produkter

Oplukningen af fraktioner i den direkte analyse og produkter af den indirekte metode er udført efter metoder tilpasset til de fysiske egenskaber. I Tabel 23 er det oplyst hvorledes hver fraktion er oplukket. Det skal bemærkes, at hvis metoden anvender mindre end et gram er den blevet udført flere gange så den mindste prøvemængde har været 1 gram.

Tabel 23 Detaljer for opluknings procedure

Mængde, g	Reagenser	Opluknings betingelser	Fraktioner
0.8-1.2	HNO ₃ , HF	Åben beholder, temp. 120°C, 72 h med re-flux, afdampning opløsning i 7M HNO ₃	Glas, jord, keramik og ikke brandbart
1-1.5	HCl, HNO ₃ , HF	Åben beholder, temp 120°C 24 h med re-flux.	Metal and metal beholder (inkl. Al), batterier
0.3-0.4	HNO ₃ , H ₂ O ₂ , HF	MB 600W, temp. 140°C, P < 1400 KPa , 1h	Mad, alle typer papir og pap, tekstil, haveaffald, træ, cigaretskodder , støvsuger poser, brandbart, " aske"
0.3-0.4	HNO ₃ , HF	MB 1200W, temp. 180°C, P < 5200 KPa , 1h	Alle typer plastik, sko og læder, gummi
0.1	LiBO ₂	Fusion, temp. 1050°C, 45 min, opløsning af aske i 0.7 M HNO ₃	Glas, jord, keramik, ikke brandbart, " aske"

MB betyder mikrobølgeovn – Fraktionen " aske" betyder slagge, flyveaske og kalkprodukt fra indirekte analyse

Nogle fraktioner er gengivet flere gange i Tabel 23, hvilket skyldes at forskellige metoder er brugt for oplukning og analyse af forskellige stoffer i samme fraktion.

Kemisk analyse

Den kemiske analyse for S, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn, Al , Fe, Ca, Na, Mg, P, K, er udført i ICP-SFMS og ICP-OES.

Analysen for C, H, og N er udført i Leco-600 og O er beregnet herudfra (ASTM D3178-79 og SS-ISO 351).

Phthalater er analyseret soxhlet-extraction af ca. 5 g prøve i 4 timer med hexan herefter inddampning til 1 ml og måling i GC-MSD med intern standard af hexachlorobenzene og d4-DEHP.

F og Cl er analyseret med XRF (SS-187185). Herudover er vandindhold, aske og brændværdi målt efter henholdsvis SS-187170, SS-187171 og SS-ISO 1928.

Reference materialer

Der er anvendt certificerede referencematerialer for at sikre at opluknings og analysemetoder genfinder de ønskede stoffer. De anvendte materialer er: CRM 8414 Bovine Muscle Powder, CRM 1577a Bovine Liver, CRM 1547 Peach Leaves, CRM 614 Trace Elements in Glass Matrix, NJV94-5 Wood Fuel, CRM V-9 Cotton Cellulose, SO-2 Reference Soil Sample, BCR-681 Trace elements in Polyethylene, and CRM 064-1 Nb/Ti Interstitial Free Steel. En linear regression mellem opgivne værdier for referencematerialerne og de målte koncentrationer giver en regressionsfaktor (R^2) på 0,9994.

Følgende reference stoffer er anvendt ved phthalat analysen, med genfindelsesprocent angivet i parentes; Di-n-butylphthalate (94 %), DEHP (95 %), Dimethylphthalate (97 %), Diethylphthalate (96 %), Butylbenzylphthalate (99 %), Di-n-octylphthalate (95 %).

Massebalancer for indirekte metode

Beregning af brandværdi for affald

Ved fastsættelse af brandværdien for affald ved forbrænding på forbrændingsanlæg kan flere metoder anvendes, i det følgende beskrives en metode der sigter mod at beregne en så præcis brandværdi for affaldet som muligt. Metoden tager udgangspunkt i energiudvekslinger og massebalancer inden for den fysiske afgrænsning af anlægget, og benytter så vidt muligt målte værdier. Metoden beregner affaldets brændværdi ud fra massebalancer for CO_2 og H_2O . Disse massebalancers vigtighed skyldes at H_2O transporterer en betydelig del af energien i systemet og at CO_2 bruges til at beregne den producerede vandmængde der ikke kan måles. Nogle få antagelser gøres idet specielt konvektionstabt til omgivelserne ikke er målbart med rimelig præcision. Usikkerheden ved denne metode er afhængig hovedsageligt af usikkerheden på målinger der ligger til grund for beregningerne. Da disse måleusikkerheder er kvantificerbare kan en samlet usikkerhed for beregningerne ved denne metode udledes, hvilket gør metoden meget pålidelig.

Massebalance H_2O

Denne massebalance har en ubekendt idet affaldets vandindhold ikke kendes, men beregnes som differencen på udledt vand og vand tilført eller dannet i processen. Alle tilførsler og udledninger af vand måles men produktionen af damp beregnes på baggrund af CO_2 udledningen, idet det antages at der produceres vand ved forbrændingen i ca. samme mol forhold som der produceres CO_2 . Denne antagelse hvor hydrogen kulstof forholdet er 2 kan sandsynliggøres, idet netop dette forhold findes i affaldet i fraktionerne plast, fedt, protein og til dels i cellulose (1,67). Eksakte målinger af C og H i affald tyder på at C/H forholdet ligger i omegnen af 1,8 – 1,9 hvilket medfører et molforhold mellem CO_2 og H_2O på 0,9 /Belevi, H. (1998)/. Molforholdet er målt i den indirekte analyse og værdien herfra på 0,94 anvendes.

Eksempler på almindelige tilførsler og udledninger af vand er kølevand i ovn/røggas, vand i røggasrensning, spildevand, damp i røggassen, damp i luft tilført forbrænding, kondenseringsvand og vand i slaggen. Hvilke vandudvekslinger der medtages afhænger af teknologien og afgrænsningen af massebalancen. Fordelingen af dampudledningen via røggassen udføres fordi denne fordeling er nødvendig til beregning af øvre og nedre brandværdi. I det følgende er gengivet en række vandudvekslinger med tilhørende beregninger:

- Produktion af vand: $M_{\text{CO}_2} \text{ (g)} / 48 \text{ (g/mol CO}_2\text{)} \times 0,94 \text{ (mol H}_2\text{O/mol CO}_2\text{)} \times 18 \text{ (g/mol H}_2\text{O)} / M_{\text{affald}} \text{ (ton)}$
- Fugt i luft tilført forbrænding beregnes ud fra volumen og koncentrationen af vand (fra luftens relative fugtighed og temperaturen): $M_{\text{H}_2\text{O}} \text{ (g/m}^3\text{)} \times V_{\text{luft}} \text{ (Nm}^3\text{)} / M_{\text{affald}} \text{ (ton)}$
- Damp fra slaggebad: $M_{\text{slagge}} \text{ (kg)} \times T \text{ (K)} \times C_{\text{slagge}} \text{ (KJ/kg}\times\text{K)} / 2,4425 \text{ (KJ/kg H}_2\text{O fordampet)} / M_{\text{affald}} \text{ (ton)}$
- Udledt damp: $V_{\text{røggas}} \text{ (Nm}^3\text{)} \times f_{\text{H}_2\text{O}} \text{ (m}^3 \text{H}_2\text{O}_{\text{(g)}}\text{/Nm}^3 \text{røggas)} \times 0,000598 \text{ (g H}_2\text{O}_{\text{(l)}}\text{/m}^3 \text{H}_2\text{O}_{\text{(g)}}\text{)} / M_{\text{affald}} \text{ (ton)}$

Masser (M) og volumener (V) måles og slaggens varmekapacitet (C_{slagge}) sættes til $1,1 \text{ KJ/kg} \times \text{K}$ ¹⁷. Slaggens afkøling T antages at være 800 K og relativ fugtighed samt udetemperaturen antages at være lig den nærmeste DMI vejrstation.

Massebalance CO₂

Massebalancen for CO₂ tager udgangspunkt i forskellen på CO₂ indeholdt i indblæst luft i ovnen og udledt CO₂ i røggassen. Denne forskel antages at stamme fra forbrændingen af kulstof i affaldet og beregningen ser således ud:

- Udledt CO₂: $V_{\text{røggas}} (\text{Nm}^3) \times f_{\text{CO}_2} (\text{m}^3 \text{CO}_2 (\text{g}) / \text{Nm}^3 \text{røggas}) \times 1947 (\text{g CO}_2 (\text{g}) / \text{m}^3 \text{CO}_2 (\text{g})) / M_{\text{affald}} (\text{ton})$
- Tilført CO₂ med forbrændingsluft: $V_{\text{luft}} (\text{Nm}^3) \times 0,000314 (\text{m}^3 \text{CO}_2 (\text{g}) / \text{Nm}^3 \text{luft}) \times 1947 (\text{g CO}_2 (\text{g}) / \text{m}^3 \text{CO}_2 (\text{g})) / M_{\text{affald}} (\text{ton})$

Energibalace

Denne balance har kun affaldets energiindhold som ubekendt, hvorfor denne beregnes som differencen mellem energiudledninger og forbrug. Beregning af brandværdi ud fra energibalancen kan kun udføres hvis det er muligt at opsplitte dampproduktionen efter oprindelse, da begreberne øvre og nedre brandværdi ikke medtager de samme dampproduktioner og tilhørende energiudvekslinger. Nedre brandværdi medtager kun tab fra: Slaggen, konvektion, energiproduktion, damp fra processen, varmetab med damp fra processen og forbrændingsluften samt varmetab fra opvarmning af røggassen. Øvre brandværdi medtager herudover tab af: Damp samt varmetab fra vand i affaldet samt produceret damp. Potentiel udnyttelse medtager herudover muligheden for at kondensere forbrændingsluftens dampindhold. Følgende beregninger indgår i energibalancens omsætning af røggasdata til energi:

- Fortætning af dampindhold: $M_{\text{damp}} (\text{kg}) \times 2,4425 (\text{KJ/kg H}_2\text{O} (\text{g}))$
- Dampens varmetab: $M_{\text{damp}} (\text{kg}) \times 2,0 (\text{KJ/kg H}_2\text{O} (\text{g}) \times \text{K}) \times (T_{\text{røggas}} - 100) (\text{K})$
- Fortættet damps varmetab: $M_{\text{damp}} (\text{kg}) \times 4,25 (\text{KJ/kg H}_2\text{O} (\text{g}) \times \text{K}) \times 75 (\text{K})$
- Slaggens varmetab: $M_{\text{slagge}} (\text{kg}) \times 1,1 (\text{KJ/kg} \times \text{K}) \times 25 \text{ K}$
- Varm tør lufts varmetab: $V_{\text{luft}} (\text{Nm}^3) \times 1,01 (\text{kg/Nm}^3) \times 1,28 (\text{KJ/kg} \times \text{K}) \times (T_{\text{røggas}} - T_{\text{omgivelser}}) (\text{K})$

Generelle antagelser for energibalancen:

- Konvektionstab kan antages at være 2 % af det nominelle energiindhold (2,91 MWh/ton) /Rambøll, 2003/
- Slaggens specifikke varmekapacitet antages at være $1,1 \text{ kJ/kg} \times \text{K}$. /Rambøll, 2003/
- Slaggen antages 50°C varm som den forlader slaggebadet.
- Varmeforbrug til opvarmning af bygninger antages negligabelt.
- Det antages, at den mængde vand der fordamper fra slaggebadet, som ikke er en direkte konsekvens af den opvarmning slaggen bidrager med, er negligabel.
- Øvrige tab fra opstart og lignende anormale perioder indregnes ikke da beregningen hovedsageligt bygger på stikprøvemålinger af stabil normal-

¹⁷ /Tore Hulgaard, Rambøl/

drift, samt data samlet over så store perioder at betydningen er negligeabel.

Usikkerhed

Både CO_2 og H_2O balancen beregnes med udgangspunkt i kontinuerte målte koncentrationer i røggassen og det kontinuert målte røggasflow. De kontinuerlige målinger kontrolleres ved stikprøvemålinger hvor ud fra den kontinuerte måling kan korrigeres og usikkerheden kvantificeres. Den resulterende usikkerhed på balancerne for CO_2 og H_2O fastsættes således som den samlede usikkerhed af alle målinger.

Referencer

Rambøll, Beregning af brandværdi for husholdningsaffald, Internt notat af Tore Hulgaard, 2003

Belevi, H. Environmental Engineering of Municipal Solid Waste Incineration. Zürich: EAWG; ETH, 1998.

Fysiske konstanter H_2O og CO_2 samt atmosfærisk lufts indhold af CO_2 :
CRC Handbook of Chemistry and Physics 85th edition
Fysiske egenskaber for fugtig luft:
<http://www.padfield.org/tim/cfys/atmcalc/atmocalc.php>

Usikkerhed ved indirekte analyse

Usikkerheden ved den indirekte metode er beregnet som usikkerheden af de anvendte analyser sammenstukket som varianskomponenter efter ligning 2 i hovedrapporten. I Tabel 13 er gengivet metodens middelværdi og den sammenstukne varians, der stammer fra variansen på målingerne fra flyveaske, slagge og røggas. Herudover er også angivet det interval (maks. og min.) som hvert stof er målt i.

Tabel 24 Metodeusikkerhed på måling af dagrenovation med indirekte analyse

Stof	Middelværdi	Varians	Relativ Varians	Maks.	Min.
As	64,04	8,28	13 %	117	0,01
Ba	1.571	43,58	3 %	1.639	11,16
Be	1,08	0,11	10 %	1,13	0,03
Cd	175,87	11,08	6 %	213	0,00
Co	26,61	1,93	7 %	27,75	2,08
Cr	678	60	9 %	734	0,00
Cu	7.007	915	13 %	7.171	0,01
Hg	1,55	0,10	7 %	8,00	0,00
La	11,33	3,06	27 %	11,76	0,54
Mo	12,24	4,22	34 %	12,37	0,00
Nb	7,30	0,42	6 %	7,48	0,11
Ni	325	65	20 %	336	0,01
Pb	2.587	254	10 %	4.640	0,01
S	18.682	481	3 %	30.101	0,07
Sc	1,22	0,11	9 %	1,25	-
Sn	212,06	24,93	12 %	314,92	0,00
Sr	373,28	28,21	8 %	381,37	2,69
V	51,05	3,24	6 %	53,00	2,12
W	59,88	0,16	0 %	60,00	-
Y	11,57	0,47	4 %	12,04	0,27
Zn	13.179	311	2 %	24.539	0,09
Zr	269	31	12 %	281	4,20
Cl	190.148	2.726	1 %	224.333	5,51
Si	165.792	1.877	1 %	197.289	1.064
Al	57.566	665	1 %	59.695	0,43
Ca	143.176	1.214	1 %	257.757	0,15
Fe	89.352	6.088	7 %	90.762	0,02
K	18.080	372	2 %	32.223	0,24
Mg	13.086	239	2 %	13.540	0,00
Mn	1.576	244	15 %	1.650	0,00
Na	27.436	523	2 %	33.536	0,22
P	5.442	91	2 %	5.481	44,79
Ti	9.055	158	2 %		
Sb			8 %		
F			11 %		

Enhed: mg/kg tørt affald

Totalindhold og udvaskning

Totalindholdet i slaggen fra indirekte analyse af dagrenovation er gengivet i Tabel 13.

Tabel 25 Totalindhold i slagger fra indirekte analyse

Forsøg Enhed	Dagrenovation			Småt Brandbart	
	Århus mg/kg TS	København mg/kg TS	Odense mg/kg TS	Forår mg/kg TS	Efterår mg/kg TS
As	18,8	45,5	57	53,8	34,9
Ba	723	2190	2230	2180	2270
Be	1,12	1,33	1,48	1,49	1,42
Cd	4,59	12	7,19	7,74	9,52
Co	12,4	31,3	36,4	37,2	30,7
Cr	378	1010	1130	1120	1120
Cu	2590	9080	10000	10300	9300
Hg	0,1	0,1	0,1	0,1	0,03
La	17,0	10,5	9,42	9,42	24,7
Mo	11,9	47,5	8,76	8,08	12
Nb	11,7	9,56	9,1	8,81	8,66
Ni	122	367	382	397	327
Pb	919	1610	1630	1540	1830
S	1900	6430	5750	5940	5400
Sc	3,07	1	1	1	1
Sn	185	203	209	167	267
Sr	249	403	417	414	427
V	33	47,8	49	47,8	46,6
W	60	60	60	60	60
Y	9,83	13,9	13,9	14,2	14
Zn	3460	4590	4550	4520	4510
Zr	165	332	318	324	300
Cl	3900	9600	8300	8400	7200
Si	219900	186500	183700	183700	186100
Al	74400	56600	59300	59300	59800
Ca	88600	155800	156500	157200	161500
Fe	57900	83900	91600	90200	88800
K	9840	7032	6690	6780	6748
Mg	10500	16700	17100	17100	17610
Mn	976	1758	1700	1712	1673
Na	36200	14200	14800	15000	15500
P	4931	4887	4800	4800	4931
Ti	5333	13970	13800	13800	14200
CN	1,42	0,22	0,12	0,35	0
TOC	20800	8200	7200	7000	3300

Enhed: mg/kg tørt affald

Prøvetagning direkte analyse

Prøvemængder

Primærprøvetagningen blev udført som beskrevet i hovedrapporten. De udtagne mængder af primærprøve af hver fraktion, fraktionernes samlede mængde og fraktionernes andel af affaldsmængden er gengivet i Tabel 13.

Tabel 26 Udtagne mængder af 45 materialefraktioner af dagrenovation samt fraktionernes andel af det våde og tørre affald

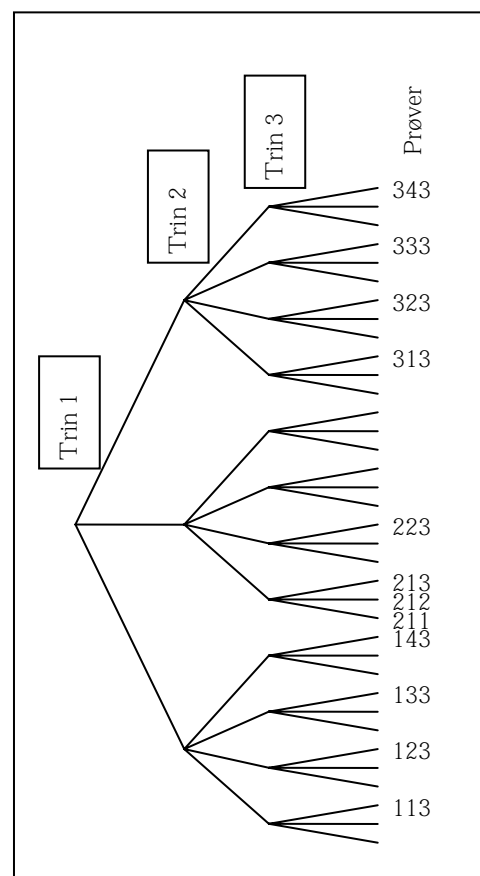
Fraktion	Procent af våd	Procent af tør	Prøvemængde (g)
1 Vegetabilsk mad	30,9	7,11	4850
2 Animalsk mad	9,4	4,03	5259
3 Aviser	3	2,61	1861
4 Magasiner	0,82	0,77	3000
5 Reklamer	2,9	2,65	3278
- Telefonbøger	0,9	0,86	
6 Kontor papir	0,66	0,60	1612
7 Andet rent papir	1,84	1,70	2255
8 Pap beholdere	1,45	1,13	3252
9 Andet pap	0,51	0,43	1000
10 Mælkekartoner	2,71	2,25	1001
11 Juicekartoner	0,81	0,68	1211
12 Snavset papir	3,62	2,73	2019
13 Snavset pap	1,46	1,27	1969
14 Aftøringspapir	5	2,66	3943
15 Blød plast	0,98	0,84	1454
16 Plasticflasker	0,91	0,81	1644
17 Andet hårdt plast	0,36	0,35	777
18 Andet plast	7	6,50	1373
19 Haveaffald	3,91	2,02	1494
20 Dyr mm,	0,91	0,36	4353
21 Bleer mm,	5,13	2,79	2727
22 Vatpinde mm,	0,12	0,05	790
23 Andet vat	0,2	0,10	666
24 Træ	0,32	0,27	1420
25 Tekstiler	1,67	1,57	4195
26 Sko læder mm,	0,39	0,36	1088
27 Gummi mm,	0,05	0,05	395
28 Kontorartikler mm,,	0,31	0,29	1863
29 Cigarettskodder	0,18	0,12	538
30 Andet brandbart	0,77	0,70	2531

31	Støvsugerposer	0,8	0,57	3423
32	Klart glas	0,1	0,09	4875
33	Grønt glas	0,1	0,10	3000
34	Brunt glas	0,1	0,09	1617
-	Glas samlet	0,3		
35	Al beholdere	0,44	0,40	416
36	Al bakker og folie	0,53	0,43	1496
37	Metalfolie	0,19	0,17	215
38	Metalbeholdere	0,95	0,82	1433
39	Andet metal	1,07	0,98	4414
40	Jord	0,31	0,17	1310
41	Sten mm,	0,7	0,70	2323
-	Aske	0,26		
42	Keramik	0,49	0,48	1350
43	Kattegrus	1,22	1,02	959
44	Ikke brandbart	0,18	0,11	515
45	Batterier	0,15	0,14	744
	I alt	96,82		5259

Enhed: % og gram – mørke linjer er ikke analyseret.

Usikkerhed

Efter primærprøvetagningen blev der udført en analyse af den ved videre prøvebehandling tilførte varians til prøverne. Dette blev udført ved parallelle udtag ved hver enhedsoperation i prøvetagningen og herefter analyse af alle parallelle prøver. Den indbyrdes varians mellem parallelle prøver blev statistisk vurderet ved ANOVA (variansanalyse) model for at afgøre om hver enkelt enhedsoperation tilførte signifikant varians/usikkerhed. De parallelle udtag følger et planlagt prøvetagningsprogram der er vist effektivt for fastsættelse af varians i forskellige prøvetagningstrin af / Jansen J.I.C. et al. 2004/. Programmet ser eksempelvis for fraktionen sko og læder ud som i Figur 1. Det ses at prøvetagningen har tre trin (enhedsoperationer); trin 1 medfører tre parallelle prøver, trin 2 fire og trin 3 tre prøver. Det er ikke nødvendigt at analysere alle delprøver, hvis de rigtige delprøver vælges, for at fastslå variansen tilført ved hvert trin.



Figur 1 Prøvetagningsdesign for fraktion 25 Sko og læder

Resultater direkte analyse I

Den målte kemiske sammensætning for en række stoffer i hver af de 45 materialefraktioner, samt beregning for fraktionen "Telefonbøger" er gengivet i Tabel 13. Værdierne er gengivet som mg/kg tør fraktion (TS i %).

Tabel 27 Koncentrationer af en række stoffer i 45 fraktioner af dagrenovation (fortsætter næste side)

Nr.	Fraktion	TS	C-tot	H	O	S	Al	Fe	Ca	Na	Mg	N	P	K	F	Cl
1	Vegetabilsk mad	23	477000	66000	394600	1840	1030	310	5550	3120	1210	19000	2310	12700	100	5600
2	Animalsk mad	43	565000	79000	182200	3780	289	51.6	40900	10800	1030	70000	9960	5330	100	16300
3	Aviser	87	448000	57000	442100	319	8850	1220	11100	246	1440	1000	74.5	672	100	300
4	Magasiner	94	342000	42000	274500	724	14600	1200	101000	898	1210	1000	180	686	100	300
5	Reklamer	91	346000	48000	329400	784	32425	929	36025	1278	2845	3000	155	899	700	300
-	Telefonbøger	96	397000	52500	385750	552	20638	1074	23563	762	2143	2000	115	785	400	300
6	Kontor papir	91	375000	50000	366900	643	1310	918	77700	774	801	1000	38.2	118	100	700
7	Andet rent papir	93	383000	50000	385300	1780	11700	789	43900	977	1240	2000	95.7	730	100	600
8	Pap beholdere	78	411000	56000	396100	1000	12800	2910	26200	476	1560	2000	129	374	400	300
9	Andet pap	83	409000	54000	394800	631	11900	2940	30900	416	1200	1000	125	397	200	200
10	Mælkekartoner	83	523000	73000	387700	701	1430	85.8	727	1500	127	4000	330	472	100	300
11	Juicekartoner	84	516000	77000	307900	534	55800	539	7820	1740	179	2000	189	571	100	1100
12	Snavset papir	76	455000	65000	382500	1190	12600	433	10900	1090	1130	3000	330	1190	200	4800
13	Snavset pap	87	431000	58000	357500	1260	21500	467	34600	2730	1090	3000	347	790	100	1300
14	Aftøringspapir	53	452000	63000	447500	883	681	720	3930	2060	501	8000	1100	1510	100	2600
15	Blød plast	86	820000	132000	1100	281	692	305	1100	554	250	2000	217	673	100	700
16	Plasticflasker	90	772000	113000	52000	1090	66800	1830	3140	1330	449	1000	270	372	100	1700
17	Andet hårdt plast	97	799000	105000	17300	988	1430	1750	4160	422	288	55000	75.6	190	100	1000
18	Andet plast	93	710000	97000	110600	520	5650	849	10900	1170	456	5000	5610	1210	100	21700
19	Haveaffald	52	430000	52000	259400	1900	2360	1480	21100	944	1900	15000	1980	12700	100	2800
20	Dyr mm.	40	439000	64000	207700	4120	4220	1930	27100	2410	4780	33000	15900	7390	100	1300
21	Bleer mm.	54	553000	80000	273300	718	454	152	9620	21900	340	9000	608	1410	100	1400
22	Vatpinde mm.	45	507000	74000	388300	606	667	386	2090	1360	636	4000	450	1170	100	1700
23	Andet vat	52	550000	78000	300300	641	711	164	3570	1020	375	38000	400	1620	100	1700
24	Træ	84	521000	64000	304900	836	4400	945	9640	703	908	8000	274	2120	100	1400
25	Tekstiler	94	521000	60000	348000	3970	879	340	4400	3590	409	32000	2300	706	100	3500
26	Sko læder mm.	93	613000	73000	137800	6594	1863	2096	21522	1025	679	3000	273	605	100	19400
27	Gummi mm.	92	654000	84000	65900	6050	1540	187	22800	347	917	6000	313	559	100	93800
28	Kontorartikler mm.	93	594000	69000	35600	551	31600	22100	7610	575	657	22000	148	278	100	27600
29	Cigarettskodder	66	432000	62000	334700	2290	3080	1850	22800	1870	3240	14000	1630	17900	100	5800
30	Andet brandbart	91	542000	81000	96300	1760	3580	85100	28300	14500	5920	9000	507	1770	100	2200
31	Støvsugerposer	71	208000	30000	120100	7310	6470	4250	22900	7960	1570	31000	1110	4000	100	7000
32	Klart glas	88				832	6860	477	67700	22400	9680		64	3650		
33	Grønt glas	97				111	7620	1760	69000	24900	4800		95.5	7750		
34	Brunt glas	95				91.6	9870	2400	66800	26100	10700		122	7010		
35	Al beholdere	92				30	628000	345000	35.6	165	11800		110	162		
36	Al bakker og folie	81	152000	27000	53500	297	861000	23900	1330	1670	662	4000	551	1190	100	2400
37	Metalfolie	89				189	1520	150	955	849	105		480	997		
38	Metalbeholdere	87				99	215000	727000	244	539	849		212	532		
39	Andet metal	92				321	37800	640000	1500	390	124		252	200		
40	Jord	54	300000	34000	205300	3740	7300	12700	31600	9430	6060	11000	1370	4680	100	11100
41	Sten mm.	100					11842	13226	50066	11822	1879	1030	439	17030		10747
42	Keramik	98				104	22100	7260	3450	5760	520		152	18600		
43	Kattegrus	84	26000	7000	30300	1920	21900	27700	21900	4950	2350	4000	1920	12200	100	1700
44	Ikke brandbart	63	13000	1000	7400	537	11200	1600	45900	41700	13400		130	10400	300	200
45	Batterier	91	87000	11000	27000	1650	1300	60400	876	1480	196	1000	10	39700	100	15800

Nr.	Fraktion	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
1	Vegetabilsk mad	0.262	0.0946	5.24	12.5	0.02	86.1	0.875	2.57	1.04	25
2	Animalsk mad	0.667	0.113	1.18	6.09	0.02	6.78	0.299	0.691	0.07	49.2
3	Aviser	0.483	0.0737	15	41.9	0.0331	61.1	0.317	6.58	2.68	83
4	Magasiner	0.606	0.0476	11.8	70.5	0.062	38	0.792	3.83	2.43	41.1
5	Reklamer	0.670	0.0410	29.15	77.1	0.0393	18.45	0.750	7.91	12.3	57.0
-	Telefonbøger	0.58	0.0573	22.08	59.51	0.04	39.78	0.53	7.25	7.49	70.0
6	Kontor papir	0.213	0.0534	15.1	4.95	0.0356	27	3.68	13.6	0.805	28.9
7	Andet rent papir	0.67	0.0542	6.68	42.8	0.0575	43.8	1.07	3.07	2.69	23.8
8	Pap beholdere	0.294	0.0981	32.7	135	0.0661	36.8	4.07	28.2	11	83.4
9	Andet pap	0.307	0.0465	25.4	27.6	0.0602	33.1	1.83	10.7	3.56	41.5
10	Mælkekartoner	0.2	0.01	1.01	13.7	0.02	2.19	0.108	0.509	0.647	3.65
11	Juicekartoner	0.262	0.0946	5.24	12.5	0.02	86.1	0.875	2.57	1.04	25
12	Snavset papir	0.667	0.113	1.18	6.09	0.02	6.78	0.299	0.691	0.07	49.2
13	Snavset pap	0.483	0.0737	15	41.9	0.0331	61.1	0.32	6.58	2.68	83
14	Aftørringspapir	0.606	0.0476	11.8	70.5	0.062	38	0.79	3.83	2.43	41.1
15	Blød plast	0.670	0.0410	29.15	77.1	0.0393	18.45	0.75	7.91	12.3	56.95
16	Plasticflasker	0.576	0.057	22.1	59.5	0.036	40	0.533	7.245	7.5	70.0
17	Andet hårdt plast	0.213	0.0534	15.1	4.95	0.0356	27	3.68	13.6	0.805	28.9
18	Andet plast	0.67	0.0542	6.68	42.8	0.0575	43.8	1.07	3.07	2.69	23.8
19	Haveaffald	0.294	0.0981	32.7	135	0.0661	36.8	4.07	28.2	11	83.4
20	Dyr mm.	0.307	0.0465	25.4	27.6	0.0602	33.1	1.83	10.7	3.56	41.5
21	Bleer mm.	0.2	0.01	1.01	13.7	0.02	2.19	0.108	0.509	0.647	3.65
22	Vatpinde mm.	0.2	0.0274	2.89	17.6	0.02	15.7	0.19	2.76	1.76	11.3
23	Andet vat	0.227	0.282	6.72	42.1	0.0594	20.5	0.567	3.29	2.39	162
24	Træ	0.228	0.0674	5.28	33.8	0.122	22.3	0.448	3.23	4.56	55.4
25	Tekstiler	0.2	0.0224	5.82	52.9	0.02	17.2	0.459	2.64	4.32	42.8
26	Sko læder mm.	0.2	0.0343	8.14	39.2	0.0434	7.65	1.81	1.06	26.2	95.3
27	Gummi mm.	0.2	0.0344	24.3	34.3	0.02	195	2.3	4.53	4.35	87.3
28	Kontorartikler mm..	0.478	0.351	73.2	224	0.02	13.6	0.918	4.66	319	331
29	Cigaretskodder	0.2	0.034	2.87	94.8	0.020	10.1	1.3	4.44	1.28	74
30	Andet brandbart	0.941	0.357	4.51	20.2	0.262	115	1.2	3.24	24.4	208
31	Støvsugerposer	0.629	0.261	10.4	49.1	0.667	211	1.32	8.81	8.38	412
32	Klart glas	0.2	0.0202	0.728	5.09	0.02	4.84	0.134	0.367	0.433	40.3
33	Grønt glas	0.2	0.397	1.81	76	0.111	11.9	0.152	1.41	4.16	1640
34	Brunt glas	0.2	0.0421	1.96	5.72	0.0216	9.12	0.191	1.02	1.33	41.9
35	Al beholdere	0.305	0.341	34.1	34.3	0.213	248	0.151	4.17	18.1	436
36	Al bakker og folie	0.2	0.487	475	21.4	0.0847	15.1	0.129	1.47	149	211
37	Metalfolie	7.5	0.8	4600	188	0.09	20	2.54	3.31	147	3796
38	Metalbeholdere	0.246	2.75	2.69	55.8	0.0396	13.2	0.118	2.11	16	3880
39	Andet metal	3.22	2.78	91	9240	0.212	189	8.53	476	576	4600
40	Jord	0.2	0.576	6.22	21.5	0.072	88.8	0.719	4.32	9.03	43.9
41	Sten mm.	1.67	0.134	132	187	0.147	206	5.08	39.3	19.7	235
42	Keramik	3.28	0.667	35.4	135	0.182	136	1.1	20.2	88.8	319
43	Kattegrus	3.12	0.121	37	3.51	0.1	60.6	1.16	143	75.7	32.5
44	Ikke brandbart	6.53	0.16	1190	14.3	0.1	199	1.09	162	88.9	45
45	Batterier	4.07	0.12	202	12.9	0.1	129	2.32	163	66.2	41.4

Enhed: mg/kg tør fraktion

Resultater direkte analyse II

Den målte kemiske sammensætning for en række stoffer i dagrenovation fordelt på fraktioner og angivet med det procentvise bidrag til dagrenovationen er gengivet i Tabel 13. Værdierne er gengivet som procent af tør dagrenovation og det ses hvorledes hver fraktion bidrager til den samlede mængde på tør basis.

Tabel 28 Koncentrationer af en række stoffer i dagrenovation fordelt på 45 fraktioner og summeret (fortsætter næste side)

Fraktion	Andel	Brændværdi	Aske	VS	TS	C	H	O	S	Al	Fe	Ca	Na	Mg
Vegetabilsk mad	31,9%	7,6%	3,4%	15,2%	12,9%	13,4%	13,5%	19,3%	17,0%	0,6%	0,1%	4,0%	10,3%	12,3%
Animalsk mad	9,7%	9,1%	3,3%	8,4%	7,3%	9,0%	9,1%	5,1%	19,8%	0,1%	0,0%	16,7%	20,1%	6,0%
Aviser	3,1%	4,6%	2,0%	5,4%	4,8%	4,6%	4,3%	8,0%	1,1%	1,8%	0,2%	2,9%	0,3%	5,4%
Magasiner	0,8%	0,9%	2,4%	1,3%	1,4%	1,0%	0,9%	1,5%	0,7%	0,9%	0,1%	7,9%	0,3%	1,3%
Reklamer	3,0%	4,4%	6,7%	4,4%	4,8%	3,6%	3,6%	6,0%	2,7%	6,6%	0,2%	9,7%	1,6%	10,8%
Telefonbøger	0,9%	1,5%	1,4%	1,6%	1,6%	1,3%	1,3%	2,3%	0,6%	1,4%	0,1%	2,1%	0,3%	2,6%
Kontor papir	0,7%	0,8%	1,2%	1,2%	1,1%	0,9%	0,9%	1,5%	0,5%	0,1%	0,0%	4,8%	0,2%	0,7%
Andet rent papir	1,9%	2,3%	2,8%	3,3%	3,1%	2,6%	2,4%	4,5%	3,9%	1,5%	0,1%	7,6%	0,8%	3,0%
Pap beholdere	1,5%	2,1%	1,4%	2,2%	2,1%	1,8%	1,8%	3,1%	1,5%	1,1%	0,2%	3,0%	0,2%	2,5%
Andet pap	0,5%	0,7%	0,6%	0,8%	0,8%	0,7%	0,7%	1,2%	0,3%	0,4%	0,1%	1,3%	0,1%	0,7%
Mælkekartoner	2,8%	5,0%	0,3%	4,9%	4,1%	4,6%	4,7%	6,0%	2,1%	0,2%	0,0%	0,2%	1,6%	0,4%
Juicekartoner	0,8%	1,7%	0,6%	1,4%	1,2%	1,4%	1,5%	1,4%	0,5%	2,9%	0,0%	0,5%	0,5%	0,2%
Snavset papir	3,7%	5,0%	2,3%	5,6%	5,0%	4,9%	5,1%	7,2%	4,2%	2,7%	0,1%	3,0%	1,4%	4,4%
Snavset pap	1,5%	2,2%	1,8%	2,5%	2,3%	2,2%	2,1%	3,1%	2,1%	2,1%	0,0%	4,5%	1,6%	2,0%
Aftøringspapir	5,2%	4,2%	0,7%	5,8%	4,8%	4,7%	4,8%	8,2%	3,0%	0,1%	0,1%	1,1%	2,5%	1,9%
Blød plast	1,0%	3,5%	0,3%	1,8%	1,5%	2,7%	3,2%	0,0%	0,3%	0,0%	0,0%	0,1%	0,2%	0,3%
Plasticflasker	0,9%	3,1%	0,5%	1,7%	1,5%	2,5%	2,6%	0,3%	1,2%	4,2%	0,1%	0,3%	0,5%	0,5%
Andet hårdt plast	0,4%	1,4%	0,1%	0,8%	0,6%	1,1%	1,1%	0,0%	0,4%	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%	0,1%
Andet plast	7,2%	21,7%	3,3%	13,7%	11,8%	18,2%	18,1%	5,0%	4,4%	2,8%	0,4%	7,2%	3,5%	4,3%
Haveaffald	4,0%	2,4%	4,5%	3,5%	3,7%	3,4%	3,0%	3,6%	5,0%	0,4%	0,2%	4,3%	0,9%	5,5%
Dyr mm.	0,9%	0,5%	0,9%	0,6%	0,7%	0,6%	0,7%	0,5%	1,9%	0,1%	0,0%	1,0%	0,4%	2,5%
Bleer mm.	5,3%	6,0%	2,2%	5,8%	5,1%	6,1%	6,4%	5,3%	2,6%	0,1%	0,0%	2,7%	28,3%	1,4%
Vatpinde mm.	0,1%	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Andet vat	0,2%	0,2%	0,0%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%
Træ	0,3%	0,5%	0,3%	0,5%	0,5%	0,6%	0,5%	0,6%	0,3%	0,1%	0,0%	0,3%	0,1%	0,4%
Tekstiler	1,7%	3,3%	0,5%	3,4%	2,9%	3,2%	2,7%	3,8%	8,1%	0,1%	0,0%	0,7%	2,6%	0,9%
Sko læder mm.	0,4%	1,0%	0,4%	0,7%	0,7%	0,9%	0,8%	0,3%	3,1%	0,1%	0,0%	0,8%	0,2%	0,4%
Gummi mm.	0,1%	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,0%	0,4%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,1%
Kontorartikler mm..	0,3%	0,8%	0,7%	0,5%	0,5%	0,7%	0,6%	0,1%	0,2%	0,7%	0,4%	0,2%	0,1%	0,3%
Cigarettskodder	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,3%	0,4%	0,0%	0,0%	0,3%	0,1%	0,6%
Andet brandbart	0,8%	1,8%	1,7%	1,2%	1,3%	1,5%	1,6%	0,5%	1,6%	0,2%	3,9%	2,0%	4,7%	5,9%
Støvsugerposer	0,8%	0,4%	3,2%	0,5%	1,0%	0,5%	0,5%	0,5%	5,4%	0,3%	0,2%	1,3%	2,1%	1,3%
Klart glas	0,1%	0,0%	0,8%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,6%	0,9%	1,2%
Grønt glas	0,1%	0,0%	0,9%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,7%	1,1%	0,7%
Brunt glas	0,1%	0,0%	0,9%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,6%	1,1%	1,5%
Al beholdere	0,3%	0,0%	3,8%	0,0%	0,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	19,6%	9,1%	0,0%	0,0%	6,8%
Al bakker og folie	0,5%	0,2%	3,0%	0,2%	0,8%	0,3%	0,3%	0,2%	0,2%	28,6%	0,7%	0,1%	0,3%	0,4%
Metalfolie	0,5%	0,0%	1,6%	0,0%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%
Metalbeholdere	0,2%	0,0%	7,7%	0,0%	1,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	13,7%	39,1%	0,0%	0,2%	1,0%
Andet metal	1,0%	0,0%	9,1%	0,0%	1,8%	0,0%	0,0%	0,0%	0,4%	2,9%	41,0%	0,1%	0,2%	0,2%
Jord	1,1%	0,5%	0,7%	0,2%	0,3%	0,2%	0,2%	0,2%	0,8%	0,1%	0,1%	0,5%	0,7%	1,5%
Sten mm.	0,3%	0,0%	6,5%	0,0%	1,3%	0,0%	0,0%	0,0%		0,6%	0,6%	3,6%	3,8%	1,9%
Keramik	0,7%	0,0%	4,5%	0,0%	0,9%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,8%	0,2%	0,2%	1,3%	0,4%
Kattegrus	0,3%	0,0%	8,9%	0,2%	1,9%	0,1%	0,2%	0,2%	2,6%	1,7%	1,9%	2,3%	2,3%	3,5%
Ikke brandbart	0,5%	0,0%	1,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%	0,0%	0,5%	2,2%	2,2%
Batterier	1,3%	0,0%	1,1%	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,3%	0,0%	0,5%	0,0%	0,1%	0,0%

Fraktion	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn	DEHP
Vegetabilsk mad	1,4%	0,1%	1,0%	1,0%	3,7%	1,5%	2,0%	0,2%	0,0%	0,4%	0,2%
Animalsk mad	2,0%	0,1%	0,1%	0,3%	2,1%	0,1%	0,4%	0,0%	0,0%	0,4%	0,4%
Aviser	0,9%	0,0%	1,1%	1,2%	2,2%	0,4%	0,3%	0,2%	0,0%	0,5%	
Magasiner	0,3%	0,0%	0,3%	0,6%	1,2%	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%	0,1%	
Reklamer	1,3%	0,0%	2,1%	2,2%	2,7%	0,1%	0,7%	0,2%	0,0%	0,3%	
Telefonbøger	0,4%	0,0%	0,5%	0,5%	0,8%	0,1%	0,2%	0,1%	0,0%	0,1%	
Kontor papir	0,1%	0,0%	0,3%	0,0%	0,6%	0,0%	0,7%	0,1%	0,0%	0,0%	
Andet rent papir	0,8%	0,0%	0,3%	0,8%	2,5%	0,2%	0,6%	0,1%	0,0%	0,1%	
Pap beholdere	0,2%	0,0%	1,0%	1,6%	1,9%	0,1%	1,5%	0,3%	0,0%	0,2%	
Andet pap	0,1%	0,0%	0,3%	0,1%	0,7%	0,0%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	
Mælkekartoner	0,3%	0,0%	0,1%	0,3%	1,2%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
Juicekartoner	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Snavset papir	0,5%	0,1%	0,5%	1,2%	4,2%	0,1%	0,5%	0,1%	0,0%	1,0%	
Snavset pap	0,2%	0,0%	0,2%	0,5%	4,0%	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%	0,2%	
Aftøringspapir	0,4%	0,0%	0,4%	1,5%	1,4%	0,1%	0,4%	0,1%	0,0%	0,2%	
Blød plast	0,1%	0,0%	0,2%	0,4%	0,9%	0,0%	0,5%	0,0%	0,0%	0,2%	0,4%
Plasticflasker	0,1%	0,0%	0,5%	0,3%	0,4%	0,4%	0,6%	0,0%	0,0%	0,2%	0,1%
Andet hårdt plast	0,1%	0,0%	0,7%	0,8%	0,2%	0,0%	0,1%	0,0%	0,1%	0,2%	0,1%
Andet plast	1,0%	0,0%	0,5%	6,6%	3,3%	0,2%	2,8%	0,3%	0,0%	1,0%	1,6%
Haveaffald	1,4%	0,1%	0,3%	0,4%	13,7%	0,6%	0,8%	0,1%	0,1%	0,9%	0,1%
Dyr mm.	0,2%	0,0%	0,1%	0,2%	6,2%	0,2%	0,2%	0,0%	0,0%	0,3%	0,0%
Bleer mm.	0,4%	0,0%	0,1%	0,2%	1,4%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,2%	0,1%
Vatpinde mm.	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%
Andet vat	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Træ	0,1%	0,0%	0,3%	0,1%	1,5%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,3%	0,1%
Tekstiler	0,2%	0,1%	20,7%	0,4%	3,4%	0,1%	0,1%	0,0%	0,3%	0,7%	68,6%
Sko læder mm.	2,0%	0,0%	46,4%	0,7%	0,8%	0,0%	0,3%	0,0%	0,1%	3,0%	14,6%
Gummi mm.	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,4%	1,9%
Kontorartikler mm..	0,7%	0,1%	0,7%	28,6%	1,6%	0,1%	0,8%	1,5%	0,2%	2,9%	11,6%
Cigaretskodder	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Andet brandbart	0,9%	0,0%	2,5%	1,4%	2,6%	0,4%	1,2%	0,3%	0,0%	0,4%	0,2%
Støvsugerposer	1,4%	0,1%	0,6%	0,8%	2,7%	0,2%	0,2%	0,1%	0,1%	0,4%	
Klart glas	0,2%	0,0%	0,1%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	
Grønt glas	0,5%	0,0%	3,2%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	
Brunt glas	0,3%	0,0%	0,5%	0,0%	0,2%	0,0%	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%	
Al beholdere	2,7%	0,0%	1,2%	3,8%	2,1%	5,2%	0,4%	0,3%	0,0%	0,1%	
Al bakker og folie	0,6%	0,0%	0,7%	3,1%	2,2%	4,6%	0,8%	0,9%	0,0%	0,3%	
Metalfolie	0,2%	0,0%	0,0%	0,1%	0,9%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
Metalbeholdere	15,1%	0,2%	3,9%	3,7%	4,2%	7,4%	3,6%	1,3%	0,0%	0,5%	
Andet metal	35,5%	0,2%	4,6%	27,6%	9,5%	4,2%	9,1%	2,0%	96,7%	4,2%	
Jord	0,3%	0,0%	0,1%	0,4%	1,6%	0,1%	0,7%	0,0%	0,0%	0,1%	
Sten mm.	1,5%	0,0%	0,3%	0,1%		0,8%	0,1%	0,1%	0,0%	0,1%	
Keramik	3,1%	0,4%	1,4%	0,1%	1,8%	0,2%	1,5%	1,6%	0,6%	2,7%	
Kattegrus	8,8%	0,1%	1,6%	0,8%	3,5%	1,8%	2,8%	0,4%	0,0%	0,2%	
Ikke brandbart	5,3%	0,1%	0,5%	0,1%	1,4%	0,5%	64,5%	0,2%	1,5%	0,0%	0,0%
Batterier	8,3%	98,0%	0,1%	7,2%	3,5%	69,7%	0,5%	88,9%	0,0%	77,1%	0,0%

Enhed: mg/kg tør dagrenovation

Sammenligning af direkte og indirekte analyse

Den kemiske sammensætning for en række stoffer i dagrenovation er målt med to forskellige metoder og resultaterne er gengivet i Tabel 13 for sammenligning.

Tabel 29 Koncentrationer af en række stoffer i dagrenovation målt med to forskellige metoder

Stof	Indirekte	Direkte
As	8,95 ±1	2,40 ±1
Ba	237 ±7	
Be	0,28 ±0,03	
Cd	6,96 ±0,4	6,56 ±0,2
Co	4,64 ±0,3	
Cr	103 ±9	63,6 ±101
Cu	822 ±100	165 ±14
Hg	1,76 ±0,1	2,00 ±0,04
La	3,72 ±1,0	
Mo	2,74 ±0,9	2,78 ±1
Nb	2,19 ±0,1	
Ni	45,4 ±9	43,1 ±38
Pb	340 ±30	294 ±325
S	1650 ±40	1360
Sc	1 ±0,05	
Sn	55 ±6	
Sr	83 ±6	
V	13 ±1	
W	17 ±0,04	
Y	3 ±0,11	
Zn	1320 ±30	818 ±64
Zr	53 ±6	
Cl	8400 ±100	5850
Si	53900 ±600	
Al	17300 ±200	22800
Ca	25700 ±200	17400
Fe	25100 ±1700	27000
K	3940 ±80	3900
Mg	2960 ±50	1230
Mn	283 ±40	698 ±0,04
Na	9840 ±190	3810
P	1810 ±30	2110
Ti	1570 ±30	

Enhed: mg/kg tør dagrenovation