

Klima- og forurensningsdirektoratet

Vurdering av behov for nye krav til miljøsanering av kasserte kjøretøy



Mars 2012

PROSJEKTRAPPORT

Prosjektnr.: 100537-757	Rapportdato: siste rev 15.03.2012 Distribusjon:
Tittel: Vurdering av behov for nye krav til miljøsanering av kasserte kjøretøy	
Forfatter(e): Håkon S. Bratland, Kenneth Sandberg og Frode Syversen	Antall sider: 74 Antall vedlegg: 5
Oppdragsgiver: Klima- og forurensningsdirektoratet	Kontaktperson: Ole Thomas Thommesen
<p>Utdrag: Det er foretatt en kartlegging av utvalgte miljøgifter i 90 personbilvrak som dekker årsmodeller i tidsrommet 1987-2010. Alle undersøkelsene er gjennomført hos Brødr. London i Oslo. Elektronikk og kretskort er lokalisert og fjernet i 15 av bilvrakene. Det er søkt å foreta et representativt utvalg av årsmodeller og merker ut fra hva som kan forventes å bli vraket i 2014. Undersøkelsene baserer seg på en kombinasjon av røntgenstråle målinger med XRF og analyser i laboratorium.</p> <p>Hovedresultater fra kartleggingen er:</p> <ul style="list-style-type: none">- Mengden kretskort fjernet utgjør ca. 1 kilo i snitt, mens dagens nye biler inneholder 3-4 kilo- Kretskortene inneholder reaktivt TBBPA, 0,5-2 % bly og for øvrig andre tungmetaller og edelmetaller- 20-30 % av bilvrakene har høye verdier av bromerte flammehemmere i setetrekk / tekstiler. Det er i all hovedsak de asiatiske biler som inneholder bromerte flammehemmere- Det tok i snitt 60 minutter å demontere og fjerne kretskortene i forsøket, men tidsforbruket forventes å bli lavere i et etablert system. Det antas at minst 80 % av kretskortene ble fjernet.- Tester med å strippe setetrekk og skumplast viser at tidsforbruket varierte betydelig. Det antas at 20 min kan være et oppnåelig snitt i når operasjonen er satt i system. <p>Det er gjennomført en konsekvensvurdering av et eventuelt krav om å fjerne kretskort, setetrekk/skumgummi og av et eventuelt krav om fullstendig demontering og stripping av bilvrak for å fjerne komponenter som er farlig avfall og møte et krav til materialgjenvinning på 85 vekt-% i 2014.</p> <p>Fjerning av kretskort er beregnet til å kunne medføre en netto merkostnad på ca. 200 kr/bilvrak. Dersom man i tillegg fjerner setetrekk og skumplast på 25% av bilene vil kunne medføre en tilleggs kostnad på 100 kr/bilvrak i gjennomsnitt fordelt alle biler.</p> <p>Fullstendig demontering av bilvrak kan gi økte kostnader på 700 kr/bilvrak. Dette kan trolig i stor grad kompenseres for gjennom økte inntekter ved salg av materialer og brukte deler. Det kan være nødvendig med en vesentlig strukturendring og vilje til investering i nye løsninger.</p> <p>Det vil være en miljøgevinst forbundet med tiltakene gjennom redusert spredning av miljøgifter ved disponering av fluff. Konsentrasjonene av miljøgifter i fluff er ofte lave, men innebærer en fortykning av komponenter som opprinnelig er farlig avfall og som kan håndteres separat. En strategi for økt demontering for miljøsanering kan sees i sammenheng med en strategi for økt materialgjenvinning.</p>	
Emneord: Kasserte kjøretøy, miljøgifter, miljøsanering	Fylke: Kommune(r):
Prosjektleder: Frode Syversen	Kontrollert av: Olav Skogesal

INNHold

PROSJEKTRAPPORT	2
1. INNLEDNING	6
1.1 BAKGRUNN	6
1.2 MÅL	6
1.3 AVGRENSNINGER	7
1.4 GJENNOMFØRING	7
2. METODIKK FOR DE PRAKTISKE FORSØKENE	8
2.1 INNLEDNING.....	8
2.2 PLAN FOR UTVELGELSE AV KASSEKTE KJØRETØY I FORSØKENE	8
3. MILJØGIFTER OG REGELVERK	13
3.1 INNLEDNING.....	13
3.2 HVA ER MILJØGIFTER	13
3.2.1 <i>Eksempler på miljøgifter</i>	13
3.3 ROHS.....	14
3.4 HVA ER FARLIG AVFALL.....	15
4. BESKRIVELSE AV PRAKTISK GJENNOMFØRING	17
4.1 INNLEDNING.....	17
4.2 IDENTIFISERING AV BILER I DATABASE HOS BRØDR. LONDON.....	18
4.3 MÅLINGER MED XRF.....	18
4.4 DEMONTERING OG FJERNING AV KRETSKORT	19
4.5 PRØVER TIL ANALYSE I LABORATORIUM	21
4.5.1 <i>Kretskort</i>	21
4.5.2 <i>Prøver fra interiør og motor</i>	22
5. RESULTATER	25
5.1 MÅLINGER ELEKTRONIKK OG KRETSKORT	25
5.1.1 <i>Målinger med XRF</i>	25
5.1.2 <i>Resultater fra laboratoriet</i>	26
5.1.3 <i>Antall kretskort og areal</i>	27
5.1.4 <i>Tidsmålinger</i>	29
5.1.5 <i>Oppsummering</i>	30
5.2 MÅLINGER ANDRE KOMPONENTER.....	31
5.2.1 <i>Målinger med XRF</i>	31
5.2.2 <i>Resultater fra laboratorieanalyser</i>	38
5.2.3 <i>Tidsmålinger for å fjerne setetrekk og skumgummi</i>	39
5.2.4 <i>Oppsummering</i>	40
5.3 DRØFTING AV RESULTATER.....	40
6. KONSEKVENSER – KOSTNADER OG MILJØ.....	42
6.1 GJENNOMGANG AV FORELIGGENDE KUNNSKAP	42
6.1.1 <i>Innledning</i>	42
6.1.2 <i>Strategier for håndtering av kasserte kjøretøy</i>	43
6.1.3 <i>Status vedr. kostnader for miljøsanering</i>	44
6.1.4 <i>Foreliggende kunnskap om miljøforhold i verdikjeden for bilvrak</i>	45
6.1.5 <i>Mulig teknologiutvikling</i>	47

6.2	TILTAK I KONSEKVENSVURDERING	48
6.2.1	<i>Kretskort</i>	49
6.2.2	<i>Setetrekk og -skumplast</i>	50
6.2.3	<i>Total stripping av bilens interiør</i>	50
6.3	KOSTNADSANALYSEN	51
6.3.1	<i>Kretskort</i>	51
6.3.2	<i>Setetrekk og skumplast</i>	53
6.3.3	<i>Total demontering (inkl. kretskort)</i>	53
6.4	MILJØVURDERINGEN	55
6.4.1	<i>Kretskort</i>	55
6.4.2	<i>Setetrekk og skumplast</i>	56
6.4.3	<i>Total demontering (inkl. kretskort)</i>	56
7.	OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER	58
8.	KILDER	62
9.	VEDLEGG	64
9.1	BILER UNDERSØKT	65
9.2	REGISTERINGS SKJEMA	67
9.3	EKSEMPEL PÅ XRF-MÅLINGER	69
9.4	NOTAT OM BROMERTE FLAMMEHEMMERE	70
9.4.1	<i>Bromerte flammehemmere i Avfallsforskriften og Produktforskriften</i>	70
9.4.2	<i>Andre bromerte flammehemmere</i>	70
9.4.3	<i>TBBPA</i>	71
9.4.4	<i>PBDE</i>	71
9.4.5	<i>HBCDD</i>	72
9.4.6	<i>PBB</i>	72
9.4.7	<i>Toksisitet og helseeffekter</i>	73
9.5	RESULTATER LAB ANALYSER	74

Tabeller

Tabell 1. Plan for utvalg av biler i analysen.....	12
Tabell 2. Grenseverdier for innhold av utvalgte stoffer i produkter som skal ut på markedet	15
Tabell 3. R-setninger og grenseverdier for farlig avfall for noen utvalgte stoffer.....	16
Tabell 4 Bilvrak hvor eletronikk ble demontert	17
Tabell 5. Prøver av kretskort sendt til analyse i laboratorium	21
Tabell 6. Prøver sendt til laboratorium for analyse av bromerte forbindelser	23
Tabell 7. Prøver sendt til analyse i laboratorium for analyse av tungmetaller	23
Tabell 8 Brom målt i kretskort med XRF- apparat (mg/kg dvs. ppm)	25
Tabell 9. Lab resultater for bromerte forbindelser i kretskort.....	26
Tabell 10. Labresultater for miljøgifter i kretskort	27
Tabell 11. Antall biler hvor det er foretatt målinger på angitt komponent.....	31
Tabell 12. Prosentvis andel målinger over grenseverdi og prosentvis andel målinger der brom ble registrert. Gjennomsnittsverdier i ppm for målinger over grenseverdi	32
Tabell 13. Prosentvis antall målinger bly over grenseverdi (2500 ppm) i ulike komponenter	35
Tabell 14. Prosentvis antall målinger antimon over grenseverdi (25.000 ppm) i ulike komponenter	36
Tabell 15. Prosentvis antall målinger krom over grenseverdi (1000 ppm) i ulike komponenter	37
Tabell 16. Sammenligning av laboratorieanalyser og XRF for brom i interiørkomponenter (ppm)	38
Tabell 17. Tungmetaller i interiør og motorrom.....	39
Tabell 18 Sammensetning av tekniske PBDE-blandinger (NILU 2002)	72

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Miljøvernmyndighetene har ønsket å utrede behovet for nye krav til miljøsanering av kasserte kjøretøy og vurdere de samfunnsøkonomiske sider av slike nye krav. Myndighetene legger til grunn at bilene inneholder stadig mer elektronikk og materialer som kan inneholde miljøgifter.

Det er en produsentansvarsordning for kasserte kjøretøy i Norge som reguleres gjennom avfallsforskriftens kapittel 4, vedlegg 1. Forskriften implementerer EU-direktiv 200/53/EF vedrørende ELV. Autoretur er bilimportørenes kollektive returselskap som hvert år rapporterer om oppnådde resultater til Klima og forurensningsdirektoratet.

Eventuelle nye krav til miljøsanering av kasserte kjøretøy vil trolig innebære en endring i forskrift med tilhørende formelle prosedyrer det vil kreve med hensyn til offentlig kunngjøring, høring, mv.

Mepex Consult har på oppdrag fra Klif gjennomført et prosjekt for å frembringe mer kunnskap om innhold av elektronikk og ulike miljøgifter i kasserte kjøretøy, samt grovt vurdere kostnader og miljøgevinster ved eventuelt nye krav til miljøsanering.

Klif har i utgangspunktet lagt opp til at det skal gjennomføres empirisk datainnsamling fra den norske bilparken samt praktiske forsøk for å lokalisere og fjerne elektronikk og miljøgifter.

Prosjektet omfatter i liten grad litteratursøk. Erfaring fra tidligere viser at det foreligger begrenset med tilgjengelig vitenskapelig kildemateriale. Det er lagt vekt på en uavhengig gjennomføring av prosjektet og det er i samråd med Klif valgt å ikke involvere bilprodusenter eller -importører, selv om de kunne vært kilder til relevant informasjon.

1.2 Mål

Prosjektets mål har vært å;

- Fremskaffe mer kunnskap om utviklingen av innholdet av elektronikk og miljøgifter i kasserte kjøretøy.
- Vurdere økonomiske og miljømessige konsekvenser av mulige nye krav til miljøsanering av bilvrak basert på fremskaffet kunnskap om elektronikk og miljøgifter

1.3 Avgrensninger

Det ble ved oppstart av prosjektet diskutert hva som er tilstrekkelig representativ dokumentasjon for å gi grunnlag til en eventuell endring av forskriftene.

Det kan være betydelige forskjeller mellom ulike bilers innhold av miljøgifter avhengig av merke, årsmodell, produksjonsland, mv. Det er innenfor prosjektets ramme ikke vært en aktuell ambisjon å få en fullstendig oversikt, men gjennomføre en så bred og representativ kartlegging som mulig innenfor prosjektets rammer.

Prosjektets konsekvensvurderinger bygger på en relativt grov analyse og kvalifisering av kostnader ved aktuelle tiltak med tilhørende vurdering av følsomhet. Prosjektet har ikke hatt som ambisjon å kvantifisere de miljømessige effektene og foreta en verdsetting av disse. Det er en større oppgave å etablere en sannsynlig materialstrømanalyse av miljøgifter og vurdere utvikling over tid.

Prosjektet legger til grunn at eventuelt skjerpede krav til å fjerne miljøgifter baserer seg på demontering før fragmentering. Etter fragmentering vil miljøgifter i elektronikk og annet kunne spres og ansees ikke å være en del av en identifiserbar materialstrøm. Løsninger for eventuelt å kunne separere miljøgifter ut fra fraksjoner etter fragmentering er ikke vurdert.

1.4 Gjennomføring

Prosjektet er gjennomført av Mepex Consult AS som ansvarlig rådgiver. De praktiske forsøkene er utført i samarbeid med Brødrene London AS på deres mottak for kasserte kjøretøy i Oslo. Personell fra Brødrene London har deltatt aktivt i det praktiske arbeidet med å identifisere og demontere elektroniske komponenter med kretskort. Videre har Mepex fått tilgang til alle vrakbiler og data fra deres administrative systemer.

Analysearbeidet av kretskort og utvalgte komponenter fra bilene er utført av laboratoriet ALS Norge. XRF-måleapparat er leid av Holger Teknologi AS.

2. Metodikk for de praktiske forsøkene

2.1 Innledning

Prosjektets gjennomføring av de praktiske forsøkene bygger på en systematisk metodikk som ble beskrevet i prosjektbeskrivelsen og som består av følgende hovedelementer;

- Utvelgelse av anlegg for gjennomføring
- Plan for utvelgelse av kasserte kjøretøy
- Plan for målinger og analyser
- System for å sikre entydig dokumentasjon

Det var i prosjektet lagt opp til to typer forsøk;

1. Målinger med XRF-måleinstrument – 90 bilvrak
2. Demontering av elektronikk og prøvetaking- 14 bilvrak av de 100

Kriterier for valg av godkjent biloppsamlingsplass for gjennomføring av prosjektet var i første rekke følgende:

- Stort antall bilvrak i løpet av året
- Også tilgang til nyere forsikringsvrak
- Ha nødvendige fasiliteter og teknisk kompetanse for å gjennomføre identifisering og demontering
- Samarbeidsvillighet og evne til å stille ressurser og kompetanse til rådighet

Det ble innledningsvis vurdert å benytte to ulike anlegg for gjennomføring av analysene, men i samråd med Klif ble det vurdert til ikke å være nødvendig om man allikevel fikk et tilstrekkelig representativt utvalg av biler. Basert på en vurdering av aktuelle aktører ble Brødr. London pekt ut som den mest aktuelle kandidat.

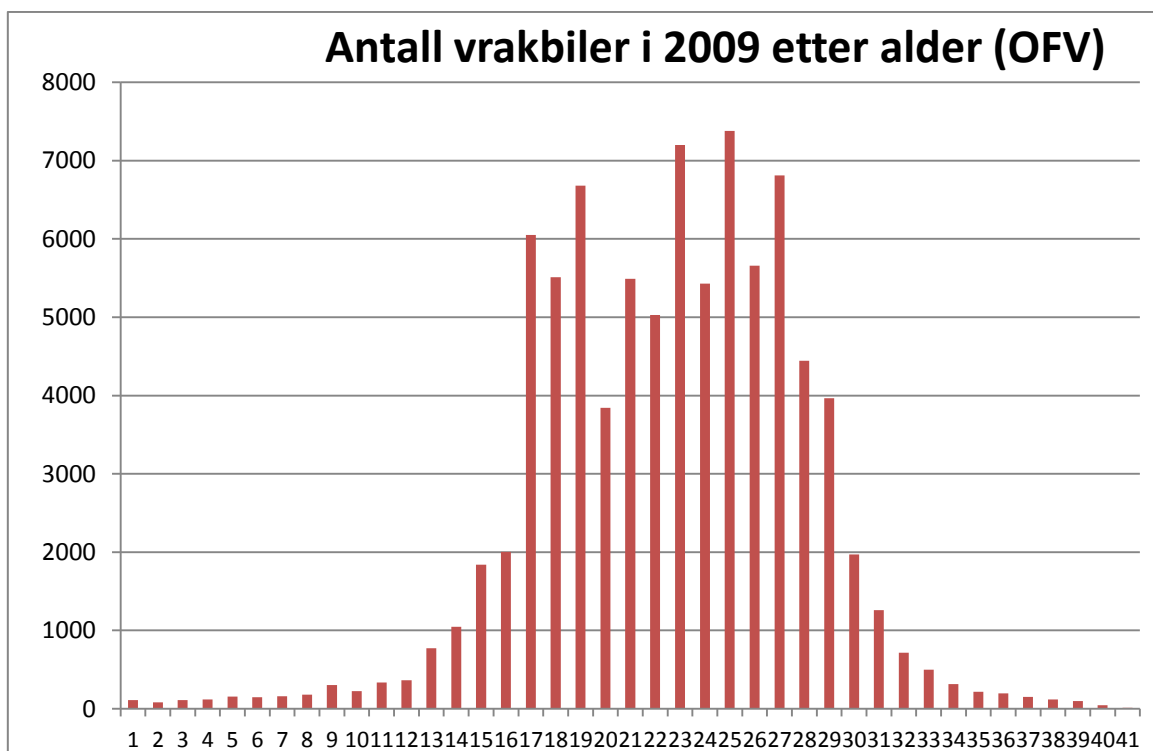
2.2 Plan for utvelgelse av kasserte kjøretøy i forsøkene

Det ble foretatt en detaljert analyse av registrerte vrakbiler i 2009. Fra Opplysningsrådet for Vegtrafikken (OFV) ble det bestilt elektroniske dataark med opplysninger om alder og merke/modell til alle personbiler vraket i 2009. Dette bygger på offisielle registreringene av personbiler vraket mot utbetaling av pant.

Data fra OFV om vrakede biler ble bearbeidet for å få fram:

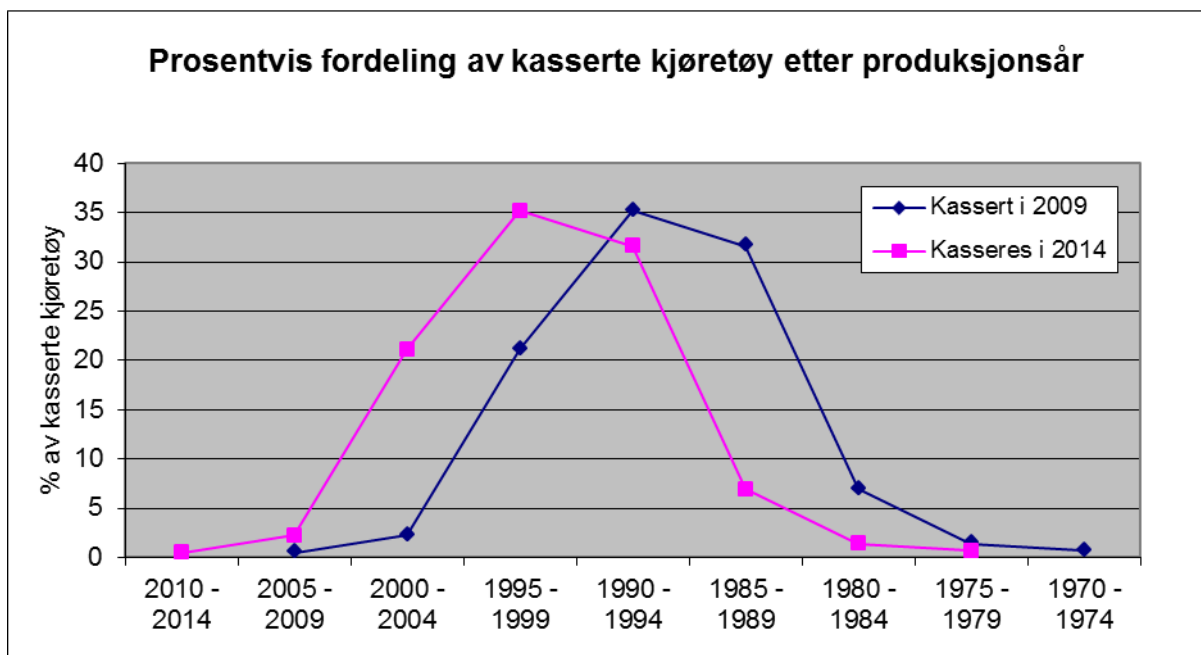
- Aldersfordeling
- Fordeling på ulike bilmerker

Dette representerte et grunnlag for å sette opp kriterier for det utvalget som skulle inngå i forsøkene.



Figur 1. Antall personbiler som ble vraket i 2009 (OfV) aldersfordelt (antall år fra førstegangsregistrering)

85 % av bilene som ble registrert vraket i 2009 har en alder på mellom 11 og 25 år. Basert på statistikken fra OfV ble det foretatt en inndeling av vrakene i aldersgrupper med 5-års intervaller. Det er videre konstruert en prognose over antatt fordeling for vrakbiler i 2014 basert på den samme aldersprofilen, jfr fFigur 2.

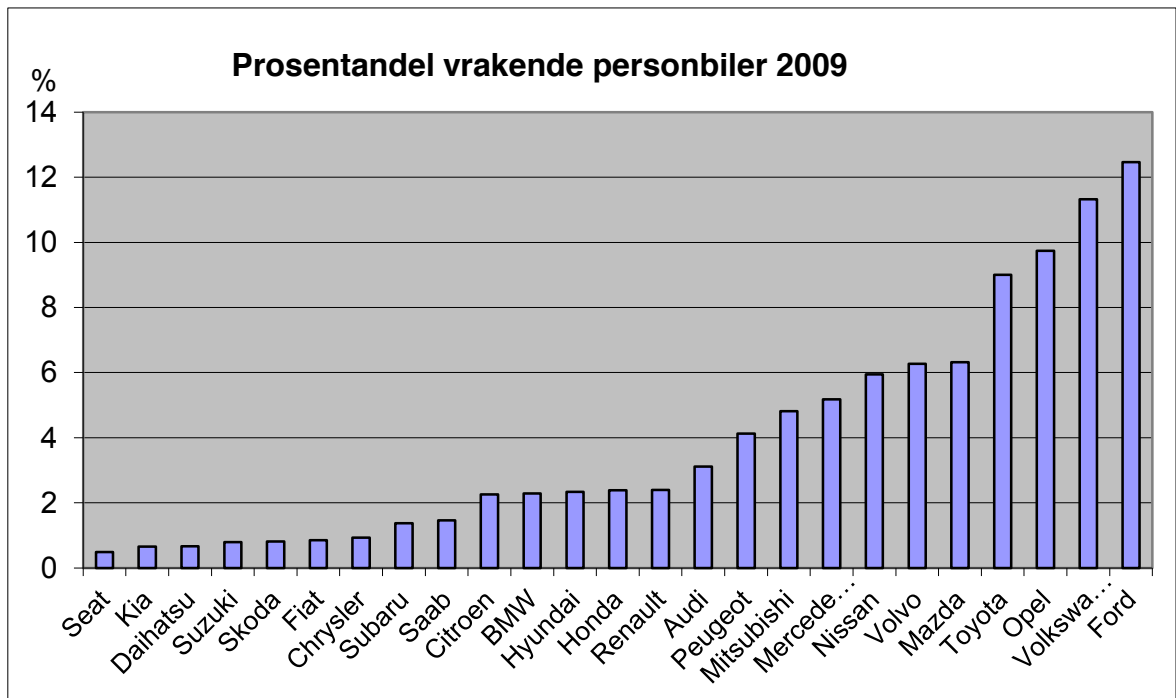


Figur 2. Prosentvis fordeling av kasserte kjøretøy etter produksjonsår.

Figur 2 viser prosentvis fordeling av kasserte kjøretøy, gruppert etter produksjonsår i 5-årsintervaller, for kjøretøy kassert i 2009 og tilsvarende hva som forventes i 2014. I følge denne modellen vil 34 % av bilene som vrakes i 2014 være produsert i 1995-1999-modeller. Tilsvarende vil 21 % være 2000-2004 modell. Dette er benyttet som et utgangspunkt for å sette opp en plan for biler som skulle inngå i utvalget vi skulle undersøke sammen med informasjon om merke.

Det er foretatt et utvalg av biler som skal reflektere hvilke biler som kan forventes å bli vraket i 2014, da det kan forventes at et evt. nytt regelverk kan være på plass.

Fordeling av vrakede personbiler etter merke for 2009 fremgår av Figur 3 basert på samme grunnlag. Omlag 80 % av vrakene kommer blant de 10 beste forekommende merkene. Figur 3 viser de 25 merkene som i størst grad forekommer. Dette er benyttet for å sikre en plan som gir et representativt utvalg med hensyn til merke.



Figur 3. Fordeling vrakede personbiler i 2009, fordelt på merke (OfV 2010)

Tabell 1 viser planen for utvalg av vrakbiler som skulle inngå i prosjektet. Det er ikke tatt hensyn til at mengden elektronikk kan være ulik på forskjellige modeller, eller at omfang av elektronikk kan variere avhengig av utstyrspakker på en og samme modell. De gule feltene i tabellen angir de merke-/alderskombinasjoner som ble pekt ut for demontering av elektronikk, en bil for hver kombinasjon.

Tabell 1. Plan for utvalg av biler i analysen

	SUM	2005-09	2000-04	1995-99	1990-94	1985-89	1980-84	1975-79
SUM		3	20	34	31	7	3	1
Volkswagen	10	1	3	3	2	1		
Toyota	9			2	4	1	1	1
Ford	10	1	3	3	3			
Opel	9		3	2	4			
Volvo	6		1	2	1	1	1	
Nissan	6		2	2	2			
Mazda	6		2	2	1	1		
Mitsubishi	5		1	2	2			
Mercedes Benz	5			1	2	1	1	
Peugeot	4		1	2	1			
Audi	4			1	2	1		
Renault	3		1	1	1			
Hyundai	3	1	1	1				
Honda	3		1	1	1			
BMW	3		1		1	1		
Subaru	2				2			
Saab	2			1	1			
Citroen	2			1	1			
Suzuki	1			1				
Skoda	1			1				
Seat	1			1				
Kia	1			1				
Fiat	1			1				
Daihatsu	1			1				
Chrysler	1			1				

3. Miljøgifter og regelverk

3.1 Innledning

I arbeidet med kartlegging av miljøgifter er det behov for å knytte analyseprogrammet til gjeldende regler for hva produkter kan inneholde av miljøgifter, med tanke på hvordan ulike komponenter skal klassifiseres som avfall.

Det er i det følgende gjengitt aktuelle regler fra RoHS-direktivet og grenseverdier for hva som betegnes som farlig avfall i henhold til avfallsforskriften, som bygger på EAL (Den Europeiske avfallslisten). Biler er unntatt fra RoHS-direktivet, men direktivet kan være en relevant referanse for grenseverdier for innhold av miljøgifter i nye produkter.

Det er også foretatt en begrensning i hvilke typer miljøgifter som inngår i kartleggingen. Det ble i prosjektplanen generelt fokusert på følgende parametere:

- Tungmetaller
- Bromerte flammehemmere og antimon

Valg av parametere bygger på tidligere prosjekter blant annet fra Bilpatologene i 2009. Det har vært fokusert på miljøgifter som rimelig lett lar seg identifisere. Det har i prosjektet ikke blitt sett nærmere på ftalater eller andre organiske miljøgifter som kan forekomme i bilvrak, blant annet i form av mykgjørere i PVC, fugemasser eller i lakk.

3.2 Hva er miljøgifter

Miljøgifter er kjemikalier som er persistente (lite nedbrytbare), bioakkumulerende (hoper seg opp i levende organismer) og har helseskadelige og / eller miljøskadelige effekter. Dette omfatter blant annet tungmetaller, som bly, kadmium og kvikksølv og disse tungmetallenes forbindelser, samt organiske forbindelser som PCB, PAH, bromerte flammehemmere, med mer. (Sagerup, 2010)

3.2.1 Eksempler på miljøgifter

Bly og blyforbindelser

Bly er giftig og kan ha nevrotoksiske og immunologiske virkninger. Blyforbindelser kan redusere forplantningsevnen, gi fosterskader og skade barns intellektuelle utvikling. Akkumuleres i fisk og pattedyr. Benyttes bl.a. som stabilisator i PVC-plast. (Sagerup, 2010)

Kadmium og kadmiumforbindelser

Akutt og kronisk giftige, de fleste kadmiumforbindelser er også kreftfremkallende. Bioakkumulerende og tungt nedbrytbart. Mulig fare for fosterskade og skade på forplantningsevne. (Sagerup, 2010)

Kromforbindelser

Kromforbindelser kan bioakkumuleres og er tungt nedbrytbare. Noen kromforbindelser er klassifisert som allergifremkallende, kreftfremkallende, arvestoffskadelige eller reproduksjonsskadelige (Sagerup, 2010).

Bromerte flammehemmere

Gruppen omfatter omkring 70 ulike stoffer som inneholder brom (Br) og er brannhemmende. Kan ha alvorlige helse- og miljøeffekter som å være bioakkumulerende, fruktbarhetsreducerende, fosterskadelig, skade nervesystem, avhengig av hvilket stoff det gjelder (Sagerup, 2010).

Vedlegg 4 gir en beskrivelse av ulike typer bromerte flammehemmere og regelverk for bruk og håndtering som avfall. Det bemerkes at reaktiv bruk av flammehemmere vil gi andre egenskaper som har betydning for risikoaspekt for avfallsbehandling, eksempelvis for bruk av TBBPA i kretskort.

Diantimontrioxid

Flammehemmende stoff brukt i bl.a. glassfiberarmert polyester. Klassifisert som mulig kreftfremkallende (Arbeidstilsynet, 2004).

Ftalater

Stoffgruppe der noen av stoffene kan skade forplantningsevnen og gi fosterskader eller er miljøskadelige. Brukes hovedsakelig som mykgjørere i PVC-plast. Finnes også i bl.a. fugemasser, lim, maling og lakk (Klif, 2011).

3.3 RoHS

RoHS-direktivet (Restrictions of Hazardous Substances) setter grenseverdier for maksimalt innhold av miljøgifter som man kan finne i elektriske og elektroniske komponenter (2002/95/EC). Direktivet ble vedtatt av EU i 2003 og effektivisert fra 1. juli 2006 og gjelder produkter som omsettes i markedet etter denne dato, men ikke elektronikk som inngår i biler, som er unntatt. Regler for elektronikk i kasserte biler er regulert gjennom ELV-direktivet (End of Life Vehicles).

Bakgrunnen for direktivet er den økende mengden giftig elektronikkavfall som oppstår i Europa, som det er ønskelig å ha kontroll på.

Tabell 2. Grenseverdier for innhold av utvalgte stoffer i produkter som skal ut på markedet

Stoff	Symbol	Grenseverdi ppm
Bly	Pb	1000
Kvikksølv	Hg	1000
Kadmium	Cd	100
Sekstverdig krom	Cr	1000
Polybrominerte bipenyls	PBB	1000
Polybrominated dipenyls ethers	PBDE	1000

Grenseverdiene i Tabell 2 omfatter hele produktet som blir testet, selv om det bare måles på en komponent av produktet.

3.4 Hva er farlig avfall

Farlig avfall er i Avfallsforskriften definert som " avfall som ikke hensiktsmessig kan håndteres sammen med forbruksavfall fordi det kan medføre alvorlige forurensninger eller fare for skade på mennesker eller dyr". (FOR 2004-06-01 nr 930: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (Lovdata.no 1))

Avfall regnes som farlig avfall dersom det

- er klassifisert som farlig avfall i Den europeiske avfallslisten (EAL, 2000)
- oppfyller kriterier for farlig avfall i avfallsforskriftens kapittel 11, vedlegg 3, del A.
- inneholder ett eller flere av utvalgte stoffer i en konsentrasjon som overskrider grenseverdier angitt i Avfallsforskriftens kapittel 11, vedlegg 3, del B.

Avfallsforskriften sier videre:

" Avfall av faste bearbejdede produkter kan inneholde farlige stoffer som overskrider grenseverdiene gitt i vedlegg 3 til dette kapitlet. Slike avfallstyper omfattes av første ledd nr. 2 dersom de farlige stoffene kan lekke ut til omgivelsene og derigjennom utgjøre en fare for forurensning.

Avfallsbesitter har ansvaret for å vurdere om avfallet omfattes av bestemmelsene i dette kapitlet. Statens forurensningstilsyn eller den Miljøverndepartementet bemyndiger kan i tvilstilfelle avgjøre om avfallet omfattes av bestemmelsen i dette kapitlet." (FOR 2004-06-01 nr 930: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (Lovdata.no 1))

Vedlegg 3, del A i avfallsforskriftens kapittel 11 angir hvilke grenseverdier av ulike stoffer som gjør at avfallet klassifiseres som farlig avfall, basert på stoffenes risikosetninger (R-setninger). De enkelte stoffers risikosetninger kan finnes i Stofflisten.

Tabell 3 viser R-setninger og tilhørende grenseverdier for noen utvalgte stoffer. En mer utfyllende liste finnes som vedlegg i Klif-rapporten "TA-2553/2009 – Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn". Klif-rapporten "TA-2613/2010 – Kartlegging av nyere fraksjoner av farlig avfall i bygg" inneholder også en liste over ulike stoffer med tilhørende grenseverdier for farlig avfall.

I vedlegg 3, del B i Avfallsforskriftens kapittel 11 angis spesielle grenseverdier for noen utvalgte stoffer. Dette gjelder bl.a. PCB, som har grenseverdien 0,005 % (50 mg/kg).

Tabell 3. R-setninger og grenseverdier for farlig avfall for noen utvalgte stoffer.

Stoff	R-setninger	Dim. R-setn.	Grenseverdi %	Grenseverdi ppm
Antimonforbindelser, unntatt de som er nevnt andre steder i listen	20/22 51, 53	51/53	2,50	25000
Diantimontrioksid	40	40	1,00	10000
Blykromat	49, 61, 33, 50/53, 62	49	0,10	1000
Blyulfokromatgul	49, 61, 33, 50/53, 62	49	0,10	1000
Blyforbindelser, unntatt de som er nevnt andre steder i listen	61, 62, 20/22, 33, 50-53	50/53	0,25	2500
Bromerte flammehemmere:				
deka-BDE	Spesifikk grenseverdi angitt i avfallsforskriften kapittel 11 vedlegg 3 del B		0,25	2500
okta-BDE			0,25	2500
penta-BDE			0,25	2500
TBBPA			0,25	2500
HBCDD			0,25	2500
Ftalater:				
BBP	61, 62, 50/53	50/53	0,25	2500
DBP	61, 50, 62	61	0,5	5000
DEHP	60, 61	60, 61	0,5	5000
Kadmiumforbindelser, unntatt de som er nevnt andre steder i listen	20/21/22, 50/53	50/53	0,25	2500
krom(VI)	49, 43, 50/53	49	0,10	1000

4. Beskrivelse av praktisk gjennomføring

4.1 Innledning

Den praktiske delen av prosjektet ble i sin helhet fortatt hos Brødr. London i Oslo i to ulike perioder. Bilmekanikerkompetanse har vært avgjørende for identifisering av elektronikk og tilhørende praktisk demontering som også er grunnlag for relevante tidsmålinger.

Utarbeidet liste over ønsket utvalg av bilvrak ble så langt det lot seg gjøre fulgt opp under selve prøvetakingen. Tilgangen på biler som vi kunne undersøke var begrenset til det utvalget som til enhver tid var hos Brødrene London.

Gjennomføringen ble fordelt over to perioder utfra tilgang på personell og tilgang på aktuelle biler til undersøkelser. Ved å kunne ha en drøy måned mellom de to periodene fikk vi en større omskiftning av bilvrak.

Periode 1 ble gjennomført over en uke i desember 2010. 55 biler ble kartlagt med XRF-måler utendørs, eventuelt i lagerhall, og 6 biler fikk demontert elektronikk med fokus på å få tilgang til alle kretskort. Ut fra erfaringer gjort i periode 1 ble metoden delvis justert for periode 2, som fant sted i januar 2011.

Til sammen 90 biler ble undersøkt hvorav 15 biler inngikk i forsøk med demontering av elektronikk. Biler for perioden 1980 til 2010 ble undersøkt, med en klar overvekt på biler fra slutten av 1990-tallet i henhold til planlagt utvalg. Vedlegg 1 viser de bilvrak som inngikk i utvalget. Tabellen nedenfor viser hvilke biler som ble undersøkt for elektronikk og kretskort.

Tabell 4 Bilvrak hvor eletronikk ble demontert

Modell	Årstall
Audi A6	1993
MB 124 E -94	1994
Audi 80 -94	1994
Mazda 626 -97	1997
Audi A4 STV -97	1997
Vectra B	1997
BMW E39	1997
Volvo S40	1997
Mitsubishi -97	1997
Toyota Corolla -98	1998
Peugeot 406 -98	1998
Ford Focus	2002
Hyundai -03	2003
VW Golf -04	2004
Mazda 3 -04	2004

Utvalget dekker i hovedsak den planen som ble satt opp, med unntak av en nyere bil fra etter 2004 som ikke var tilgang til for demontering. Nærmere typebetegnelse er ikke angitt her, men både enkle utgaver og modeller med mer ekstrautstyr inngikk.

4.2 Identifisering av biler i database hos Brødr. London

Ved hjelp av databaseverktøyet til Brødr. London var det mulig å søke etter de bilmodellene vi oppfattet som interessante. I denne databasen er alle biler registrert med merke, modell og alder samt unike identifikasjonsnummer. Videre var det mulig å finne ut hvilke biler som var på lager og hvor de fysisk var plassert.

Brødr. London har i tillegg til vanlige vrakbiler også god tilgang til forsikringsbiler. En forsikringsbil er en bil som blir kondemnert av forsikringsselskapet grunnet skader som det ikke lønner seg å reparere. Dette gjorde det mulig å undersøke noen helt nye modeller med XRF-apparat. Det var ikke mulig å demontere de nyeste bilene som har stor verdi i form av ombruksdeler.

4.3 Målinger med XRF.

Et håndholdt XRF-måleapparat er en portabel maskin basert på X-ray fluorescence teknologi. Apparatet bestråler en prøve med en konsentrert røntgenstråle og er i stand til å måle konsentrasjoner av ulike grunnstoffer basert på stråleverdiene som reflekteres tilbake til apparatet. Avanserte analyseteknikker anvendes i apparatet til å kvalitetssikre resultatene.

Maskinen har flere ulike driftsmodus og kan brukes til alt fra å skille plast- og metallkvaliteter fra hverandre til å finne miljøgifter i jordsmonn.

Apparatet ble brukt i plast modus under analysene. Det var kalibrert til å følge RoHS direktivets grenseverdier for stoffer målt i plast. Dette er en egnet metode for alle målinger på plast-, tekstil- og gummikomponenter i bilene.

RoHS direktivet la grunnlaget for grenseverdier for følgende elementer: kvikksølv, kadmium, brom, bly og krom.

Hver måling tar ca. 30 sekunder før den ansees som ferdig. For hver måling ble det oppgitt om det ble funnet verdier over noen av grenseverdiene eller ikke. Når det gjelder brom blir resultatet angitt som inconclusive når det ligger over 300 ppm.



Figur 4. XRF-apparat

Apparatet måler kun hva som er i overflaten på en prøve. Avhengig av materialet som ble målet så har apparatet en rekkevidde fra 50 mikrometer (metaller) til 0,5 millimeter (plast) ned i materialet.

Ved hjelp av programvare som følger med XRF-apparatet blir resultatene eksportert og tilgjengelig i Excel når apparatet kobles til en PC. På den måten kan alle resultatene samles i en fil og analyseres sammen.

Hvert målepunkt er representert med et løpenummer, tidskode og et resultat uttrykt i ppm (mg/kg) for alle grunnstoffer som måles.

I praksis ble det definert ca. 25 faste målepunkter for hver bil som ble undersøkt. Disse ble valgt ut basert på tidligere erfaringer, litteratur og en del testmålinger som ble utført. Det ble gjennomført noen tester med repeterbare målinger som viste variasjon. Det er ikke lagt opp til en statistisk analyse av alle målinger, og det understrekes at det er usikkerhet til måleverdiene, men at de gir tilstrekkelig indikasjon på forekomst av miljøgifter.

Det ble benyttet et registrerings skjema ved prøvetaking for å knytte hver måleregistrering til målested og bil. Hvert enkelt løpenummer for målingen med XRF-apparat ble notert i skjema slik at vi etterpå kunne knytte hvert enkelt måleresultat til målested og bil. Skjema finnes i vedlegg 2.

Dette gav et omfattende datamateriale med ca. 1700 unike målepunkter totalt. Hver måling omfattet 20 ulike stoffer og totalt 40 datafelt. Det innebærer 34.000 unike måledata av ulike grunnstoffer. Tallmaterialet som ble samlet inn med XRF-apparatet ble analysert og sammenstilt for å presentere resultater på en lesbar måte.

Det ble i tillegg også gjennomført målinger på kretskort med XRF for å påvise innhold av brom og bly. Det er vanskelig å få representative målinger på kretskort uten homogenisering av prøvene.

4.4 Demontering og fjerning av kretskort

Til sammen 15 biler ble demontert for å få finne fram til de ulike komponenter som kunne inneholde kretskort. De ulike elektroniske komponenter ble demontert og åpnet for å få tilgang til kretskort.

Prosessen ble i hovedsak utført av personale fra Brødr. London som hadde den nødvendige fagkompetansen både for lokalisering av enheter som inneholdt kretskort og demontering av disse.

Det ble gjort forsøk med bruk av Norsk Bildelkatalog (NBK) og International Dismantling Information System (Idis2) som verktøy for å få oversikt over hvilke

komponenter som inneholder kretskort. I praksis viste det seg at disse systemene ga meget begrenset informasjon om aktuelle elektroniske komponenter og hvor de var.

Hver bil som ble undersøkt ble satt inn i en verkstedhall hos Brødr. London der demonteringen foregikk. Det ble kun benyttet enkelt standard verktøy for demonteringen som i hovedsak ble gjort ved å skru og løsne på komponenter uten å ødelegge disse. Delene som ble plukket ut av hver bil ble holdt for seg selv og senere pakket sammen til prøvetaking.

Det var utarbeidet en sjekkliste over hvilke elektroniske komponenter som kunne ha kretskort. Denne listen ble benyttet som et utgangspunkt for å lete på aktuelle steder. (Skjema i vedlegg 2). Bildeserien under viser noen eksempler på hva som ble funnet i noen av bilene.



Figur 5. Eksempel elektronikk fra bil (fire forskjellige biler)

Bruken av kretskort varierte mye mellom de ulike merker og modeller. Eksempelvis var det noen biler som hadde kretskort til å styre sidespeilene mens andre kun hadde kretskort for motorstyring.

Det ble i prosjektet nødvendig å fokusere i hovedsak på de store styreenhetene. Det vil si motorstyring, bremses, airbag, komfortstyreenheter og underholdning. Dette var dekkende for de eldre modellene samt for nyere modellene som var uten mye ekstrautstyr.

De aller fleste kretskort som ble tatt ut av bilene ble sendt til laboratorium for elementanalyse.

4.5 Prøver til analyse i laboratorium

Totalt 18 prøver ble sendt til analyse i laboratorium, både av kretskort og av ulike komponenter fra interiør, eksteriør og motorrom. Formålet med disse analysene var i første rekke å påvise ulike typer bromerte flammehemmere og å vurdere sammenhengen mellom måleverdier med XRF og resultater fra laboratorieanalyser.

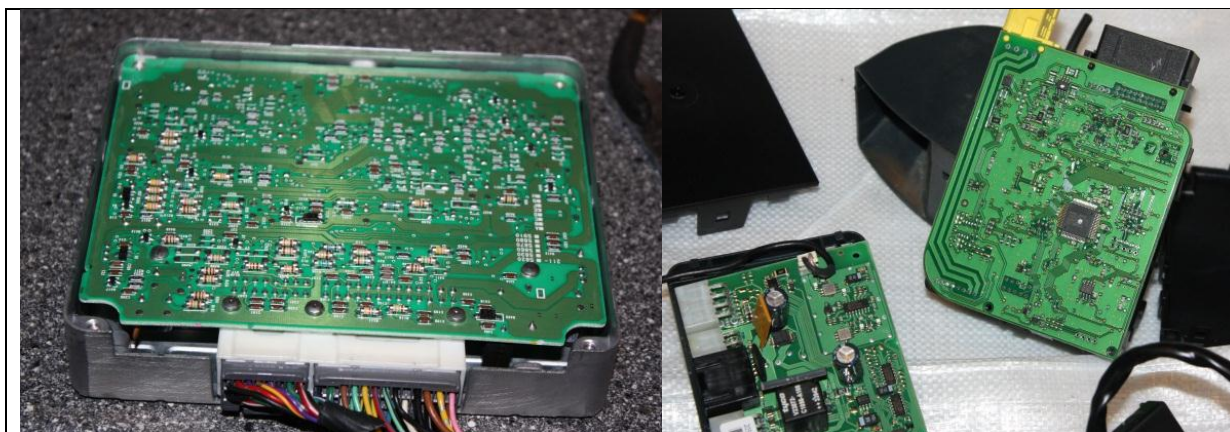
Det var en begrenset antall prøver som kunne inngå i denne delen av prosjektet bestemt ut fra praktiske hensyn.

4.5.1 Kretskort

Basert på XRF-målingene av kretskortene var det ikke grunnlag for å hevde at det var store forskjeller mellom bilmerke eller modell. Det ble valg å gruppere kretskortprøvene etter alder på bilene som ble undersøkt. Fire blandprøver med kretskort ble sendt inn. Fordelt på de fire kretskortprøvene var det to prøver for perioden 1995-1999 og en prøve for 1990-1994 og en for 2000-2004. Utover alder var det ingen andre forhold som bestemte grupperingen. Det ble totalt sendt inn prøver fra 14 av de 15 demonterte bilene for analyse. Kretskortene til en Hyundai fra 2003 ble ikke sendt til analyse da delene hadde for høy økonomisk verdi til ombruk.

Tabell 5. Prøver av kretskort sendt til analyse i laboratorium

Prøve nr.	Periode	Bil	Registreringsår
1	1990-1994	Audi A6	1993
		Audi 80	1994
		Mercedes Benz 124 E	1994
2	1995-1999 #1	Mazda 626	1997
		Mitsubishi Carisma	1997
		BMW E39	1997
		Opel Vectra	1997
3	1995-1999 #2	Peugeot 406	1998
		Toyota Corolla	1998
		Volvo S40	1998
		Audi A4	1997
4	2000-2004	Ford Focus	2002
		Golf	2004
		Mazda 3	2004



Figur 6. Kretskort til analyse

Alle prøver ble pakket i plastposer og merket til analyse. Alle prøvene med kretskort ble undersøkt for bromerte flammehemmere og tungmetaller.

For alle kretskort som ble sendt til analyse ble det forsøkt å fjerne så mye som mulig av det som ikke utgjorde selve kretskortet. Kretskortene ble demontert fra kabinettene som de var montert i og kontakter ble delvis fjernet. Prøvene ble deretter pakket i plastposer, en for hver bil.

Laboratoriet finkvernet og homogeniserte alle prøvene og fulgte vanlige prosedyrer for å sikre representative uttak til selve analysene. Kvernet materiale som ikke ble brukt til prøvene ble sendt tilbake til Mepex for oppbevaring eventuelle senere analyser.

4.5.2 Prøver fra interiør og motor

Det ble sendt inn 14 prøver fra interiør og motorrom. Utvalget av parametere som inngikk i de ulike analysene ble foretatt i samråd med laboratorium.

Det ble valgt ut en del prøver hvor XRF-målingene av brom eller tungmetaller indikerte verdier over grenseverdiene for farlig avfall. Det ble valgt å lage noen blandprøver for noen av de komponentene hvor det var høye verdier. Det måtte avklares hvilke biler det var anledning til å ta prøver fra og dermed hindre mulig ombruk av delene. Det understrekes at det var mange deler hvor det ble målt høye verdier med XRF-måleapparat, men hvor det ikke ble tatt prøver da delene hadde en betydelig ombruksverdi.

Tabell 6. Prøver sendt til laboratorium for analyse av bromerte forbindelser

Prøve	Type komponent	Bilmerke/modell	Bland prøve
5	Lydisoleringsmateriale	Audi A6 (93) Nissan Primera (94) Audi S442 (93)	ja
6	Interiør	Kia Rio (02), Toyota Corolla (98), Volvo 240 (87)	Ja
7	Setetrekk	Ford Explorer (94)	Nei
8	Air bag-materiale	Kia Rio (02)	Nei
9	Setetrekk	Nissan Almera (98)	nei
10	Bagasjerom trekk	Mazda 626 (00)	Nei
11	Radiatorvifte	Nissan Primera (04)	Nei

Tabell 7. Prøver sendt til analyse i laboratorium for analyse av tungmetaller

Prøve	Type komponent	Bilmerke/modell	Bland prøve
11	Radiatorvifte	Nissan Primera (04)	Nei
12	Luftinntak	Audi S442 (93), Volvo s40/v40 (98), Ford Explorer (94), Toyota Corolla (99)	Ja
13	Slange fra motorrom	Toyota Corolla (98), VW Golf (00), Opel Calibra (91)	Ja
14	Reflektorprøver (bland)	Audi A3 (98), Skoda Octavia (00), Kia Rio (02)	Ja
15	Dashboard	Volvo 240 (87)	Nei
16	Ratt trekk	Nissan Primera (04)	Nei
17	Plast (bland) Hard plast	Mazda 626 (98), Skoda Octavia (00)	Ja
18	13 Hjul kapsel (plast)	Toyota Corolla (98)	Nei



Figur 7. (f. venstre) Interiør og luftinntak pakket til analyse



Figur 8. Hjulkapsel og slager fra motorrom pakket for forsendelse til analyse

5. Resultater

5.1 Målinger elektronikk og kretskort

Resultatene for alle analyser av kretskort for de totalt 15 bilene som inngikk i denne delen av forsøkene omfatter følgende

- Data fra XRF-målinger
- Resultater fra laboratorieanalyser
- Arealmålinger av kretskort
- Tidsmålinger ved demontering av kretskort
- Oppsummering/konklusjoner

5.1.1 Målinger med XRF

Alle kretskort ble målt med XRF før de ble sendt inn til analyse ved laboratoriet. Det var blant annet for å fastslå innhold av brom, noe som sannsynliggjør at det er brukt bromerte flammehemmere i kretskortene. XRF-apparatet måler forekomsten av grunnstoffet brom, ikke spesifikt hvilken kjemisk forbindelse brom inngår i. Laboratorieanalyser var derfor nødvendig for å undersøke forekomsten av bromerte flammehemmere.

I tabell 8 fremgår måleverdier for grunnstoffet brom målt i kretskort fra 14 biler. Laveste og høyeste måling for biler av samme årsmodell er angitt. Dette gir et grunnlag for sammenligning med analyseresultatene fra laboratorium.

Tabell 8 Brom målt i kretskort med XRF- apparat (mg/kg dvs. ppm)

Årsmodell	Min (ppm)	Maks (ppm)
1993	37 028	62 379
1994	77 902	85 526
1997	6 430	86 370
1998	13 560	72 457
2002	25 736	80 042
2004	6 815	71 507

Disse verdiene viser innholdet av brom, mens innholdet av bromerte forbindelser normalt vil fremkomme ved å gange de oppgitte verdier med 1,2 – 1,5 avhengig av type forbindelsen.

Det er flere årsaker til det ofte store spranget fra laveste til høyeste verdi. Blant annet er de fra ulike deler og produsenter. Det kan også være variasjoner i måleverdier på ett og samme kretskort, da det kan være vanskelig å få en homogen overflate. Målingene ble ikke utført for å få representative gjennomsnittsverdier. Målingene viste ingen variasjon i innhold av brom avhengig av alder på kretskort.

Det var vanskelig å se sammenheng mellom produsenter av de forskjellige merkene. Det ble observert at det er et begrenset antall produsenter av komponenter med kretskort. Ulike merker og modeller hadde i stor grad styringsenheter fra de samme produsentene.

5.1.2 Resultater fra laboratoriet

Kretskortene ble undersøkt for de vanligste bromerte forbindelsene. PentaBDE, OktaBDE, DekabDE, TBBPA og HBCD. Det ble ikke gjennomført analyse av total brom. Resultatene referer seg til blandprøvene som er beskrevet i kapittel 4.6.

Tabell 9. Lab resultater for bromerte forbindelser i kretskort

ELEMENT	Enhet	Prøve 1 1990-1994	Prøve 2 1995-1999 - 1	Prøve 3 1995-1999 - 2	Prøve 4 2000-2004
PentaBDE (PBDE-99)	mg/kg	1,8	<0.50	<0.50	0,7
OktaBDE	mg/kg	2,1	<1.0	1,5	3,5
DekaBDE (PBDE-209)	mg/kg	200	<10	<10	33
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	mg/kg	26	14	87	10
Heksabromsyklododekan (HBCD)	mg/kg	<10	<10	<10	<10

Laboratorieanalysene avdekket ikke konsentrasjoner av bromerte flammehemmere som samsvarer med konsentrasjoner av brom målt med XRF-apparatet. Erfaringsvis er det i stor grad TBBPA som har vært benyttet ved produksjon av kretskort. I dialog med analysekontoret ble det avklart at analysene som er gjennomført ikke fanger opp reaktiv TBBPA;

"Tetrabrombisfenol-A (TBBPA) som reaktivt flamskyddsmedel används i kretskort, såväl i mönsterkort som i komponentkapslingen. Anses mindre giftig än PBB och PBDE. Flamskyddsmedlet binds in kemiskt i polymerens struktur, vilket innebär att det inte lossnar så lätt vid deponi och förbränning, Det medför också att den inte går att extrahera ut med ett lösningsmedel för kemisk analys."

Det er påvist innhold av TBBPA i alle prøvene. Det er sannsynlig at dette er rester som ikke har blitt kjemisk bundet og er løselig. Det kan konkluderes med at det mest sannsynlig er reaktivt TBBPA som er benyttet i kretskortene. I følge avfallsforskriften kan det legges til grunn at reaktivt TBBPA i ferdig epoxy ikke er under definisjonen av farlig avfall når man legger til grunn at det ikke vil lekke ut.

Resultatene for tungmetaller fremgår av Tabell 10. Som tabellen viser har alle prøvene høye verdier av bly, opp mot 2% av vekten av kretskort som inngikk i prøvene. Det er vesentlig lavere verdier for de nye yngre bilene fra 2000-2004. Bly er benyttet i loddetinnslegeringer på disse kretskortene. Kretskort kan ut fra innhold av bly defineres som farlig avfall. Verdier for kadmium er lave. Vedlegg 5 viser alle verdier.

Tabell 10. Labresultater for miljøgifter i kretskort

	Enhet	1995-1999 #1	1995-1999 #2	1990-1994	2000-2004
Cd	mg/kg	16,8	0,927	2,76	45,6
Pb	mg/kg	16700	18600	16300	6410
Ni	mg/kg	4230	4580	3900	2300
Hg	mg/kg	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3

5.1.3 Antall kretskort og areal

De kretskort som ble funnet på hver bil ble telt opp og arealet målt så nøyaktig som det var praktisk mulig. Det ble funnet både små og store kretskort fra 1 cm² til 400 cm². Antall kretskort ble plukket ut varierte mellom 2 og 10 enheter per bil.

Som nevnt tidligere ble det fokusert på større enheter som det vil være mest relevant å fjerne om et påbud skulle komme. Det er vanskelig å angi hvor stor andel av kretskortene som ikke ble funnet og tatt ut ved demonteringen og dette kan variere en del mellom bilene. I samråd med mekaniker ble det vurdert at det er meget sannsynlig at over 80 % av mengden kretskort ble fjernet.

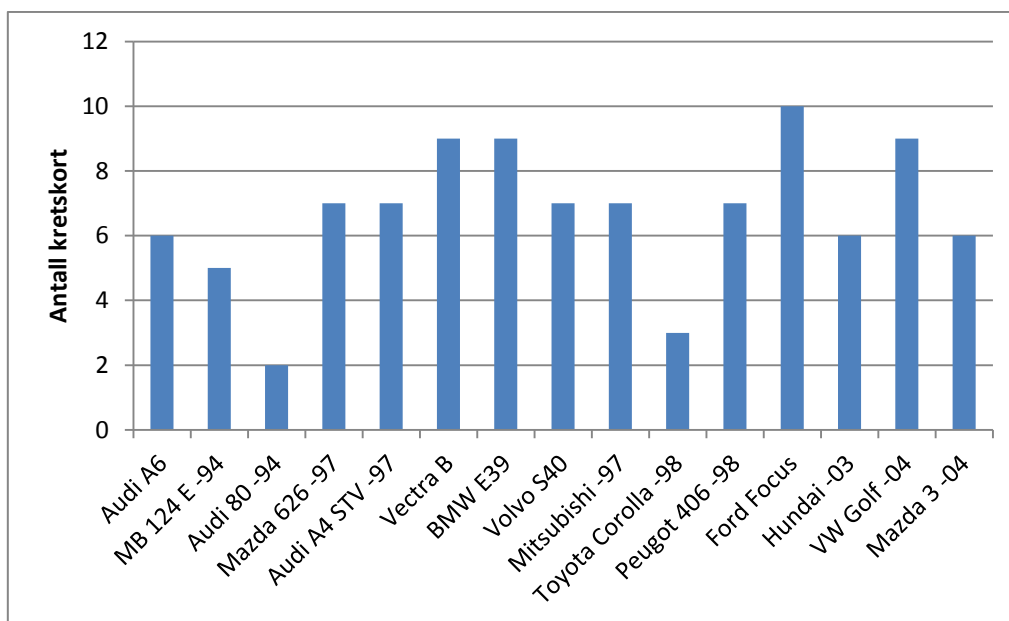
Mengden kretskort varierer endel mellom de forskjellige merkene og årsmodellene. Modeller med mer elektronisk ekstrautstyr vil naturlig nok ha mer kretskort. Bensinbiler vil ha noe mer kretskort enn dieslbiler.

Totalt areal på kretskortene som ble demontert varierte fra 0,05 m² til 0,15 m² per bil. Arealet av hvert enkelt kretskort varierte fra ca. 400 cm² til bare 1 cm². En utvikling som ble registrert var at stadig flere små kretskort dukket opp i de nyere modellene med mye ekstrautstyr.

Det ble i utgangspunktet fokusert på styreenheter ved uttak av kretskort. Styreenheter er større kontrollenheter i bilen som styrer for eksempel motor og tenning samt girkasse i biler med automatgir. Klimaanlegg, underholdning og lignende er gruppert som komfortenheter og ble også funnet i de fleste bilene.

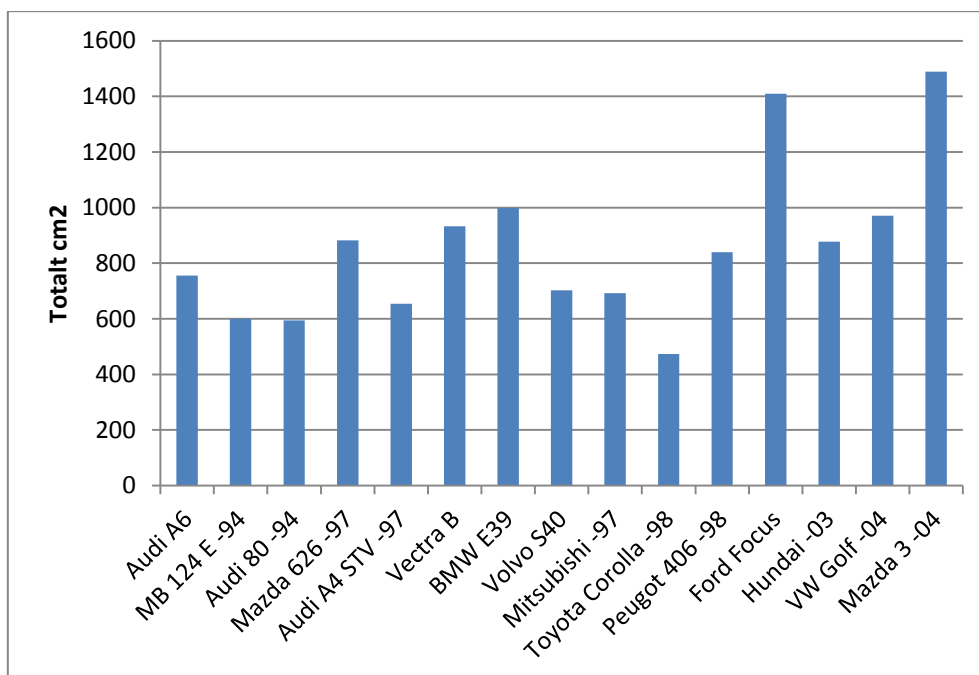
Det er kun tatt hensyn til originale deler, så eventuelt ettermontert ekstrautstyr er ikke medregnet. Unntaket er DEFA alarm som antageligvis har blitt montert i butikken før overtagelse av første eier. Dette er en så vanlig enhet at denne har blitt tatt med i regnskapet.

Figur 9 under viser antall kretskortkort per bil.



Figur9. Antall kretskort per bil

Alder er økende langs X-aksen slik at den eldste bilen ligger til venstre i figuren. Alder alene kan ikke forklare utviklingen i figuren, type bil og modell ser ut til å ha like stor betydning.

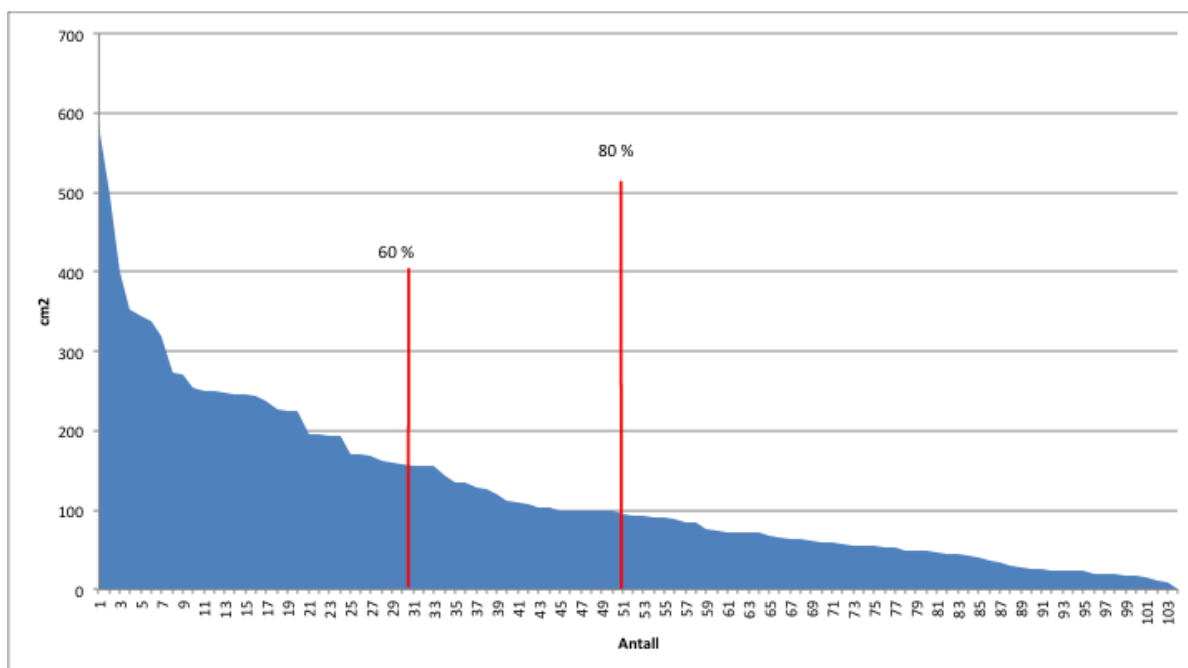


Figur 10. Areal for kretskort per bil

Av de to figurene er det tydelig at areal og antall kretskort ikke henger direkte sammen. Det er en generell trend at det totale arealet øker ettersom bilene blir

nyere. Dette kan komme av at flere funksjoner styres av kretskort enn tidligere, slik at kretskort overtar funksjoner for det som tidligere var enklere elektroniske komponenter.

Figuren nedenfor viser summert arealet av alle kretskort som vi demonterte, sortert fra de med størst areal til de med minst. Halvparten av antall kretskort demontert representerer 80 % av det arealet vi samlet inn. De større enhetene, som alle bilene har felles, utgjør hovedtyngden av arealet.



Figur 11. Totalt areal for kretskort innsamlet

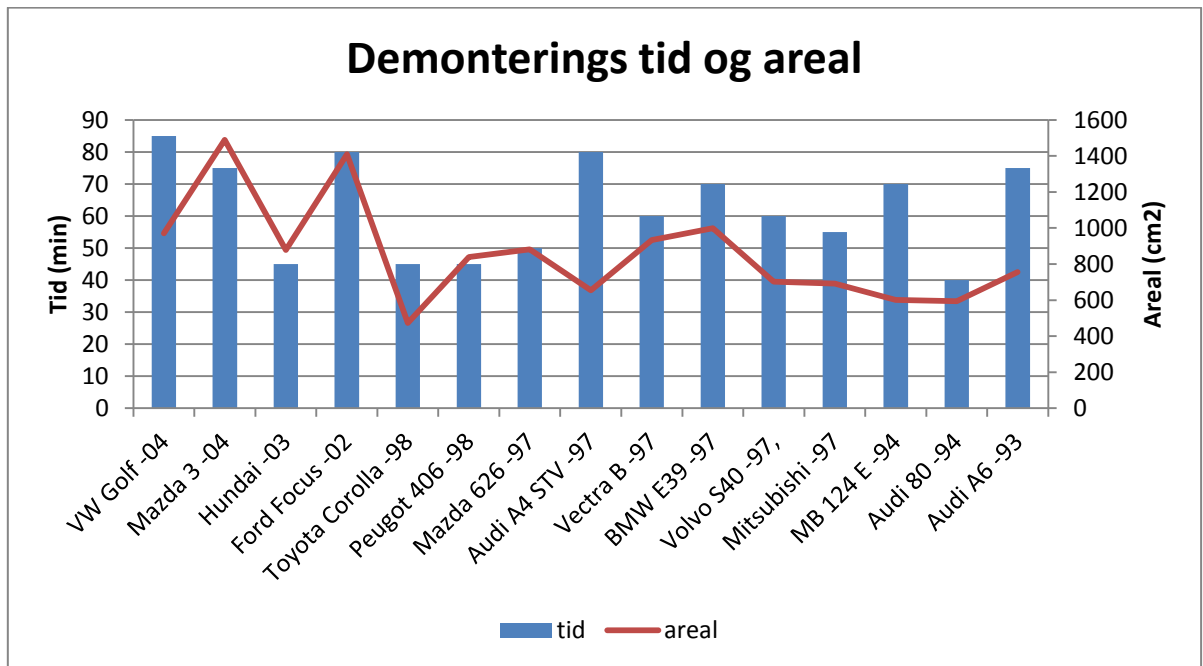
Om alle kort over 100 cm² hadde blitt fjernet så hadde man klart å ta ut 81 % av det totale kretskortarealet som ble registrert.

5.1.4 Tidsmålinger

Ved demonteringsforsøkene ble det også gjennomført tidsmålinger for hver bil. Formålet var å kartlegge den økte tidsbruk som vil komme med et eventuelt pålegg om å fjerne elektriske komponenter i tillegg til miljøsaneringen som allerede forekommer. Eventuelle pålegg om å inkludere kretskort i miljøsaneringen vil kunne øke kostnadene for systemet.

Ved våre forsøk ble det i starten brukt mye tid på å lokalisere enhetene som inneholdt elektroniske styringsenheter med kretskort. Det viste seg i praksis lite aktuelt å søke etter informasjon i eksisterende elektroniske informasjonssystemer. Gjennomsnittlig tidsforbruk ble registrert til 63 minutter per bil. Figur 12 viser tidsforbruket for å demontere kretskort og hvordan det varierer mellom de ulike bilene. Det synes å være en korrelasjon mellom tidsforbruk og det areal av kretskort som ble demontert. Samtidig var det slik at tidsforbruket per bil ble redusert etter

hvert som mekaniker fikk mer erfaring med å lokalisere og demontere komponenter med elektronikk. For nyere bilvrak hvor ombruk av deler er mer aktuelt kan også hensynet til ikke å ødelegge komponenter bidra til økt tidsbruk. Basert på samtaler med Brødr. London i etterkant av forsøket så forventer de at tidsforbruket vil kunne ligge mellom 20 og 40 minutter avhengig av type bilvrak.



Figur 12. Tidsbruk og areal ved demontering

5.1.5 Oppsummering

Det er foretatt målinger og registreringer for vrakbiler produsert i perioden 1993 – 2004. Det fremgår at omfanget av kretskort øker, men at også biler fra 1993 – 98 har et vesentlig omfang av kretskort. Dette tilsier at det ikke kan settes en entydig tidsgrense for når omfang av kretskort har blitt så stort at det kan være grunnlag for demontering.

Videre fremgår det at kretskortene mest sannsynlig inneholder reaktivt TBBPA og høye nivåer av bly. Innholdet av TBBPA vil trolig ikke gjøre at kretskortene klassifiseres som farlig avfall med dagens regelverk, men innholdet av bly vil innebære at de er farlig avfall. Det synes å være en merkbar nedgang i innholdet av bly i kretskortene fra bilvrak som er nyere enn 2000-modell.

Gjennomførte målinger av tidsforbruk ved demontering viser et gjennomsnittlig tidsforbruk på ca. 1 time for å fjerne de største kretskortene. Med økt erfaring og rutine blir tidsbehovet lavere, trolig i snitt ca. 30 minutter.

5.2 Målinger andre komponenter

Det er foretatt omfattende målinger av andre komponenter med vekt på interiør. Resultater er presentert med følgende deler

- Målinger XRF
- Analyser fra laboratorium
- Tidsmålinger for å fjerne setetrekk og skumplast
- Konklusjoner

5.2.1 Målinger med XRF

Det er foretatt en omfattende bearbeiding av alle analysene. Det var stor variasjon miljøgifter i de ulike komponenter og mellom bilvrakene, avhengig av produsent og produksjonsår. Det var ikke mulig å måle alle komponenter på alle 90 bilvrakene. Tabell 11 angir hvor mange biler det ble foretatt målinger på.

Tabell 11. Antall biler hvor det er foretatt målinger på angitt komponent

Komponent	Antall biler målt
Luftinntak	73
Baklykter	65
Bakside baksete	72
Støtfanger bak	77
Støtfanger front	51
Midtkonsoll	86
Dashbord	79
Dørpanel	89
Førersete	85
Motorvifte blad	25
Motorvifte beskyttelse	9
Gulvteppe	89
Frontlykter	31
Oljeledning servostyring	57
Radiatorslange	85
Baksete	75
Taktrekk	87
Seterygg førersete	85
Lydisolasjon motorrom	37
Ratt	86
Hattehylle	54
Bagasjeromsgulv	83
Hjulkapsel	43
Gummi motorrom	84

Det er valgt å presentere resultatene på en måte som gir oversikt over alle de aktuelle komponentene og hvor stor andel av målingene hvor det ble funnet tungmetaller eller indikasjon på bruk av bromerte flammehemmere. Resultatene er presentert for ett stoff av gangen.

I den første kolonnen angis prosentandelen av målingene som ble registrert over grenseverdien for farlig avfall og den andre kolonnen viser prosentandelen av målinger som hvor det ble registrert brom.

Tabell 12. Prosentvis andel målinger over grenseverdi og prosentvis andel målinger der brom ble registrert. Gjennomsnittsverdier i ppm for målinger over grenseverdi

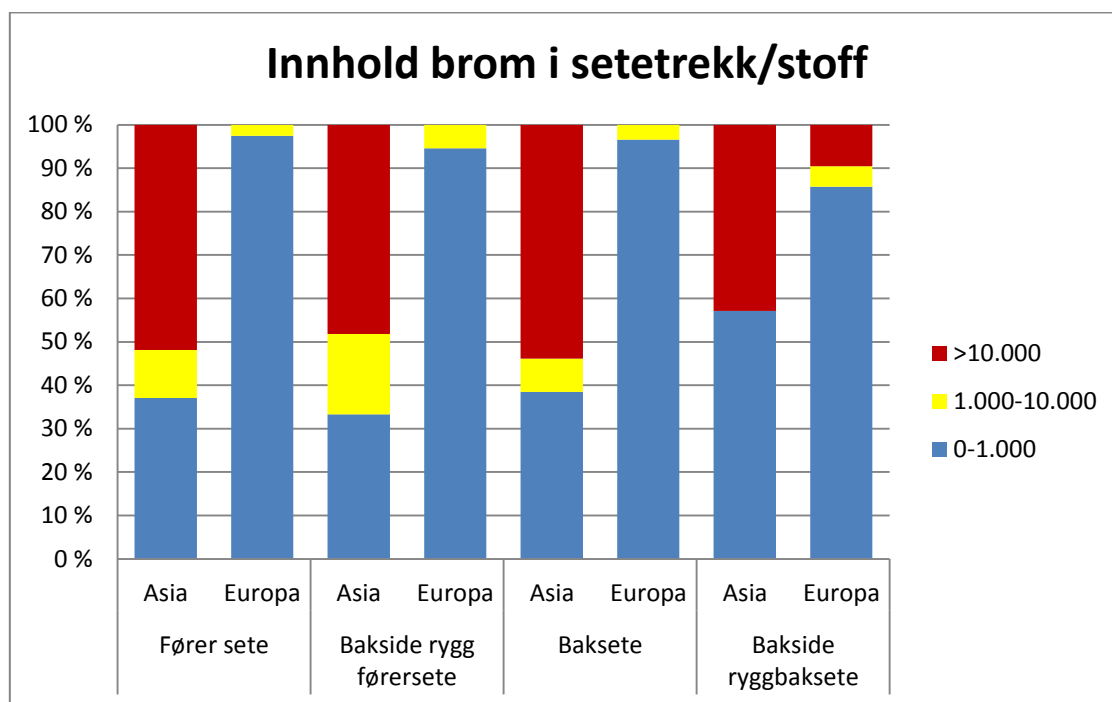
	% over 2500 ppm	% målinger med påvist	Gj. målt over grenseverdi (ppm)
Luftinntak	0 %	34 %	
Baklykter	0 %	9 %	
Bakside baksete	13 %	50 %	26964
Støtfanger bak	0 %	14 %	
Støtfanger front	0 %	16 %	
Midt-konsoll	0 %	19 %	
Dashbord	0 %	22 %	
Dørpanel	16 %	54 %	16381
Førersete	19 %	84 %	16200
Motorvifte blad	0 %	32 %	
Motorvifte beskyttelse	0 %	33 %	
Gulvteppe	2 %	51 %	8394
Front lykter	0 %	16 %	
Oljeledning servostyring	0 %	47 %	
Radiatorslange	0 %	36 %	
Baksete	20 %	73 %	17968
Taktrekk	2 %	36 %	4034
Seterygg førersete	16 %	78 %	19844
Lydisolasjon motorrom	27 %	73 %	9419
Ratt	0 %	70 %	
Hattehylle	2 %	50 %	29346
Bagasjeroms gulv	5 %	59 %	8024
Hjulkapsel	0 %	28 %	
Gummi motorrom	0 %	48 %	

For dørpanel ble det i 16 % av tilfellene påvist brom over grenseverdien på 2500 ppm mens det ble påvist brom i 54 % av tilfellene som ble målt. Det fremgår også at for de verdiene som var over 2500 ppm så var gjennomsnittet 16.381 ppm

Det er i seter og andre tekstiler vi finner de største utslagene, og det er der det er prosentvis flest målinger over grenseverdien. De prøvene som ble sendt til laboratoriet påviser bruk av bromerte flammenhemmere innenfor de nivåer som ble målt med XRF, ref. kapittel 5.2.2.

Det er foretatt en nærmere vurdering av i hvilke biler det ble målt høyest konsentrasjon av brom, både med hensyn til merke, produksjonsland og årstall.

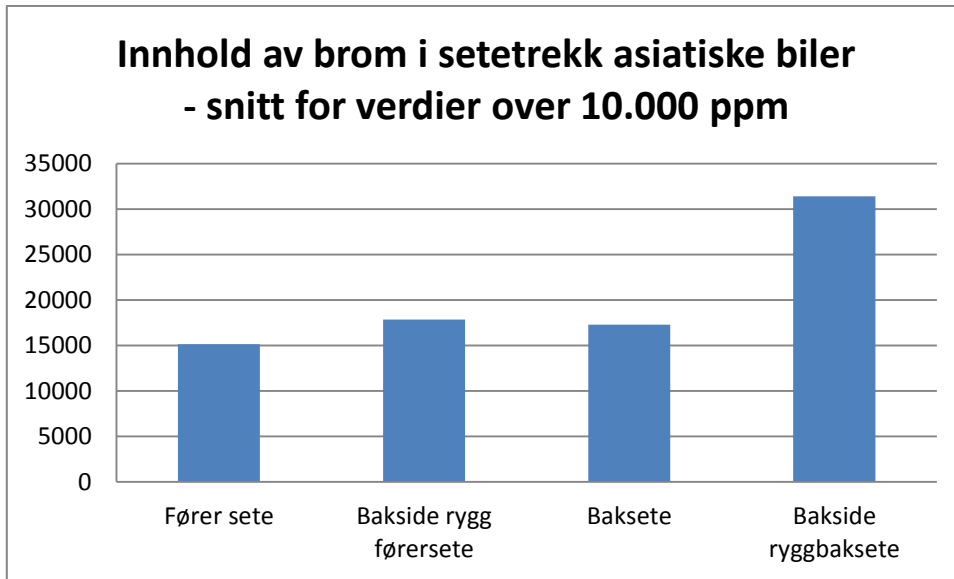
Et viktig funn er at det i all hovedsak er i asiatiske bilmerker det påvises innhold av brom i seter/setetrekk. Figuren under viser at det er om lag 50 % av de asiatiske bilene som har høye verdier av brom, det vil si over 10.000 ppm. Dette forekommer så å si ikke i europeiske biler. I europeiske biler ble det kun målt brom i baksiden av baksete som vender inn mot bagasjerom. Her hadde 10% av bilvrakene innhold av brom over 10.000 ppm. Det er generelt få biler som har verdier mellom 1000-10.000 ppm.



Figur 13 Innhold av brom i setetrekk/stoff fordelt på opphav

Det synes ikke å være en generell sammenheng mellom produksjonsår og innhold av brom, men det kan virke som det hos noen merker har skjedd en endring i bruk av bromerte flammenhemmere.

I de tilfellene det er benyttet bromerte flammenhemmere er verdiene relativt høye, men med begrenset variasjon. Påfølgende figur viser gjennomsnittsverdiene for brom i ppm for de målinger som er over 10.000 ppm. En stor andel ligger mellom 15.-20.000 ppm, unntatt for bakside av ryggsete bak hvor verdiene er nesten dobbelt så høye.



Figur 14. Innhold av brom i setetrekk fordelt på ulike seter (Asiatiske biler)

Bly

Bly brukes i mange tilfeller som stabilisator i PVC-plast. Det ble også registrert bly i slanger av syntetisk gummi. Radiatorslanger og slanger tilhørende servostyringen ble spesielt undersøkt og hadde et innhold på ca. 20.000 ppm. Dette innholdet av bly kan sees også i sammenheng med registrert innhold av bly i fluff.

Tabell 13. Prosentvis antall målinger bly over grenseverdi (2500 ppm) i ulike komponenter

	% over 2500 ppm	% målinger med påvist
Luftinntak	8 %	14 %
Baklykter	0 %	0 %
Bakside baksete	0 %	13 %
Støtfanger bak	3 %	9 %
Støtfanger front	2 %	6 %
Midt-konsoll	3 %	10 %
Dashbord	6 %	22 %
Dørpanel	1 %	18 %
Førersete	0 %	26 %
Motorvifte blad	0 %	12 %
Motorvifte beskyttelse	0 %	11 %
Gulvteppe	1 %	24 %
Front lykter	0 %	6 %
Oljeledning servostyring	16 %	32 %
Radiatorslange	0 %	16 %
Baksete	0 %	12 %
Taktrekk	0 %	29 %
Seterygg førersete	0 %	11 %
Lydisolasjon motorrom	0 %	24 %
Ratt	0 %	15 %
Hattehylle	2 %	26 %
Bagasjeroms gulv	0 %	27 %
Hjulkapsel	0 %	12 %
Gummi motorrom	15 %	26 %

Antimon

Det ble registrert innhold av antimon over dagens grenseverdi for farlig avfall (2,5 %). Antimon benyttes blant annet i form av flammehemmeren diantimontrioksid, som har 1 % som grenseverdi for farlig avfall. Denne benyttes ofte sammen med bromerte flammehemmere, men kan også benyttes alene. Antimon benyttes også i legeringer, for eksempel i blyakkumulatorer og i blyfritt loddetinn.

Tabell 14. Prosentvis antall målinger antimon over grenseverdi (25.000 ppm) i ulike komponenter

	% over 25000 ppm	% målinger med påvist
Luftinntak	1 %	8 %
Baklykter	0 %	2 %
Bakside baksete	0 %	50 %
Støtfanger bak	0 %	9 %
Støtfanger front	0 %	16 %
Midt-konsoll	0 %	30 %
Dashbord	0 %	19 %
Dørpanel	0 %	58 %
Førersete	0 %	41 %
Motorvifte blad	0 %	0 %
Motorvifte beskyttelse	0 %	0 %
Gulvteppe	0 %	47 %
Front lykter	0 %	26 %
Oljeledning servostyring	0 %	5 %
Radiatorslange	0 %	0 %
Baksete	0 %	43 %
Taktrekk	0 %	30 %
Seterygg førersete	0 %	44 %
Lydisolasjon motorrom	0 %	22 %
Ratt	0 %	1 %
Hattehylle	0 %	24 %
Bagasjeroms gulv	0 %	35 %
Hjulkapsel	0 %	12 %
Gummi motorrom	1 %	4 %

Krom

Resultatene i Tabell 15 viser at seter og ratt har fått påvist innhold av krom. Dette skyldes at kromsalter brukes til garving av skinn. Kun salter med lite giftig treverdig krom benyttes i garveprosessen. Imidlertid kan treverdig krom omdannes til giftig seksverdig krom under gitte temperatur- og PH-forhold. Slike forhold kan forekomme under garving (UNIDO 1999).

En undersøkelse utført av svenske Kemikalieinspektionen i 2011 viste at 12 av 31 hansker kjøpt i jernvare- eller klesbutikker inneholdt seksverdig krom i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 3 ppm. Høyeste målte krom(VI)-konsentrasjon var 51 ppm. (kemi.se)

Tabell 15. Prosentvis antall målinger krom over grenseverdi (1000 ppm) i ulike komponenter

	% over 1000 ppm	% målinger med påvist
Luftinntak	0 %	5 %
Baklykter	0 %	6 %
Bakside baksete	0 %	7 %
Støtfanger bak	3 %	18 %
Støtfanger front	2 %	16 %
Midt-konsoll	2 %	26 %
Dashbord	5 %	10 %
Dørpanel	4 %	22 %
Førersete	7 %	33 %
Motorvifte blad	0 %	4 %
Motorvifte beskyttelse	0 %	33 %
Gulvteppe	1 %	8 %
Front lykter	0 %	0 %
Oljeledning servostyring	0 %	5 %
Radiatorslange	0 %	5 %
Baksete	8 %	23 %
Taktrekk	0 %	8 %
Seterygg førersete	8 %	27 %
Lydisolasjon motorrom	0 %	14 %
Ratt	28 %	29 %
Hattehulle	2 %	7 %
Bagasjeroms gulv	0 %	5 %
Hjulkapsel	9 %	21 %
Gummi motorrom	0 %	8 %

XRF-målingene registrerte også klorinnhold. Når konsentrasjonen av klor er på et nivå som er vanlig for PVC indikerer apparatet at komponenten består av PVC. Det kan være et utgangspunkt for å lete etter additiver i PVC. Det ble ikke tatt ut prøver til analyse for å påvise mulig bruk av ftalater eller andre miljøgifter som benyttes i plastmaterialer.

5.2.2 Resultater fra laboratorieanalyser

Det ble sendt inn prøver for å verifisere innhold av bromerte flammehemmere og tungmetaller i en del aktuelle komponenter.

I det følgende presenteres noen av resultatene fra laboratorieanalysene hvor det også var XRF-målinger å sammenligne med. Tabell 16 viser resultatene.

Tabell 16. Sammenligning av laboratorieanalyser og XRF for brom i interiørkomponenter (ppm)

Prøve	XRF-måling, brom (mg/kg)	Lab. målinger BRF (mg/kg)	Kommentar til lab målinger
Lydisolering - blandprøve	7 950 *	4 400	Heksabromsyklododekan (HBCD)
Setetrekk baksete	21 155	7 000	DekaBDE (PBDE-209)
Setetrekk forsete	17 591	27 000	DekaBDE (PBDE-209)
Interiør (dør, tak, trekk blandprøve)	15 080 *	17 000	DekaBDE (PBDE-209)

* beregnet som snitt av målinger på 3 produkter i en blandprøve.

Det fremgår av tabellen at analysene påviser innhold av bromerte flammehemmere i de prøver som er sendt inn, men nivåene varierer en del i forhold til XRF-målingene. Det bemerkes at XRF-verdiene for brom skal multipliseres med en faktor mellom 1,2 (for deka-BDE) og 1,7 (for TBBPA) for å få tilhørende konsentrasjon av aktuell bromert flammehemmer. XRF-verdier for brom multipliseres med 1,34 for å få tilhørende konsentrasjon av HBCDD. I XRF-målingene på lydisolasjon ble det også funnet antimon i konsentrasjoner mellom 4000 og 13 000 mg/kg.

Årsakene til at det ikke er helt samsvar mellom analysene og målinger med XRF er trolig knyttet til variasjoner i innholdet i det materiale vi måler på. Det kan forklare at det ikke er systematisk variasjon som tilsier metodefeil. Tester med XRF-måler viste at det kunne være store variasjoner på ett og samme sete. Det synes som blant annet grad av slitasje kan spille en avgjørende rolle, noe som tilsier en spredning av bromerte forbindelser under bruk.

Det er ikke ut ifra disse analysene grunnlag for å si om andre deler av setet enn setetrekket kan inneholde de bromerte forbindelsene.

Tabell 17 viser resultater for noen komponenter hvor det var registrert tungmetaller. Det fremgår rimelig godt samsvar mellom XRF-verdier og det som

laboratorieanalysene gir av resultat. Når det gjelder slanger fra motorrom så kan det være en effekt av at slangene har et vist belegg av bly på utsiden, slik at målt verdi over hele tverrsnittet blir noe lavere. Slitasje av bremseklosser sto i 2009 for 28 % av det totale utslippet av bly i Norge. Utslipp av bly er forøvrig redusert med 97 % siden 1990 (SSB. Det var total bly som ble registrert.

Tabell 17. Tungmetaller i interiør og motorrom

Prøve	XRF verdier (mg/kg)	Lab målinger (mg/kg)	Kommentar til lab målinger
Luft inntak	20 500	17 300	Bly (Pb)
Luft inntak	6200	8300	Sink (Zn)
Slanger fra motorrom	17 000 – 22 000	8450	Bly (Pb)
Ratt	13 000	14 200	Krom (Cr) ¹

5.2.3 Tidsmålinger for å fjerne setetrekk og skumgummi

Det ble etter nærmere avtale med KLIF bestemt at det også skulle gjennomføre noen målinger av tidsforbruk ved å fjerne setetrekk og skumgummi på noen seter.

Det ble valgt å foreta stripping av seter i to asiatiske biler, hhv. en Toyota Carina og Mitsubishi Carisma. Det ble utført uten spesiell tilrettelegging, men hvor man gikk løs på setene som stod fastmontert i bilene med enkelt håndverktøy i form av kniv og tang.

Den første bilen var mer krevende, blant annet pga. mer komplisert forsete konstruksjon og setevarmer løsning. Samtidig var det dette en operasjon som personellet ikke hadde utført tidligere og som dermed medførte en del fomling.

Den andre bilen gikk betydelig raskere å behandle som både kan tilskrives enklere setekonstruksjoner og mer taktisk utførelse av oppgaven.

Det ble valgt å både ta setetrekk og skumgummi ut da det forventes at en del av de brommerte forbindelsene også finnes i skumgummien.

Totalt sett gikk det 60 min for å håndtere setene i de to bilene, dvs. 30 min per bil. Det forventes at når dette settes i system og man får praktisk erfaring at tidsforbruket kan i snitt komme ned på rundt 20 min.

Total vekt på alle fjernet trekk/stopp i bilene utgjorde 12-16 kilo.

¹ Det ble ikke bestemt hvilken krom forbindelse det var

5.2.4 Oppsummering

Resultatene fra kartlegging viser at bilvrak inneholder bromerte flammehemmere og andre miljøgifter utover det vi finner i elektronikk og kretskort.

Det kan spesielt fremholdes innhold av brom som klart indikerer innhold av bromerte flammehemmere i seter i en betydelig andel biler som kommer fra Asia. Innholdet kan variere mellom ulike merker og modeller, men det er ikke grunnlag for å si at noen merker ikke inneholder bromerte flammehemmere. Det er flammehemmeren DekabDE som er påvist i setetrekk og andre interiørtekstiler. Nivåene i tekstilene der DekabDE er påvist ligger på ca. 15.000 – 25.000 ppm bromerte flammehemmere. Det er til en viss grad også påvist relativt høye nivåer av antimon.

Det for øvrig registrert begrenset innhold av miljøgifter blant de som det ble analysert på. Det forekommer en del innhold av bly i gummi- og plastkomponenter. Det er i liten grad registrert andre tungmetaller i plastkomponenter. Det er registrert at setetrekk i skinn inneholder krom, noe som er et resultat av kromgarving. Litteraturkilder antyder at skinnen da kan inneholde noe seksverdig krom, men i konsentrasjoner langt under grenseverdi for farlig avfall.

5.3 Drøfting av resultater

I det følgende drøftes funnene fra kartleggingen i forhold til tidligere arbeider og kunnskap om innhold av miljøgifter i blant annet fluff etter fragmentering av bilvrak. Tråden tas opp igjen i kapittelet om konsekvenser av mulige nye krav.

Det understrekes at bilvrak inneholder en rekke miljøgifter som er en potensiell kilde til spredning av disse i naturen via utslipp til vann eller luft.

Kretskort

Det ble foretatt en måling av areal av kretskort før de ble sendt til analyser i laboratorium. Mest mulig av kabinett og kontakter ble fjernet. Det er i etterkant foretatt en vurdering av mengde kretskort som ble plukket ut regnet i kilo. Dette er basert på de prøver som er sendt tilbake fra laboratorie, samt omregning fra areal til vekt basert på kretskortprøver. Utrengningene indikerer at mengde kretskort vi plukket ut var litt under en kilo per bil i snitt. Det kan være en mindre andel vi ikke fikk demontert, men den vurderes å være relativt begrenset.

Flere internasjonale kilder angir at det er 1 – 6 kilo kretskort i biler (ACEA/JAMA/KAMA/CLEPA), med et snitt på 3 kilo i nye biler (før 2009). I rapport for

Bilpatologene ble det angitt over 6 kilo for en 2009-modell, men det var med vekten av en del kabinetter (Bellona).

Det som er avgjørende er hvordan kretskort fra biler veies og i hvilke grad man får med deler av komponentene rundt kretskortet. I praksis vil det ved demontering trolig tas ut hele komponenter da kretskortene er godt beskyttet i egne bokser.

I miljøanalysen foretas vurdering av demontering av kretskort i biler i forhold til annen elektronikk og ikke dyptgående analyse av de reelle miljøulemper som oppstår om kretskort ikke demonteres. Over tid kan innholdet av miljøgifter endres, blant annet ved mindre bruk av bly i kretskort.

Bromerte flammehemmere i interiør

Det fremgår at en betydelig andel av bilene inneholder bromerte flammehemmere i bilens interiør og spesielt i tekstiler. Det er spesielt asiatiske biler i hele den undersøkte tidsperioden fra 1986 - 2005 som har høye verdier på 15.000 - 25.000 ppm.

Resultatene samsvarer godt med de funnene som ble gjort i rapporten fra Bilpatologene i 2009. Dersom interiør skal fjernes selektivt, kan det være behov for informasjon fra produsentene om bruk av bromerte flammehemmere eller at det kan påvises med eksempelvis en XRF-måler.

Ytterligere vurdering av tiltak for å håndtere komponenter med bromerte flammehemmere fremgår av kap. 6.

Bly og andre tungmetaller

Analysene viser også at det forekommer en del tungmetaller, spesielt bly i gummiledninger o.l. Dette samsvarer godt med tidligere funn.

6. Konsekvenser – kostnader og miljø

6.1 Gjennomgang av foreliggende kunnskap

6.1.1 Innledning

Den samfunnsøkonomiske konsekvensvurderingen inneholder i hovedtrekk to elementer:

Kostnader for utvidet miljøsanering

- merkostnader knyttet til demontering
- eventuelle økte inntekter eller kostnader knyttet til det som demonteres
- reduserte kostnader/inntekter ved videre behandling av miljøsanerte bilvrak

Miljøgevinster ved utvidet miljøsanering

- utslipp fra fragmenteringsverk
- utslipp fra anlegg for material- og energigjenvinning
- utslipp fra deponering
- økt andel materialgjenvinning av råvarer

Det er lagt til grunn at det foreligger begrenset vitenskapelig grunnlag for å kvantifisere miljøgevinstene eller foreta verdsetting av mulige miljøgevinster. Det betyr at endelig vurdering av et evt. krav ikke kan bygge på en detaljert kost-/nyttevurdering, men trolig mer basert på aktuelle strategier for produkter som inneholder miljøgifter, slik situasjonen er for EE-avfall og miljøgifter i bygninger.

Vurderingen bygger på en verdikjede for bilvrak i henhold til følgende system:

Biloppsamlingsplass

- Miljøsanering ved mottak
- Demontering av komponenter
- Definerte strømmer til godkjent behandling

Fragmenteringsanlegg

- mekanisk behandling og separering
- sluttprodukter til disponering

Sluttdisponering/gjenvinning

- Materialgjenvinning
- Forbrenning
- Deponi

Utgangspunktet for vurderingene er et fremtidig system hvor det kan bli mer omfattende demontering av miljøfarlige komponenter før fragmentering. Etter dagens praksis og regelverk blir ikke elektroniske kretskort og interiør som inneholder miljøgifter demontert før fragmentering. Dette innebærer at en stor del av miljøgiftene ender i restfraksjonene (fluff etc.) fra fragmentering eller som forurensning i metallfraksjonene. En mer omfattende demontering av miljøfarlige komponenter vil sikre miljøforsvarlig behandling av de demonterte komponentene samtidig som restfraksjoner og metaller blir renere.

Et fremtidig system med mer omfattende demontering av miljøfarlige komponenter vil med stor sannsynlighet også medføre større grad av demontering av salgbare deler. Det kan tenkes at dette i mange tilfeller tilsier økt sentralisering med færre og større behandlingsanlegg. Dette kan medføre at det i økt grad introduseres satellittmottak som videresender kasserte kjøretøy til sentrale anlegg uten forutgående miljøsanering.

6.1.2 Strategier for håndtering av kasserte kjøretøy

Det er definert en ramme for konsekvensvurderingene som tar utgangspunkt i de ulike alternative strategier og de løsninger som er mulig å introdusere. Det vil være en teknologisk utvikling og det er behov for å se på miljøsanering som en del av det totale system for håndtering av bilvrak hvor også gjenvinning blir sentralt.

Det er grovt sett to alternative strategier for håndtering av bilvrak som delvis kan utfylle hverandre innenfor en helhetlig løsning:

1. Demontering av definerte stoffer og komponenter før fragmentering
2. Fragmentering, bearbeiding og disponering av avfallsfraksjoner etter fragmentering

Når det gjelder miljøfarlige stoffer og komponenter har gjeldende strategi fra norske myndigheter vært å fjerne slike før fragmentering, slik at man kan sikre en forsvarlig behandling, fremfor at de går til fragmentering og kan ende opp mer eller mindre ukontrollert i ulike delstrømmer nedstrøms og kan skape forurensning.

Når det gjelder utfordringen med å nå kravet om 85% materialgjenvinning og 95% total gjenvinning innen 1.1.2015 i henhold til gjeldende ELV-direktiv så er gjeldende strategi blant bilprodusentene å anvende sorteringsteknologi etter fragmentering og få fram produkter som kan klassifiseres som gjenvinning. Utstrakt demontering anses som mer kostnadskreven.

Etter at produsentansvaret ble innført i 2007 har utvikling av metoder for økt gjenvinning i hovedsak vært knyttet til behandling av fluff for å få fram brenselfraksjoner. Reststrømmene er omfattet av deponiforbudet, men det har vært gitt noen dispensasjoner. Mengden fluff sendt til energiutnyttelse har økt betydelig,

i hovedsak basert på eksport til Sverige hvor det blandes inn sammen med annet avfall i større forbrenningsanlegg.

Autoretur fremla i mars resultater fra nye materialstrømanalyser som angir at det oppnås ca. 80% materialgjenvinning, når man ser bort fra bruk av mineralmasse fra fragmentering på deponi, men inkluderer alle bildekk som brukes til ulike formål hvor grad av materialgjenvinning kan diskuteres (Erlandsen mfl., 2011). Videre legger beregningen til grunn at differansen mellom vrakvekt og opprinnelig vekt i vognkort antas å utgjøre ombruk av deler.

Det er behov for flere tiltak for å oppnå et minimumskrav på 85 % materialgjenvinning om 3,5 år. Forslag om eventuelle nye krav til miljøsanering av bilvrak kan derfor sees i sammenheng med eksisterende krav om å oppnå fastsatte mål for materialgjenvinning i Avfallsforskriften. En mer omfattende demontering av bilvrak basert på nye krav til miljøsanering kan også medføre økt demontering for materialgjenvinning. Således kan den marginale kostnadseffekten av skjerpende krav til miljøsanering vurderes å være lavere, i forhold til om man vurderer økt miljøsanering separat.

Det understrekes at både ELV-direktivet og den norske forskriften stiller krav til selektiv demontering av komponenter for materialgjenvinning i den grad den ikke oppnås gjennom etterbehandling etter fragmentering. I Avfallsforskriften er både plastkomponenter og glass spesifisert. Disse kravene følges ikke opp i dagens situasjon.

Et annet forhold som vi innledningsvis vil trekke fram er dagens situasjon vedrørende miljøsanering og hvor godt den fungerer i praksis. Det er flere indikasjoner på at det er store variasjoner i hvor godt kravene følges opp. Myndighetene har nå satt fokus på dette og gjennomførte i juni 2011 en betydelig kontrollaksjon.

Dersom nye krav til miljøsanering skal introduseres, er det derfor behov for å se det i sammenheng med dagens struktur og behov for økt profesjonalisering av bransjen.

6.1.3 Status vedr. kostnader for miljøsanering

Før produsentansvaret ble innført, finansierte Klif bilvrakordningen gjennom blant annet tilskudd til oppsamlingsplassene for å utføre miljøsanering. Det ble betalt et fast beløp, samt at oppsamlingsplassene i tillegg fikk en andel av verdien på bilene ut fra skrapverdien.

Driftsstøtten i 2006 var på 631,- kr per vrak fritt hentet på biloppsamlingsplass. Denne var blant annet fastsatt med bakgrunn i tidsstudier og analyser gjennomført

av uavhengige konsulenter. I tillegg fikk biloppsamlingsplassene en 50 % andel av skrapmetallverdien regulert etter gjeldende indeks for komplekst metall.

Etter at Autoretur overtok ordningen basert på gjeldende produsentansvar fra 1.1.2007, ble dette tilskuddet fjernet, men oppsamlingsplassene fikk full råderett over verdiene av de miljøsanerte bilvrakene.

Etter kraftig fall i råvareprisene under finanskrisen er det innført en ordning hvor oppsamlingsplassene er garantert en minstegodtgjørelse som trer inn dersom skrapjernprisen faller under et angitt nivå.

Autoretur har i dag avtaler med to landsdekkende operatører som har ansvar for innsamling og gjenvinning av bilvrakene. Biloppsamlingsplassene inngår på sin side avtale om levering av bilvrakene til en av de to operatørene, forutsatt at de vil være dekket av garantiordningen. Ansvar for å nå gjenvinningsmålene i EU-direktivet ligger på produsentene, men det synes i stor grad å være overført til operatørene.

Miljøgebyr til Autoretur ved import er nå på 250 kr per bil eks mva. Den statlige vrakpanten består som tidligere og er på 1.500 kr per bil.

6.1.4 Foreliggende kunnskap om miljøforhold i verdikjeden for bilvrak

Det er mange forhold i verdikjeden som påvirker hvordan miljøgiftene i bilene ender opp og kan representere en trussel for det ytre miljøet og evt. helse. Følgende miljømessige utfordringer er knyttet til gjenvinning og disponering av bilvrak;

- hva finnes av miljøgifter i bilvrak, og hvordan endres dette over tid?
- utslipp fra oppsamlingsplasser/lagring
- utslipp fra fragmenteringsanlegg
- utslipp fra forbrenning/deponering av fluff
- kontaminering av råvarer til gjenvinning og utslipp i gjenvinningsprosess eller betydning for produktkvalitet

Dokumentasjon bilvrak

Det foreligger lite tilgjengelig dokumentasjon på samlet innhold av miljøgifter i bilvrak, men det er en del indikasjoner. Det er ikke gjennomført en oppdatert litteraturstudie på dette i prosjektet. Det bygges i stor grad på resultater fra egne forsøk og analyser i prosjektet.

En vesentlig problemstilling har lenge vært hvor mye bromerte flammehemmere som finnes i bilvrak sammen med andre organiske miljøgifter. En oppdatert materialstrømanalyse fra 2008, fra Klif vedrørende BFH i avfallsstrømmene, angir grovt at det kan være 15-20 tonn i bilvrakene i Norge. Det tilsier ca. 150-200 g per bilvrak i snitt. Når vi legger til grunn funnene i dette prosjektet, virker ikke dette

anslaget helt urimelig. En bil med 1,5 kilo kretskort med 5% innhold av BFH gir 75 g/bil. En bil med 4 kilo tekstiler som inneholder 2% BFH gir 80 g/bil.

Oppsamlingsplasser

Det kan fremdeles være en del å hente på å foreta bedre miljøsanering i forhold til dagens regelverk. Eventuelle nye krav til miljøsanering av kretskort eller interiør vil ha liten direkte effekt på evt. utslipp fra bilopsamlingsplasser, men kan være med å forbedre hele systemet for miljøsanering og situasjonen på oppsamlingsplassene.

Fragmenteringsverk

Det er registrert en del utslipp fra fragmenteringsverk både til luft og til vann. Ved fragmentering vil det skje en knusing og spredning av støv med miljøgifter som delvis tas ut i støvfiltere og slam fra våtvasker, og delvis legger seg på fraksjoner ut fra fragmentering.

Det er påvist avvik ved målinger av utslipp til luft, blant annet med registrering av utslipp av kvikksølv. Videre er det målt lave verdier for BFM i slam som skal disponeres som farlig avfall. Det skjer en omfattende utendørs lagring av produkter ut fra fragmentering, både fluff og metaller. Disse er utsatt for utvasking ved omfattende nedbør. Utslippene vil lett kunne nå avløp og vassdrag og lite vil stoppes i oljeavskillere om de aktuelle arealer er tilkoblet slikt utstyr.

Dokumentasjon for fluff

Det er gjennomført flere prosjekter for å kartlegge innholdet av miljøfarlige stoffer i fluff fra fragmenteringsverk. Disse kartleggingene omfatter både fluff fra en produksjon som delvis består av bilvrak, og fra ensidig produksjon av bilvrak.

Resultatene fra de to siste prosjektene som ble utført for Klif, i 2007 – 2008, påviser en rekke miljøgifter, men det er i første rekke innhold av visse tungmetaller som bly kobber og sink, samt tunge oljefraksjoner (DNV,2010). Det er flere av de aktuelle prøvene som tilsier at fluff skal karakteriseres som farlig avfall.

Når det gjelder innhold av bromerte flammehemmere i ulike fluff-fraksjoner, synes det som det kun registreres lave nivåer, langt under grenseverdiene for farlig avfall. Det har derfor vært stilt spørsmål ved hva som kan være årsakene til dette og det etterlyses bedre metoder og økt innsats på området. I den forbindelse kan det påpekes at reaktivt TPBBA fra kretskort ikke fanges opp av de analysemetoder som benyttes.

Deponering

Når det gjelder innhold av bromerte forbindelser i fluff til deponering, viser analyser lavt innhold, og utlekkings tester viser at en meget beskjeden andel lekker ut. Samtidig vet vi at det er kartlagt utlekking av bromerte forbindelser til vassdrag nedstrøms fragmenteringsverk og deponier. Deponering anses ikke å være en

aktuell løsning i fremtiden, unntatt evt. deponier for farlig avfall. Således er det ikke langt vekt på ytterligere vurderinger av deponering.

Forbrenning av fluff

Den mest aktuelle løsningen for fluff er å produsere brenselfraksjoner, samt fraksjoner med innhold av metaller som kan sendes til anlegg for separasjon av metaller. Det pågår en utvikling av løsninger for fluff og hvor det produseres ulike brenselfraksjoner etter størrelse, delvis basert på float/sink prosesser.

Det er i dag nærmest ingen forbrenningsanlegg i Norge som har tillatelse til å behandle disse brenselfraksjonene fra fluff og det meste blir eksportert til Sverige før det blir blandet inn sammen med annet restavfall (inntil 10 vekt-% fluff). Det har over lang tid vært arbeidet med å lage brensel til sementindustrien, men blant annet innhold av klor og brom har gjort dette mindre interessant.

Det foreligger noe faglig dokumentasjon på nedbrytning av bromerte forbindelser i forbrenningsprosesser i Norge. Forbrenningsforsøk av bromholdig avfall viser at det ikke medfører vesentlige utslipp av brom eller klorerte dioksiner. Det viser seg at disse forbrenningsforsøkene ikke nødvendigvis er representative for bilvrak og innhold av TBPPA. Det er behov for mer kunnskap om mulige utslipp under ulike vilkår forbrenningsvilkår.

6.1.5 Mulig teknologiutvikling

Demonteringsteknologi

Det finnes på markedet ferdige demonteringslinjer for bilvrak. Disse kan ha en kapasitet på ca. 10.000 biler per år. Dette kan utformes som en omvendt bilfabrikk hvor bilene plukkes nærmest helt fra hverandre. Det finnes løsninger fra Nederland som bygger på et slikt konsept (GC, 2003).

Demontering kan medføre en økt verdiskapning ved at man sortere mer eller mindre rene fraksjoner som blant annet kan omfatte;

- Motor, girkasse, styring
- Radiator og andre ikke-magnetiske komponenter
- Elektriske motorer og kabler
- Kretskort
- Støtfanger og andre plastkomponenter
- PUR-skum
- Tekstiler
- Gummilister
- Glass

I tillegg kommer mulig økt delesalg og ferdig rensset skall som ikke trenger gå til fragmentering. Sluttproduktene kan i stor grad bli rene og gå til mekanisk materialgjenvinning.

Post shredder teknologi

Det er utviklet mye såkalt post shredder teknologi i Europa for å kunne øke gjenvinningen og få en mer forsvarlig behandling av restproduktene. I det følgende presenteres kort en teknologi som kan være en mulighet i Norge. Det er som regel behov for store anlegg for å få lønnsomhet.

VW-SiCon (Volkswagen) prosessen presenteres som en aktuell teknologi for 100.000 tonn fluff per år. Det er 4-5 ganger mer carfluff enn det som oppstår i Norge. Sluttproduktene fra prosessen går enten til kjemiske gjenvinning eller andre former for indirekte gjenvinning. I beskrivelsen av prosessen er et av produktene et flokkuleringsmiddel for avvanning av avløpsslam basert på tekstil og skumgummi.

Det finnes også avansert teknologi for utsortering av rene tekniske plastkomponenter og plast som inneholder BFR fra en fluff-fraksjon som inneholder mye plast, blant annet tatt i bruk i England.

6.2 Tiltak i konsekvensvurdering

Basert på foreliggende kartlegging av miljøgifter i bilvrak er det lagt opp til vurdering av følgende tiltak for skjerpet miljøsanering.

1. Fjerne større kretskort eller alle kretskort
2. Fjerne setetrekk/-stopping med innhold av bromerte flammehemmere.
3. Total stripping av bilene hvor man både fjerner kretskort, setetrekk og andre tekstiler, plastkomponenter, kabler og annet inventar med mulig innhold av bromerte flammehemmere, ftalater og andre miljøfarlige stoffer.

Det er ikke sett spesifikt på fjerning av andre komponenter hvor det er registrert bly eller andre tungmetaller over grenseverdiene for farlig avfall. Dette gjelder eksempelvis gummislanger, lister, mv. Innhold av bly er en av de parametere som kan klassifisere fluff som farlig avfall.

Kartleggingen omfatter ikke andre organiske miljøgifter, som for eksempel ftalater som også kan finnes i bilvrakene. Selektiv demontering av plastkomponenter for materialgjenvinning kan også omfatte PVC for å redusere klorinnhold i brensel fra fluff. Ved fjerning av PVC vil også tilsetningsstoffer i PVC, som ftalater, bli fjernet.

6.2.1 Kretskort

Fjerning av kretskort baserer seg på lokalisering og demontering av elektroniske komponenter som inneholder kretskort. Prosjektet har vist at det er fullt ut mulig å identifisere de fleste store komponenter med kretskort og fjerne disse relativt effektivt med referanse til de bilene som inngår i forsøket.

Et vesentlig spørsmål er om alle kretskort evt. skal fjernes, eller om et krav skal konsentrere seg om de store kretskortene og ikke det som finnes i mindre brytere og andre komponenter med elektronisk styring. I denne diskusjonen er følgende forhold viktig

- Hvilke krav kan iverksettes i praksis og effektivt kontrolleres?
- Hvor stor er effekten av å gå fra 80 til 100 % fjerning av kretskort i forhold til ressursbruk?
- Hva skjer med de kretskortene som blir igjen og går til fragmentering?

Det er lagt til grunn at fjerning av kretskort kan utføres uten store endringer i dagens måte å behandle bilvrak på, men det kan i større grad kreve bilmekanikere med fagbrev for effektiv identifisering og fjerning av kretskort i alle typer biler.. Det er også behov for å se på forventet utvikling, som innebærer at antall kretskort per bilvrak vil øke og medføre økende ressurser for demontering. Basert på funnene i kartleggingen synes det ikke å være relevant å sette en aldersgrense for hvilke biler som skal behandles.

Kretskort som blir demontert sendes til forsvarlig behandling og gjenvinning av metaller i spesialiserte anlegg i utlandet, gjerne Sverige eller Finland.

Kretskort som blir igjen i bilvrakene og sendt til fragmentering blir i stor grad knust, og fragmenter ender opp i en varestrøm etter påfølgende sortering. Utslipp fra fragmentering i form av støv til luft eller utvasking til vann, ved eksempelvis utendørs lagring, vil også forekomme.

Det kan legges til grunn at en stor andel av kretskortene som følger med til fragmentering ender opp i en fluff-fraksjon eller en fraksjon som inneholder komponenter med et visst innhold av metaller som kan sendes til videre bearbeiding. Uansett så vil selve epoxy-materialet med bromerte flammehemmere ikke gjenvinnes, men ende opp i en restfraksjon.

I Norge og Sverige er det ikke anledning til å deponere restfraksjoner på ordinære deponier, men de kan gå til deponier for farlig avfall. Det er den senere tiden blitt vanlig å sende denne type fraksjoner til forbrenningsovner med tillatelse i Sverige. Dagens løsning er i hovedsak lagt til grunn, men drøftet i forhold til mer avanserte metoder.

6.2.2 Setetrek og -skumplast

Det er vurdert et alternativ med selektiv fjerning av setetrek og skumplast fra seter i de biler hvor de påvises høye konsentrasjoner av brom som er en klar indikator på bruk av bromerte flammehemmere. Det innebærer at anlegg for demonering må ha utstyr for å måle brom, eksempelvis med et XRF-apparat. Det er valgt å inkludere skumplast det det kan legges til grunn at en del av de bromerte forbindelsene også finnes i skumplasten.

Det er kun gjort noen enkelte forsøk med å fjerne setetrek og skumplast og tiltaksanalysen bygger på disse forsøkene. Det innebærer at det kan være en del komponenter med bromerte forbindelser som ikke fjernes som i dørpanel, gulvtepper, hattehylle og lydisolasjon motorrom. Det er vanskelig å anslå hvor stor andel som ikke fjernes, men kanskje 25% totalt sett.

Det er ikke vurdert spesielle metoder for stripping av seter utover bruk av kniv/tang uten å demontere setet. Det kan evt. utvikles metoder som kan gi bedre arbeidsmiljø og være mer effektive, evt. med bruk av mer maskinelt utstyr for å ta ut seter. Det kan også sees i sammenheng med utstyr for å klippe av tak og evt. inventar for å lettere å avdekke elektronikk.

Setetrek og skumplast som demonteres vil trolig sendes til forbrenningsanlegg som har anledning til å forbrenne avfall med innhold av bromerte flammehemmere.

6.2.3 Total stripping av bilens interiør

Det er også sett på mulighetene ved å fjerne alle komponenter i interiør. Det kan her legges opp til ulike strategier:

- Fjerne alle komponenter i alle biler uten å måle evt. miljøgifter
- Kun fjerne komponenter hvor det kan påvises miljøgifter

Det er relativt ressurskrevende å gjøre en grundig miljøkartlegging av hver bil før den skal miljøsaneres og ikke alt kan avdekkes med enkle metoder, men krever analyser i laboratorium.

Det er i denne delen av tiltaksanalysen lagt til grunn at bilvrakene systematisk demonteres innvendig for å fjerne alle tekstiler, skumgummi og plastkomponenter. Dette kan sees i sammenheng med et krav om å fjerne kretskort, noe som krever demontering av dashboard og andre interiørdeler.

Det er derfor valgt å se på et alternativ med en omfattende demontering, mer i tråd med en omvendt bilfabrikk hvor man plukker ut det aller meste og ender opp med nærmest et tomt skall. Dette gir mulighet for å få ut økt andel salgbare materialfraksjoner, men gir økte kostnader.

En slik løsning vi både kunne møte krav til utvidet miljøsanering av kretskort og BFH, samt komponenter med bly og andre miljøgifter og møte krav om gjenvinning av 95 % av bilens vekt innen 2015.

Det er lagt til grunn en patentert teknologi fra Nederland for industriell demontering av kasserte kjøretøy, kalt CRS-prosessen. Denne er grovt vurdert opp mot VW-SiCon prosess for separasjon av fraksjoner etter fragmentering.

6.3 Kostnadsanalysen

Analysen bygger på følgende elementer:

- tidsmålinger i prosjektet
- Budsjettpriser for investeringer
- Intervju med biloppsamlingsplass
- Erfaringer/litteraturkilder

Kostnadsanalysen legger til grunn at det er store variasjoner i behovet for miljøsanering og at produsentene over tid må utvikle bedre informasjonssystemer som kan gjøre det enklere å identifisere komponenter som skal fjernes. Det blir tatt hensyn til mulige skalaeffekter hvor stordrift og tekniske løsninger kan redusere tidsbruk og totale kostnader per enhet.

6.3.1 Kretskort

Det er ut fra foreliggende vurderinger gjennomført en kostnadsvurdering for demontering av kretskort basert på funnene i prosjektet

Forutsetninger:

- 30 min per bil i gjennomsnitt
- 0,15 m² kretskort, eller ca. 1 kilo
- Ingen ekstra investeringer i utstyr
- Ekstra arealbehov verksted: 20 m²
- 2000 biler per år per anlegg

Kostnader

- 450.000 kr/år for faglært mekaniker - 2/3 stilling
- 5000 NOK/m² husleie, inkl strøm/oppvarming
- Diverse forbruksmateriell: 30.000,-
- Salg av kretskort: 25 kr/kilo

Kostnader for fjerning av kretskort på vrakbiler

	NOK/år	NOK/bil
Personalkostnader	300.000	150
Husleie	100.000	50
Annet	30.000	15

Inntekter kretskort	-25.000	-25
SUM		190

Det legges til grunn at demontering av kretskort også kan utføres på mindre biloppsamlingsplasser til tilnærmet de samme kostnader og at det ikke er større storskalaeffekter knyttet til denne prosessen. Spesielt der hvor det også er en viss demontering av brukte deler for salg vil det være grunnlag for å ha en fagutdannet bilmekaniker på heltid.

I biler hvor mengden kretskort kan være opp til 3 kilo, forventes nettokostnaden for demontering av kretskort å være 210 kr/bil, eller 70 kr/kilo.

Det har vært vanskelig å foreta en direkte kostnadssammenligning i forhold til tilsvarende demontering av kretskort i annen elektronikk. Det er i stor grad knyttet usikkerhet til hvordan man registrerer vekten på kretskort og hvilke kretskort som demonteres. Det har etter hvert blitt en praksis at det for mange produkter ikke demonteres kretskort, men at produktene sendes hele til anlegg for gjenvinning av kretskort og edelmetaller.

Vi har sett på to tilnærminger

- Andel av kostnad for returordning i forhold til mengde kretskort
- Nøkkeltall for mengde kretskort demontert per time

Begge tilnærminger har betydelige usikkerheter. Vi har i den ene tilnærmingen langt til grunn at Elretur demonterer 370 tonn kretskort og at 20 % av vederlagsinntektene på 150 mill/år allokteres til denne delen av miljøsaneringen (EE Registret). Det gir en kostnad på 80 kr/kilo kretskort.

I den andre tilnærmingen har vi ut fra kilde i bransjen lagt til grunn at man har et effektivitetsmål på demontering av 5 kilo kretskort per time for elektronikk når demontering er aktuelt, eksempelvis for PCer. Ved en kalkulasjonskostnad på 500 kr/time inklusive alle kostnader og en kilopris på kr 25, gir det en netto kostnad på 75 kr/kilo kretskort.

Totalt sett viser analysen at demontering av kretskort fra bil i første omgang trolig vil koste en del mer per kilo kretskort enn det som i dag er vanlig for tilsvarende demontering av annen elektronikk som inneholder mye kretskort. For nyere biler, hvor det kan forventes ca. 3 kilo kretskort kan kostnadene komme på samme nivå som for annen elektronikk.

6.3.2 Setetrek og skumplast

Det er gjennomført en enkel vurdering av kostnader for kun fjerning av setetrek og skumplast i setene. Dette baserer seg kun på den enkle tidsmålingen som er utført i prosjektet hvor det ble konkludert med et mulig tidsforbruk på ca. 20 min per bil. Det er litt forenklet regnet med 30 min for demontering i påfølgende kalkyle, men at det for øvrig ikke påløper andre tilleggskostnader eller inntekter utover kostnader til å identifisere brom med en XRF.

Det gir en demonteringskostnad på ca. 150 kr per bil hvor setene blir strippet. Dersom det omfatter 25% av bilvrakene medfører det en gjennomsnittskostnad fordelt på alle bilvrak på i underkant av 40 kr/bil. Det er betydelig lavere kostnad enn fullstendig demontering. For et anlegg som behandler 2000 biler per år vil kostnader til en XRF grovt sett utgjøre ca. 20 kr/bil. I tillegg kan det regnes med 8 min per bil for identifisering av brom. Denne kostnaden alene vil innebære 40 kr/bil. Total tilleggskostnad blir dermed ca. 100 kr/bil.

6.3.3 Total demontering (inkl. kretskort)

Det er gjennomført en grov vurdering av kostnadene for å gjennomføre en systematisk demontering av bilvrak. Denne bygger på informasjon om en løsning fra en leverandør fra Nederland som har levert komplette anlegg i flere land. Det foreligger budsjettpriser på investeringer og totale kostnadskalkyler. (GC, 2003)

Det er foretatt en vurdering av hva om kan anses å være tilleggskostnader i forhold til en normal miljøsanering av bilvrak under norske forutsetninger. Det er dermed tatt utgangspunkt i en vurdering av en utvidelse av et eksisterende anlegg som allerede har investering i nødvendig infrastruktur og vektanlegg. I praksis kan det være mer aktuelt med nyetableringer som vil gi et annet kostnadsbilde, blant annet fordi man også vil satse mer på salg av brukte deler som en del av forretningskonseptet.

Generelle forutsetninger:

- 10.000 biler per år per anlegg
- 10 nyansatte ut over normalt behov for miljøsanering
- Investering i moderne demonteringslinje
- Ekstra arealbehov - ny hall på 15*80, dvs. 1200 m²
- To ekstra gaffeltrucker

Forutsetninger for tilleggskostnader

- 10 mill NOK i investering i mekanisk utstyr inkl. installasjon (15 år)
- Tomtekostnad på 500 kr/m²
- Industribygg på 10.000 kr/m² (12 mill) (20 år)
- Prosjektkostnader/adm - 5 %
- 7 % kalkulasjonsrente

- 450.000 kr/år brutto lønnskostnader per person
- Vedlikehold 2,5 % av investering maskin og 1,5 % bygg
- Elektrisitet og drivstoff til truck
- Forsikringer
- Administrasjon/diverse kostnader

Total investering blir ca. 23,5 mill.

Kostnader for total demontering av bilvrak

	NOK/år	NOK/bil
Kapital	2.400.000	240
Vedlikehold	500.000	50
Personalkostnader	4.500.000	450
Energi, drivstoff, forsikringer, mv	700.000	70
SUM	7.100.000	710

Basert på denne beregningen vil tilleggskostnaden være i overkant av 700 kr/bil.

Det er før man ser på økte inntekter knyttet salg av materialer med positiv verdi, i første rekke motor og drivverk, radiator, karosseri og annet ikke-magnetisk metall. Det kan forventes at prisene som oppnås kan dobles i forhold til komplekse bilvrak, men samtidig kan man få en del kostnader til disponering av demontert plast, gummi, skumplast og tekstil som ikke kan selges til en positiv pris. Det har ikke vært grunnlag for å sette opp en detaljert kalkyle som gir et entydig svar i dette prosjektet. Kalkyler presentert under forutsetninger i Nederland gir totalt sett lønnsomhet uten ekstra tilskudd fra ARN, selskapet som ivaretar produsentansvar der.

Det kan derfor ikke entydig konkluderes med om det vil gi en netto tilleggskostnad å foreta en fullstendig demontering og hvor stor den evt. skulle bli. Det kan være at løsningen på sikt gir mer verdiskapning når også økt delesalg tas inn, og etter hvert som bedre nedstrømsløsninger utvikles for de ulike materialer.

Introduksjon av en slik løsning for bilvrak i Norge vil medføre en vesentlig endring i forhold til dagens struktur. Behandlingen vil være konsentrert ved noen større anlegg. Det kan dog beholdes en struktur med mottaksplasser hvor det kan utføres en første miljøsanering og klargjøring før transport til sentralt anlegg.

Det er ikke foretatt en vurdering av kostnadene ved å utvikle mer avanserte metoder for å utvikle økt gjenvinning av fluff etter fragmentering under norske forhold. Basert på en studie utført for EU-kommisjonen som presenterer alternative post shredder teknologier for fluff og tilhørende økonomiske vurderinger fremstår VW SiCon prosessen som en aktuell løsning hvor investeringsnivået er moderat,

angitt til totalt ca. 100 mill NOK for et anlegg for 100.000 tonn per år. Det kan legges til grunn at en mer avansert behandling av fluff vil medføre betydelig økte kostnader under norske forhold.

6.4 Miljøvurderingen

Det er lagt vekt på en vurdering av i hvilken grad miljøgifter kan komme inn i kontrollerte systemer fremfor dagens mer ukontrollerte disponering og mulige utslipp til luft eller vann. Det er ikke vurdert hvor sannsynlig det er at utslipp vil finne sted, hvilke effekter det kan ha eller hvordan dette kan verdsettes.

Det er derfor ikke mulig å beregne seg fram til en detaljert kost/nytte-effekt.

Det har også vært relevant å vurdere i hvilken grad en løsning med håndtering av restfraksjoner etter fragmentering også kan gi forsvarlig håndtering av komponenter som inneholder miljøgifter.

Vurderingene bygger i stor grad på tidligere rapporter vedrørende miljøforhold ved fragmenteringsverk og kvalitet på ulike restprodukter fra fragmentering, jf. Kap 6.1.

6.4.1 Kretskort

De miljømessige gevinster ved å demontere kretskort er vanskelig å beregne nøyaktig. Kretskort inneholder både bly, kadmium, edelmetaller, antimon, beryllium og bromerte flammehemmere. Det er grunnlag for å sammenligne krav om demontering av kretskort i bilvrak med krav til annen elektronikk. Det er lagt til grunn at kretskort fra bilvrak inneholder like mye miljøgifter som andre kretskort.

Det kan legges til grunn at utfasing av bly i kretskort i biler skjer senere enn for annen elektronikk. Kravene til elektronikk i biler er strengere og gjør det vanskeligere å finne blyfrie alternativer. Foreliggende plan fra bilindustrien er en utfasing innen utgangen av 2015.

Gjenvinning av bly, kobber, gull, sølv, palladium og andre edle metaller og jordarter fra kretskort har et viktig ressursperspektiv. Generelt går en stor andel av verdensproduksjon av disse metallene til elektronikkbransjen, og det er økende fokus på at disse ressursene må gjenvinnes og ikke tapes. Det oppnås best ved selektiv demontering.

Når det gjelder innhold av bromerte flammehemmere i kretskort, benyttes i hovedsak reaktivt TBBPA. Det er stabilt og lite utsatt for utlekking, og dersom det i hovedsak ender opp i en avfallsstrøm til forbrenning, enten etter demontering eller i en fluff-fraksjon, er gevinsten ved demontering begrenset.

Foreliggende dokumentasjon fra et prosjekt med forbrenning av avfall innblandet betydelige andeler plast med bromerte flammehemmere angir lave utslippsverdier for BFH og ingen effekter på bromerte og klorerte dioksiner i rensert røkgass (Borgnes, 2004). Dette er et begrenset grunnlag for å trekke generelle konklusjoner. Det kan bemerkes at det ble blandet inn kabinett med hovedsakelig PBDE og ikke TBBPA, som kan gi andre effekter ved forbrenning. Restfraksjon fra et spesialanlegg for gjenvinning av kretskort kan sende denne type avfall til deponi for farlig avfall.

Total mengde kretskort fra bilvrak ligger i dag kanskje på noe over 100 tonn, men det kan forventes at det øker til 300–400 tonn i løpet av en del år. Dette er en relativt liten mengde sett i forhold til antatt mengde fra alle andre EE-produkter.

6.4.2 Setetrek og skumplast

De miljømessige gevinstene av dette tiltaket vil være å redusere innholdet av bromerte flammehemmere i fluffen. Det kan medføre lavere utlekking av slike forbindelser til vann før det går til en forbrenningsløsning. Videre vil det redusere mulige utfordringer ved å sikre destruksjon av disse forbindelsene gjennom forbrenningsprosesser og hva som kan skje av dannelser av nye forbindelser prosessene for rensing/ nedkjøling av røkgass. Det vises for øvrig til diskusjon i neste punkt.

6.4.3 Total demontering (inkl. kretskort)

Miljøgevinstene ved en total demontering av bilvrakene og å sende de komponenter som inneholder miljøgifter til kontrollert behandling er usikre å anslå ut fra foreliggende grunnlag og kilder. Når det gjelder demonterte setetrek/ seter og andre plastkomponenter med BFM eller andre organiske miljøgifter vil aktuell løsning være energigjenvinning, sannsynligvis i anlegg med tillatelse for behandling av farlig avfall. Gummi- og plastkomponenter med bly og andre tungmetaller kan evt. også leveres som farlig avfall til deponi.

I stor grad kan det påpekes at hovedmengden av de komponenter som inneholder forurensningene uansett vil kunne ende opp i brennbar avfallsfraksjon som går til energiutnyttelse. Hva er da gevinsten ved demontering i forkant?

Det vil være en gevinst knyttet til at demonterte komponenter kan leveres som farlig avfall med tilhørende tiltak for å sikre forsvarlig behandling, fremfor det som synes å være dagens løsning med uttynning av forurensningene i fluff. Om lag 5–10% fluff blandes med dagens løsning inn i restavfall, noe som gir ytterligere fortykning når det forbrennes. Kunnskap om konsekvensene ved denne løsningen er begrenset og det kan også følge en del forurensninger med i bunnasken som disponeres på ulike måter.

Det vil med dagens løsning også være en del forurensninger som oppstår ved fragmentering og fører til mer eller mindre ukontrollerte utslipp til luft og vann fra prosessen og lagring.

Fluff oppleves fremdeles som en problemfraksjon i de fleste tilfeller. Forurensninger i form av tungmetaller, organiske miljøgifter og høyt klorinnhold gjør dette til et lite egnet brensel i normal forstand. Dersom bilvrakene gjennomgår en fullstendig demontering kan det legges til grunn at de ikke går til fragmentering og ikke bidrar til forurensninger i fluffen. Dette vil trolig medføre reduserte problemer med å håndtere fluff, med tanke på både volum og renhet.

En strategi med full demontering kan gi betydelige fordeler i form av økt materialgjenvinning og materialkvalitet som vanskelig kan oppnås ut fra fluff. Økt gjenvinning av kabler, metall, glass, teknisk plast i støtfangere, dashboard og andre store komponenter vil kunne forbedre det miljø- og klimamessige regnstykket en del uten at dette er vurdert i detalj.

De ulike post shredder løsningene som finnes i Europa er i stor grad basert på kjemisk gjenvinning av polymere materialer og indirekte materialgjenvinning. VW SiCon-prosessen beskriver de aktuelle prosesser og produkter. I en LCA-rapport som VW selv har laget, er miljøeffekter for deres post shredder løsning vurdert opp mot en strategi med demontering av store plastkomponenter (Vokswagen). Sluttproduktene fra SiCon-prosessen omfatter blant annet et produkt basert på skumgummi og tekstiler som blir et fellingskjemikalium ved avløpsrensing. Resultatet av foreliggende LCA tilsier at VW SiCon-prosessen gir bedre miljømessige effekter enn selektiv demontering. Det er ikke foretatt en vurdering forutsetninger og systemgrenser.

Det synes lite aktuelt å bygge denne type anlegg i Norge, men dersom disse løsningene er tilgjengelig kan evt. eksport av fluff være et alternativ om det aksepteres.

7. Oppsummering og konklusjoner

Gjennomført kartlegging av miljøgifter i kasserte kjøretøy viser at alle kjøretøyene inneholder komponenter som isolert sett er farlig avfall når bilen vrakes, uten at det i dag er stilt krav om demontering og fjerning av disse komponentene før fragmentering. Dagens situasjon er at disse miljøgiftene i stor grad ender opp i sluttproduktene ut fra fragmentering, i renseanlegg ved fragmentering eller spres diffust til luft eller vann. Miljøgifter i sluttproduktene ut fra fragmentering blir enten destruert eller gjenvunnet, eller de fører til utslipp fra behandlingsprosessene for sluttprodukter.

Et sentralt spørsmål som kan stilles er om innholdet av miljøgifter ligger på et nivå som gjør at dagens løsninger kan anses for å være akseptable for fremtiden i lys av eventuelle ekstra kostnader knyttet til tiltak å få bedre kontroll, enten ved demontering eller etterbehandling av produktene.

Undersøkelsene som er gjennomført omfatter 90 personbilvrak innenfor et aldersspenn fra 1987-modeller til 2010-modeller. Alle undersøkelsene er gjennomført hos Brødr. London i Oslo. Elektronikk og kretskort er lokalisert og fjernet i 15 av disse bilvrakene. Utvalget av årsmodeller og merker er basert på et forventet tverrsnitt av de biler som kan forventes å bli vraket i 2014. Undersøkelsene baserer seg på en kombinasjon av røntgenstråle måling med XRF og analyser i laboratorium.

Det viser seg at mengden kretskort i de bilene som er undersøkt varierer en del ut fra flere faktorer, men ligger innenfor 600-1400 cm². Dette omfatter ikke alle kretskort i bilene, men det legges til grunn av minst 80 % ble fjernet. Det er tidligere dokumentert at en VW Touran fra 2007 hadde 3000 cm² kretskort. Vekten i de nye forsøkene lå i snitt på i underkant av 1 kilo per bil, mens kilder angir at nyere biler ligger på 3 kilo kretskort. Det ble påvist bromerte flammenhemmere (reaktiv TBPPA) og bly med innhold mellom 0,5-2%.

Det ble målt høye verdier for bromerte flammehemmere i setetrekk og andre tekstiler i tak, vegger og hattehylle. Det var kun i 20-30 % av bilvrakene det ble funnet høye verdier, hovedsakelig er DekabDE påvist. Dette var i all hovedsak biler fra asiatiske produsenter. Innholdet av flammehemmer var mellom 1,5 og 3 vekt-% i de prøvene som ble tatt.

Det ble ikke funnet mye tungmetaller for øvrig, men spesielt bly, forekom i en del gummi og plastkomponenter. Krom ble målt i en del skinntrekk, spesielt for ratt.

Det ble gjennomført tidsmålinger knyttet til demontering av kretskortene, og i snitt for alle bilene brukte man ca. 1 time på å fjerne de store elektroniske styringskomponentene med kretskort. Tiden ble redusert etter hvert som man fikk mer

erfaring og etter samtaler med mekaniker er det vurdert at tiden i en normal produksjon kan variere mellom 20 og 45 minutter, avhengig av type kjøretøy. Det ble ikke benyttet spesielle verktøy. Det vurderes som sannsynlig at tidsbruken til demontering vil være vesentlig lavere ved fullskala demontering av kretskort fra alle bilvrak.

Videre ble det gjennomført tester med tidsmåling ved fjerning av setetrekk og skumplast i seter. Disse viser varierende tidsbruk, men en vurdering tilsier at et snitt på 20 min når dette er satt i system kan være mulig å oppnå.

Konsekvensvurdering

Det er gjennomført en grov konsekvensvurdering av tiltak for å demontere komponenter med miljøgifter og tilhørende effekter på miljø og kostnader.

Detaljerte beregninger er vanskelig, selv om det gjennom prosjektet har blitt dannet et bedre grunnlag for å estimere hvor mye miljøgifter som kan fjernes ved demontering. Det er imidlertid begrenset kunnskap om de miljømessige konsekvenser av å unnlate ytterligere miljøsanering og kostnader for bruk av teknologier for, enten omfattende demontering, eller etterbehandling av restproduktene fra fragmentering (fluff).

Demontering kretskort

Demontering og gjenvinning av kretskort i bilvrak vil gi flere miljømessige gevinster, i første rekke knyttet til økt kontroll med tungmetaller og gjenvinning av ulike edelmetaller. Demontering av kretskort vil medføre renere produkter ut fra fragmentering og redusert risiko for spredning av tungmetaller til miljøet. Kretskortenes innhold av den reaktive bromerte flammehemmeren TBBPA vurderes ikke å være vesentlig for et evt. krav om demontering.

Det har vært relevant å sammenligne betydningen av et krav til elektronikk i bil med gjeldende krav til øvrig elektronikk. Det fremgår at kostnadene ved å fjerne elektronikk fra bilvrak kan ligge inntil 3 ganger høyere enn for PCer og tilsvarende elektronikk. Når mengden i bilvrak etter hvert øker kan dette endres og gjøre det det like effektivt. Det er regnet en netto kostnad på 190-210 kr/bilvrak. Det er lagt til grunn at innhold av miljøgifter på kretskort i biler er på samme nivå som for annen elektronikk, dog med mer innhold av bly pga. senere utfasing i produksjon.

Det kan konkluderes med at kost/nytte for å demontere kretskort fra bilvrak kan være på rimelig samme nivå som for annen elektronikk og at det bør ligge godt til rette for at elektronikk i bilvrak skal følge de samme kravene som annen elektronikk. Ved fragmentering og påfølgende behandling av reststrømmene anses ikke kretskortene å følge identifiserbare avfallsstrømmer i hht. avfallsforskriften.

Demontering av kretskort krever ikke noe form for spesialverktøy, men kan kreve fagmekaniker som kan mye om ulike biltyper og har allsidig erfaring. Videre bør

det utvikles bedre informasjonssystemer om hvor de store kretskortene sitter og hvordan de kan demonteres.

Fjerning av setetrekk/skumplast i utvalgte biler

Selektiv fjerning av setetrekk/skumplast i de biler som har høyt innhold av brom i setene er et tiltak som kan redusere innholdet av bromerte flammenhemmere i fluff og redusere utlekkingen fram til forbrenning og redusere forurensningsnivået i brenselet og gi et noe renere brensel. Det vil fremdeles være innhold av miljøgifter i fluffen og ikke nødvendigvis endre løsning for behandling av fluff.

Det er beregnet en total kostnad som kan utgjøre ca. 100 kr/bil i snitt ved å fjerne setetrekk/skumplast i om lag 25% av alle bilene. Det forutsetter utstyr og tidsbruk for å detektere brom og tidsbruk for å utføre demonteringen. Det er ingen spesiell teknologi som anvendes og et slikt tiltak kan enkelt innføres innenfor gjeldende struktur av anlegg for miljøsanering.

Fullstendig stripping av alle biler

For å fjerne bromerte flammehemmere fra interiør i bilene er det henvist til et konsept med en omfattende demontering av nærmest alt i bilen – en fullstendig stripping. Et slikt konsept kan også i stor grad møte fastsatte krav til 85 % materialgjenvinning, som skal oppnås innen 1.1.2015. Videre kan det være en del av prosessen med å fjerne kretskortene som krever omfattende demontering av dashboard, mv.

Det er brukt referanseanlegg for demontering fra Nederland hvor det er en patentert teknologi som ligner på en omvendt bilfabrikk. Det er til en viss grad sammenlignet med en patentert VW SiCon teknologi for gjenvinning av fluff etter fragmentering.

En omvendt bilfabrikk har et kostnadsestimat for tilleggs kostnader i forhold til dagens miljøsanering som beløper seg til nærmere 25 mill NOK i total investering for anlegg med kapasitet på 10.000 bilvrak per år. Et VW-Sicon anlegg oppgis å koste ca. 100 mill NOK for 100.000 tonn fluff, uten at det er vurdert i forhold til norske byggekostnader.

Det er beregnet at en løsning med omvendt bilfabrikk vil medføre direkte tilleggs kostnader på ca. 700 kr/bil, men det er før økte inntekter er tatt hensyn til. Økt verdiskapning gjennom økt mekanisk materialgjenvinning og økt salg av brukte deler kan over tid trolig oppveie de aktuelle tilleggs kostnader. Alternativ med å etablere store avanserte behandlingsanlegg for fluff i Norge vil også kunne medføre økte kostnader og produsere produkter med usikker avsetning i Norge. Eksport av fluff er et annet alternativ.

Fluff vurderes til fremdeles å være en stor utfordring på grunn av innhold av ulike miljøgifter og klor fra PVC. Det er fremdeles begrenset tilgjengelig kunnskap om mulige miljøkonsekvenser. Dagens løsning med eksport til forbrenning i Sverige, der fluffen blandes inn i restavfall, er mest sannsynlig ikke en god varig løsning.

En omvendt bilfabrikk som ikke medfører produksjon av noe fluff fra fragmentering kan i tillegg til å eliminere problemet med en blandet fluff også gi vesentlige miljøfordeler knyttet til økt gjenvinning og være en nøkkel til å oppnå fastsatte krav til gjenvinning. Videre håndteres kretskort som en del av løsningen.

Løsningen vil innebære en industrialisering av sektoren og medføre endringer i dagen struktur for biloppsamlingsplasser. Disse kan beholdes som førstelinje i systemet med mottak og enkel miljøsanering av væsker før transport til sentral behandling.

Det kan være behov for å vurdere konsekvensene av en slik løsning ytterligere. Løsningen kan også åpne for at man kan håndheve dagens forskrift, som stiller krav til demontering av store plastkomponenter og glass om de ikke tas ut etter fragmentering. Regelverket har langt på vei pekt ut en strategi for demontering, men denne strategien er ikke fulgt opp.

Dersom man sette krav til fjerning av kretskort og seter med brommerte flammehemmere kan det alene gi grunnlag for at enkelte markedsaktører satser på å utvikle anlegg for komplett demontering uten at det er et eksplisitt krav. Det kan forsterkes ytterligere ved håndheving av dagens krav som demontering av glass og plastkomponenter.

Nye krav må sees i sammenheng med dagens produsentansvar for bilvrak og de muligheter som ligger her for å sikre en finansiering av nye krav. Det er i dag et miljøgebyr på 250 kr/bil, men en statlig vrakpant på 1500 for å sikre innsamling av bilvrakene. Det kan utvikles incentivordninger tilpasset nye krav.

8. Kilder

1. ACEA/JAMA/KAMA/CLEPA 2009. Lead in solder of electronic components to electronic circuit boards.
2. Alaae, M. et al (2003) "An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release", <i>Environment International</i> 29, 683-689
3. Bellona og bilpatologene; <i>Bilens indre – miljøgifter og materialbruk</i> . Januar 2009. Oslo
4. Borgnes, D. Målinger ved forrenning av bromholdig avfall. Norsk Energi, Rapport 3/2004 NRF.
5. BSEF: Bromine Science and Environmental Forum, http://www.bsef.com
6. Bøe, E., Hagen, T. M., & Huse, A. (2008). <i>Bromerte flammehemmere i avfallsstrømmen (TA-2380/2008)</i> . COWI AS. Oslo: SFT.
7. Chemical hazards associated with treatment of WEEE. <i>Waste management</i> 31 (2001) p 45-48
8. ELV, Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on end-of life vehicles
9. DNV, NGI, Universitetet i Umeå, Universitetet i Örebro, & Molab AS. (2010). <i>Environmental screening of selected "new" brominated flame retardants and selected polyfluorinated compounds 2009 (TA-2625/2010)</i> . Statlig program for forurensningsovervåking. Klif.
10. Erlandsen, L.M, Gaustad, H; Hagen, T.M, Heie Aa, Johnsen, M, Mili, G. <i>Materialstrømanalyse for kasserte kjøretøy – offentlig versjon</i> , Hovedrapport, Mars 2011. Norsas for Autoretur.
11. Føkehelseinstituttet på nett: http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_6039&MainArea_5661=6039:0:15,4521:1:0:0:::0:0&MainLeft_6039=6041:70097::1:6043:4:::0:0
12. GC, Greencar Amsterdam, Business plan. Reuser management BV. april 2003
13. Gundersen, Y. et al (2005) "Bromerte flammehemmere kan gi hjernesker hos fostre og nyfødte" <i>Tidsskrift for Den norske legeförening</i> nr 22, 17.11.2005
14. Harju, M., Heimstad, E. S., Herzke, D., Posner, S., Sandanger, T., & Wania, F. (2008). <i>Current state of knowledge and monitoring requirements - Emerging "new" brominated flame retardants in flame retarded products and the environment (TA-2462/2008)</i> . Norsk institutt for luftforskning (NILU).
15. Hovde, Lars Roar (2008). <i>Analyser av lettfraksjonen fra fragmenteringsverk</i> ,
16. How are WEEE doing. A global review of the management of WEEE. <i>Waste management</i> 31 (2011) p 714-730
17. Janssen, S. (2005) <i>Brominated Flame Retardants: Rising Levels of Concern</i>
18. Kemi.se Kemikaliinspeksjonen, 2011
19. Lovdata.no 1 . (u.d.). <i>Avfallsforskriften</i> . Hentet 05 05, 2010 fra FOR-2004-06-01-930: http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20040601-0930.html

20. Lovdata.no 2. (u.d.). <i>FOR 2004-06-01 nr 922</i> . Hentet 05 05, 2011 fra Produktforskriften: http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20040601-0922.html
21. NILU (2002) <i>Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner</i> , ISBN 82-425-1411-9
22. OfV; Opplysningsrådet for vegtrafikken, Oversendelse av bearbeidet statistikk per mail nov. 2010
23. Hjellnes Consult, Oslo 2008. <i>Prøvetakning høsten 2007</i> .
24. Sagerup, K., Herzke, D., Harju, M., Evenset, A., Christensen, G. N., Routti, H., et al. (2010). <i>New brominated flame retardants in Arctic biota (TA-2630/2010)</i> . Statlig program for forurensningsovervåking. Klif.
25. SINTEF IKT 2008. <i>Gjen-Vinn workshop om shredderfluff. Referat fra møte 9 april 2008</i> , Norsk Industri.
26. SSB, Statistisk sentralbyrå: <i>Fortsatt nedgang i i utslippene av miljøgifter</i> , http://www.ssb.no/milgiftn/ .
27. Tremoen S. <i>Undersøkelser av lettfraksjonen fra fragmenteringsverk, utlekkingssteder 2008</i> , TA -2447/2008. Hjellnes Consult for SFT, Oslo 2008
28. Unido, United Nations Industrial Development Organization, 2009
29. VW SiCon, Volkswagen AG The Volkswagen SiCon process; Eco efficient solution for future end-of life vehicle treatment.
30. EE Registret, http://www.eeregisteret.no/File/EE-registerets%20årsrapport%202009.pdf
31. Arbeidstilsynet 2004, http://www.arbeidstilsynet.no/artikkel.html?tid=79129
32. Idis2, International Desimantelig Informasjon System, www.idis2.com
33. NBK, Norsk bildelekatalog, www.norskbildekatalog.no

9. Vedlegg

1. Liste over biler som inngår i forsøket
2. Registreringsskjema benyttet
3. Eksempel på datafil fra XRF
4. Underlagsdokument bromerte flammehemmere
5. Analyserresultater fra laboratorium

9.1 Biler undersøkt

Merke	Modell	Årsmodell
Volvo	240	1987
Volvo	240	1987
Toyota	Corolla	1988
Volvo	945	1991
Opel	Calibra	1991
Opel	Calibra	1991
Honda	Legend	1992
Volvo	944	1992
Audi	S442	1993
Volkswagen	Golf III	1993
Audi	S4/100	1993
Audi	S442	1993
Toyota	Corolla	1994
BMW	320	1994
Volkswagen	Golf III	1994
Mercedes Benz	E 220 T	1994
Nissan	Primera	1994
BMW	320	1994
Ford	Explorer	1994
Audi	80	1994
Ford	Escort	1995
Toyota	Corolla	1996
Chrysler	Voyager	1996
Citroen	Xantia	1997
Mitsubishi	Carisma	1997
Mazda	626	1997
Honda	Civic	1997
Audi	A4 STV	1997
BMW	E39	1997
Mazda	323	1997
Volvo	S40	1997
Mitsubishi	Carisma	1997
Mercedes Benz	C 180	1997
Opel	Sinatra	1997
Ford	Mondeo	1997
Toyota	Corolla	1998
Seat	Inca	1998
Nissan	Primera	1998
Mercedes Benz	180 C	1998
Saab	900	1998
Volvo	s40/v40	1998
Volkswagen	Golf IV	1998
Audi	A3	1998

Saab	900	1998
Volkswagen	Golf IV	1998
Mazda	626	1998
Nissan	Almera	1998
Peugeot	406	1998
Fiat	Bravo SX	1998
Hundai	Accent	1998
Peugeot	406	1998
Nissan	Almera	1998
Citroen	Xantia	1998
volvo	s40	1998
Mersedec Benz	A140	1998
Toyota	Corolla	1999
Volkswagen	Golf IV	1999
Peugeot	406	1999
Volkswagen	New Beetle	1999
Toyota	Corolla	1999
Mazda	322 F	2000
Renault	Senic	2000
Mazda	626	2000
Volkswagen	Golf	2000
Citroen	Berlingo	2000
Citroen	Berlingo	2000
Skoda	Octavia	2000
Toyota	Prius	2000
Toyota	Prius	2000
Opel	Vectra B	2000
Opel	Zafira	2000
Opel	Vectra B	2001
Kia	Rio	2002
Ford	Focus	2002
Kia	Rio	2002
Ford	Focus	2002
Suzuki	Wagon R	2002
Hundai	Accent	2003
Opel	Astra G	2003
Opel	Zafira	2003
Hundai	Accent	2003
Volkswagen	Golf V	2004
Nissan	Primera	2004
Honda	HR-V	2004
Mazda	3	2004
Volkswagen	Polo	2005
Volkswagen	Polo	2005
Renoult	Laguna	2007
Citroen	C1	2010

London number (dem nummer)

KLIF-prosjekt 2010 – XRF registrering av 100 biler **Nr: x/100**

DATA FOR KJØRETØY		DATA FOR KJØRETØY	
Merke		Modell	
Årsmodell		Reg nr	

Hvor	XRF måle nr:	Hvor	XRF måle nr:
1. Fører sete		15. Støtfanger front	
2. Seterygg fører sete		16. Radiator vifte	
3. Gulv teppe		17. Luftinntak	
4. Ratt		18. Radiator slange	
5. Dashboard		19. Gummidetaljer motorrom	
6. Midt konsoll		20. Ledning servostyring	
7. Dør trekk		21. Lyd isolasjon motorrom	
8. Tak trekk		22. Frontlykter	
9. Baksete		23. Hjul kapsel	
10. Skillevegg bagasjerom kupe			
11. Bagasjerom gulv			
12. Hathylle			
13. Støtfanger bak			

I skjemaet over ble bruk i til målingene med XRF apperadet. På forhånd var det identifisert 23 punkter som vi ville undersøke. Disse punktene var basert på antagelser for hvor det ville være naturlig å finne bromerte forbindelser.

9.3 Eksempel på XRF-målinger

9.4 Notat om bromerte flammehemmere

De mest brukte bromerte flammehemmerne har vært stoffene polybromerte bifenyler (PBB) (ikke lenger i produksjon), tetrabrombisfenol A, (TBBPA), heksabromsyklododekan (HBCDD) og polybromerte difenyletere (PBDE). Av disse kan TBBPA tilsettes produkter både additivt og reaktivt (kjemisk bundet i polymerkjeder) mens de øvrige tilsettes additivt.

9.4.1 Bromerte flammehemmere i Avfallsforskriften og Produktforskriften

Avfall med bromerte flammehemmere skal ifølge Avfallsforskriften anses som farlig avfall dersom det inneholder 0,25 vekt-% av hvert enkelt av stoffene

- Tetrabrombisfenol A (TBBPA)
- Heksabromsyklododekan (HBCDD)
- Dekabromdifenyleter (deka-BDE)
- Oktabromdifenyleter (okta-BDE)
- Pentabromdifenyleter (penta-BDE)

Ifølge Produktforskriften §2-20 er det forbudt å omsette produkter med 0,1 vekt% av hvert enkelt av stoffene penta-BDE, okta-BDE og deka-BDE. Bruk av deka-BDE i kjøretøy er imidlertid unntatt fra forskriften (§2-20 a). PBB har lenge vært forbudt.

9.4.2 Andre bromerte flammehemmere

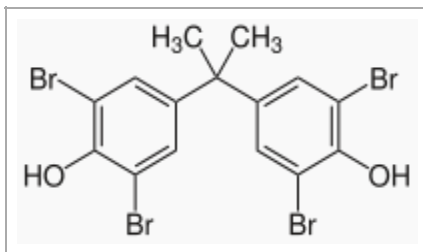
Etter at de tradisjonelt mest brukte bromerte flammehemmere har blitt funnet giftige, og noen også har blitt regulert gjennom lover og forskrifter, har andre flammehemmere kommet til. En rekke andre bromerte forbindelser som ikke er regulert gjennom forskrifter finnes tilgjengelig på markedet for flammehemming av ulike materialer. En oversikt over "nye" bromerte flammehemmere finnes i Klif-rapporten *Current state of knowledge and monitoring requirements - Emerging "new" brominated flame retardants in flame retarded products and the environment* (TA-2462/2008) (TA-2462-2009).

Det er foreløpig lite kunnskap om de "nye" bromerte flammehemmerne toksikologiske egenskaper, men nyere forskning viser at også noen av disse ser ut til å ha betenkelige egenskaper med tanke på persistens, bioakkumulering og biomagnifisering. Temaet behandles bl.a. i Klif-rapportene *Environmental screening of selected "new" brominated flame retardants and selected polyfluorinated compounds 2009* (TA-2625/2010) og *New brominated flame retardants in Arctic biota* (TA-2630/2010).

9.4.3 TBBPA

TBBPA er en bromert monomer av bisfenol A. Anvendelsesområdet er hovedsakelig i kretskort, der den inngår reaktivt (kjemisk bundet) i epoxy. TBBPA kan også anvendes additivt i form av for eksempel dimetyl-TBBPA i ABS-plast og HIPS (high impact polystyrene).

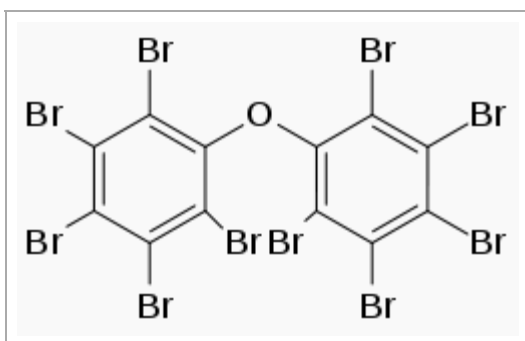
Reaktivt bundet TBBPA er strengt tatt ikke lenger TBBPA når stoffet inngår i polymeren det er tilsatt. Det er heller ikke mulig å ekstrahere reaktivt bundet TBBPA for påvisning ved kjemiske analyser (Bøe et al. 2008). Det som eventuelt vises på en analyse av TBBPA vil være rester av ubundne molekyler.



TBBPA, bilde fra Wikipedia

9.4.4 PBDE

Flammehemmere basert på PBDE blir produsert som tre ulike tekniske blandinger under navnene penta- okta- og deka-BDE. Navnene viser til gjennomsnittlig bromeringsgrad i de tekniske blandingene, med henholdsvis 5, 8 og 10 bromatomer per molekyl.



Deca-BDE, bilde fra Wikipedia

Deca-BDE kan benyttes i de fleste polymere materialer, samt på tekstiler. Okta-BDE har stort sett vært benyttet i ABS-plast, men også i HIPS og enkelte andre polymerer. Penta-BDE har hovedsakelig vært benyttet i polyuretan-skum og -tekstiler, men har tidligere vært benyttet i bl.a. kretskort.

De tekniske blandingene inneholder også difenyletere med andre bromeringsgrader: tetra-, hekso-, hepta-, og nona-BDE.

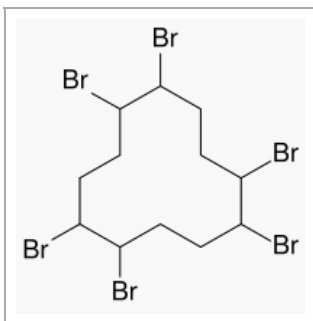
Tabell 18 Sammensetning av tekniske PBDE-blandinger (NILU 2002)

Kongenerer i %	TetraBDE	PentaBDE	HeksaBDE	HeptaBDE	OktaBDE	NonaBDE	DekaBDE
Teknisk blanding							
"PentaBDE"	24 - 38	50 - 60	4 - 8				
"OktaBDE"			10 - 12	44	31 - 35	10 - 11	< 1
"DekaBDE"						< 3	97 - 98

Polybromerte difenyletere kan også avgi brom-atomer, for eksempel under påvirkning fra UV-stråler, og brytes ned til PBDE med lavere bromeringsgrad og høyere toksisitet. Ved oppvarming kan PBDE og andre bromerte flammehemmere danne de giftige stoffene polybromerte dibensofuraner (PBDF) og polybromerte dibensodioksiner (PBDD).

9.4.5 HBCDD

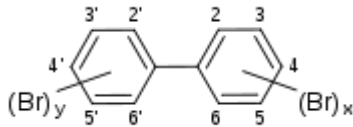
Hexabromosyklododekan (HBCDD) er en additiv flammehemmer som benyttes i HIPS, XPS, EPS (isopor) og tekstiler.



HBCDD, bilde fra Wikipedia

9.4.6 PBB

Polybromerte bifenyler (PBB) har samme struktur som PCB, men med brom istedenfor klor. PBB har ikke vært produsert siden 2000. I en undersøkelse gjort av NILU (2002) ble det påvist både TBBPA, HBCD og PBDE i sedimentprøver fra avfallsdeponier i Norge. Det ble ikke påvist polybromerte bifenyler (PBB). Siden et begrenset antall avfallsdeponier ble undersøkt, kan forekomst av PBB ikke utelukkes, men det er rimelig å anta at omfanget er begrenset i forhold til de øvrige bromerte flammehemmere.



PBB, Bilde fra Wikipedia

9.4.7 Toksisitet og helseeffekter

De omtalte bromerte flammehemmere er persistente og viser bioakkumulerende og biomagnifiserende egenskaper (Janssen 2005). Bromerte flammehemmere tilføres menneskekroppen gjennom animalsk mat, gjennom inhalasjon av støv fra elektriske apparater og ved hudkontakt med tekstiler som er behandlet med flammehemmer (Gundersen et al 2005). Kunnskapen om helseeffektene av bromerte flammehemmere er mangelfull. Den kunnskapen som finnes er for en stor grad basert på laboratorieforsøk på cellevev eller rotter og mus.

"Flammehemmere kan utløse en rekke toksiske effekter i forsøksdyr. Slike effekter inkluderer kreft, redusert fertilitet, misdannelser, skader på nervesystemet, lever- og nyreskader osv. Imidlertid er kunnskapen om stoffenes langtidseffekter på helse fortsatt generelt mangelfull." (Folkehelseinstituttet)

Janssen (2005) gjennomgår i "Brominated Flame Retardants – Rising Levels of Concern" en rekke vitenskapelige kilder om bromerte flammehemmeres toksisitet. Siden effekter ikke er påvist på mennesker må det tas forbehold om sikre konklusjoner, men dyreforsøk indikerer en mulighet for følgende helseeffekter:

- Både TBBPA, HBCD og noen varianter av PBDE kan forstyrre thyroideastoffskiftet. Dette kan være skadelig for utvikling av hjernen hos fostere og nyfødte.
- PBDE og HBCD kan påvirke nervesystemet og forstyrre hjernefunksjonen, påvirke adferd, evne til læring og hukommelse.
- PBDE og TBBPA kan virke østrogenhermende.
- PBDE og HBCD kan gi nedsatt fertilitet.
- PBDE og TBBPA kan hemme immunsystemet.
- PBDE og HBCD kan være kreftfremkallende

9.5 Resultater lab analyser



Prosjekt
 Bestnr
 Registrert **2011-02-08**
 Utstedt **2011-03-01**

Mepex Consult
Håkon Bratland

Teglverksveien 9A,
N-3400 Lier
Norge

Analyse av elektronikk

Deres prøvenavn	Lyd isolering Materiale				
Labnummer	N00135214				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	<10	mg/kg	1	1	MOSA
OktaBDE	<20	mg/kg	1	1	MOSA
DekaBDE (PBDE-209)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<20	mg/kg	1	1	MOSA
Heksabromsyklododekan (HBCD)	4400	mg/kg	1	1	MOSA
Prøvepreparering*	Ok		2	2	MOSA

Deres prøvenavn	Lyd isolering #2 Materiale				
Labnummer	N00135215				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	<10	mg/kg	1	1	MOSA
OktaBDE	<20	mg/kg	1	1	MOSA
DekaBDE (PBDE-209)	7000	mg/kg	1	1	MOSA
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<20	mg/kg	1	1	MOSA
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Prøvepreparering*	Ok		2	2	MOSA

Deres prøvenavn	Air bag Materiale				
Labnummer	N00135216				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	<10	mg/kg	1	1	MOSA
OktaBDE	<20	mg/kg	1	1	MOSA
DekaBDE (PBDE-209)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<20	mg/kg	1	1	MOSA
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Prøvepreparering*	Ok		2	2	MOSA



Deres prøvenavn		Sete trekk			
		Materiale			
Labnummer		N00135217			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	<10	mg/kg	1	1	MOSA
OktaBDE	51	mg/kg	1	1	MOSA
DekaBDE (PBDE-209)	27000	mg/kg	1	1	MOSA
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<20	mg/kg	1	1	MOSA
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Prøvepreparering*	Ok		2	2	MOSA

Deres prøvenavn		Interiør #1			
		Materiale			
Labnummer		N00135218			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	<10	mg/kg	1	1	MOSA
OktaBDE	<20	mg/kg	1	1	MOSA
DekaBDE (PBDE-209)	17000	mg/kg	1	1	MOSA
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<20	mg/kg	1	1	MOSA
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Prøvepreparering*	Ok		2	2	MOSA

Deres prøvenavn		Bagasje rom			
		Materiale			
Labnummer		N00135219			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH
PentaBDE (PBDE-99)	<10	mg/kg	1	1	MOSA
OktaBDE	<20	mg/kg	1	1	MOSA
DekaBDE (PBDE-209)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<20	mg/kg	1	1	MOSA
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
As*	88.0	mg/kg	3	A	JVHH
Ba*	13000	mg/kg	3	A	JVHH
Be*	0.136	mg/kg	3	A	JVHH
Cd*	0.411	mg/kg	3	A	JVHH
Co*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Cr*	11.2	mg/kg	3	A	JVHH
Cu*	484	mg/kg	3	A	JVHH
Fe*	870	mg/kg	3	A	JVHH
Li*	2.13	mg/kg	3	A	JVHH
Mn*	87.1	mg/kg	3	A	JVHH
Mo*	0.913	mg/kg	3	A	JVHH
Ni*	2.96	mg/kg	3	A	JVHH
P*	174	mg/kg	3	A	JVHH
Pb*	29.8	mg/kg	3	A	JVHH
Sr*	728	mg/kg	3	A	JVHH
V*	2.31	mg/kg	3	A	JVHH
Zn*	44.3	mg/kg	3	A	JVHH
Hg*	<1	mg/kg	3	A	JVHH



Deres prøvenavn	Radiator ytre Materiale				
Labnummer	N00135220				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH
PentaBDE (PBDE-99)	<10	mg/kg	1	1	MOSA
OktaBDE	<20	mg/kg	1	1	MOSA
DekaBDE (PBDE-209)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<20	mg/kg	1	1	MOSA
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<50	mg/kg	1	1	MOSA
As*	<3	mg/kg	3	A	JVHH
Ba*	4.44	mg/kg	3	A	JVHH
Be*	<0.01	mg/kg	3	A	JVHH
Cd*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Co*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Cr*	1.65	mg/kg	3	A	JVHH
Cu*	6.37	mg/kg	3	A	JVHH
Fe*	156	mg/kg	3	A	JVHH
Li*	0.374	mg/kg	3	A	JVHH
Mn*	2.31	mg/kg	3	A	JVHH
Mo*	0.551	mg/kg	3	A	JVHH
Ni*	0.498	mg/kg	3	A	JVHH
P*	<5	mg/kg	3	A	JVHH
Pb*	<1	mg/kg	3	A	JVHH
Sr*	14.9	mg/kg	3	A	JVHH
V*	0.693	mg/kg	3	A	JVHH
Zn*	9.03	mg/kg	3	A	JVHH
Hg*	<1	mg/kg	3	A	JVHH

Deres prøvenavn	Dashboard Materiale				
Labnummer	N00135221				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH
As*	<3	mg/kg	3	A	JVHH
Ba*	30.1	mg/kg	3	A	JVHH
Be*	<0.01	mg/kg	3	A	JVHH
Cd*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Co*	0.381	mg/kg	3	A	JVHH
Cr*	1.84	mg/kg	3	A	JVHH
Cu*	11.8	mg/kg	3	A	JVHH
Fe*	59.8	mg/kg	3	A	JVHH
Li*	0.106	mg/kg	3	A	JVHH
Mn*	3.04	mg/kg	3	A	JVHH
Mo*	<0.4	mg/kg	3	A	JVHH
Ni*	0.461	mg/kg	3	A	JVHH
P*	42.3	mg/kg	3	A	JVHH
Pb*	647	mg/kg	3	A	JVHH
Sr*	1.17	mg/kg	3	A	JVHH
V*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Zn*	120	mg/kg	3	A	JVHH
Hg*	<1	mg/kg	3	A	JVHH



Deres prøvenavn		Luft inntak Materiale				
Labnummer		N00135222				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign	
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH	
As*	3.86	mg/kg	3	A	JVHH	
Ba*	12.3	mg/kg	3	A	JVHH	
Be*	<0.01	mg/kg	3	A	JVHH	
Cd*	0.435	mg/kg	3	A	JVHH	
Co*	0.894	mg/kg	3	A	JVHH	
Cr*	0.213	mg/kg	3	A	JVHH	
Cu*	4.37	mg/kg	3	A	JVHH	
Fe*	120	mg/kg	3	A	JVHH	
Li*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH	
Mn*	3.58	mg/kg	3	A	JVHH	
Mo*	<0.4	mg/kg	3	A	JVHH	
Ni*	511	mg/kg	3	A	JVHH	
P*	201	mg/kg	3	A	JVHH	
Pb*	17300	mg/kg	3	A	JVHH	
Sr*	1.94	mg/kg	3	A	JVHH	
V*	0.487	mg/kg	3	A	JVHH	
Zn*	8330	mg/kg	3	A	JVHH	
Hg*	1.61	mg/kg	3	A	JVHH	

Deres prøvenavn		Slange motorrom Materiale				
Labnummer		N00135223				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign	
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH	
As*	<3	mg/kg	3	A	JVHH	
Ba*	3.80	mg/kg	3	A	JVHH	
Be*	0.0544	mg/kg	3	A	JVHH	
Cd*	0.161	mg/kg	3	A	JVHH	
Co*	0.183	mg/kg	3	A	JVHH	
Cr*	0.497	mg/kg	3	A	JVHH	
Cu*	16.0	mg/kg	3	A	JVHH	
Fe*	156	mg/kg	3	A	JVHH	
Li*	0.279	mg/kg	3	A	JVHH	
Mn*	5.16	mg/kg	3	A	JVHH	
Mo*	1.79	mg/kg	3	A	JVHH	
Ni*	66.6	mg/kg	3	A	JVHH	
P*	519	mg/kg	3	A	JVHH	
Pb*	8450	mg/kg	3	A	JVHH	
Sr*	15.4	mg/kg	3	A	JVHH	
V*	1.36	mg/kg	3	A	JVHH	
Zn*	6140	mg/kg	3	A	JVHH	
Hg*	<1	mg/kg	3	A	JVHH	



Deres prøvenavn		Ratt Materiale			
Labnummer		N00135224			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH
As*	3.38	mg/kg	3	A	JVHH
Ba*	4.16	mg/kg	3	A	JVHH
Be*	0.0480	mg/kg	3	A	JVHH
Cd*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Co*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Cr*	14200	mg/kg	3	A	JVHH
Cu*	5.00	mg/kg	3	A	JVHH
Fe*	102	mg/kg	3	A	JVHH
Li*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Mn*	1.45	mg/kg	3	A	JVHH
Mo*	<0.4	mg/kg	3	A	JVHH
Ni*	1.05	mg/kg	3	A	JVHH
P*	395	mg/kg	3	A	JVHH
Pb*	3.20	mg/kg	3	A	JVHH
Sr*	2.37	mg/kg	3	A	JVHH
V*	3.89	mg/kg	3	A	JVHH
Zn*	18.6	mg/kg	3	A	JVHH
Hg*	<1	mg/kg	3	A	JVHH

Deres prøvenavn		554 Reflektor			
Labnummer		N00135225			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH

Deres prøvenavn		908 Reflektor			
Labnummer		N00135226			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH

Deres prøvenavn		722 Reflektor			
Labnummer		N00135227			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH

Deres prøvenavn		800 Hard plast			
Labnummer		N00135228			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH

Deres prøvenavn	907 Hard plast				
Labnummer	N00135229				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH

Deres prøvenavn	13 Hjulkapsel (plast)				
Labnummer	N00135230				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	Ja		2	2	JVHH
As*	<3	mg/kg	3	A	JVHH
Ba*	13.9	mg/kg	3	A	JVHH
Be*	<0.01	mg/kg	3	A	JVHH
Cd*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Co*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Cr*	2.96	mg/kg	3	A	JVHH
Cu*	24.6	mg/kg	3	A	JVHH
Fe*	39.2	mg/kg	3	A	JVHH
Li*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Mn*	0.515	mg/kg	3	A	JVHH
Mo*	1.53	mg/kg	3	A	JVHH
Ni*	<0.2	mg/kg	3	A	JVHH
P*	29.9	mg/kg	3	A	JVHH
Pb*	<1	mg/kg	3	A	JVHH
Sr*	0.227	mg/kg	3	A	JVHH
V*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Zn*	2.21	mg/kg	3	A	JVHH
Hg*	<1	mg/kg	3	A	JVHH

Deres prøvenavn	Reflektorprøver (bland) Reflektor				
Labnummer	N00135231				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
As*	<1	mg/kg	3	S	JVHH
Ba*	5.42	mg/kg	3	S	JVHH
Be*	<0.1	mg/kg	3	S	JVHH
Cd*	0.122	mg/kg	3	S	JVHH
Co*	0.126	mg/kg	3	S	JVHH
Cr*	4.18	mg/kg	3	S	JVHH
Cu*	1.55	mg/kg	3	S	JVHH
Fe*	27.8	mg/kg	3	S	JVHH
Li*	2.44	mg/kg	3	S	JVHH
Mn*	17.0	mg/kg	3	S	JVHH
Mo*	<0.1	mg/kg	3	S	JVHH
Ni*	0.924	mg/kg	3	S	JVHH
P*	<50	mg/kg	3	S	JVHH
Pb*	3.02	mg/kg	3	S	JVHH
Sr*	23.2	mg/kg	3	S	JVHH
V*	4.21	mg/kg	3	S	JVHH
Zn*	908	mg/kg	3	S	JVHH
Hg*	<0.1	mg/kg	3	S	JVHH



Deres prøvenavn	Plast (bland) Hard plast				
Labnummer	N00135232				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
As*	<3	mg/kg	3	A	JVHH
Ba*	164	mg/kg	3	A	JVHH
Be*	0.0132	mg/kg	3	A	JVHH
Cd*	0.114	mg/kg	3	A	JVHH
Co*	<0.1	mg/kg	3	A	JVHH
Cr*	0.249	mg/kg	3	A	JVHH
Cu*	25.0	mg/kg	3	A	JVHH
Fe*	48.7	mg/kg	3	A	JVHH
Li*	0.146	mg/kg	3	A	JVHH
Mn*	1.89	mg/kg	3	A	JVHH
Mo*	0.455	mg/kg	3	A	JVHH
Ni*	<0.2	mg/kg	3	A	JVHH
P*	50.0	mg/kg	3	A	JVHH
Pb*	47.6	mg/kg	3	A	JVHH
Sr*	2.57	mg/kg	3	A	JVHH
V*	0.260	mg/kg	3	A	JVHH
Zn*	334	mg/kg	3	A	JVHH
Hg*	<1	mg/kg	3	A	JVHH



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon																					
1	<p>Bestemmelse av bromerte flammehemmere (BFH).</p> <p>Metode: GC-MSD Ekstraksjon: Toluen Deteksjon og kvantifisering: GC-MSD Kvantifikasjonsgrenser:</p> <table> <tr> <td>PentaBDE</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>OktaBDE</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>DekaBDE</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Tetrabrombisfenol-A</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Heksabromsyklododekan</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> </table> <p>Note: For isolasjonsmateriale vil deteksjonsgrensen for Heksabromsyklododekan settes til 500 µg/kg.</p> <p>GRENSEVERDIER FOR FARLIG AVFALL:</p> <table> <tr> <td>PentaBDE</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>OktaBDE</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>DekaBDE</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Tetrabrombisfenol-A</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Heksabromsyklododekan ((HBCD)</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> </table>	PentaBDE	100 mg/kg	OktaBDE	100 mg/kg	DekaBDE	100 mg/kg	Tetrabrombisfenol-A	100 mg/kg	Heksabromsyklododekan	100 mg/kg	PentaBDE	2500 mg/kg	OktaBDE	2500 mg/kg	DekaBDE	2500 mg/kg	Tetrabrombisfenol-A	2500 mg/kg	Heksabromsyklododekan ((HBCD)	2500 mg/kg
PentaBDE	100 mg/kg																				
OktaBDE	100 mg/kg																				
DekaBDE	100 mg/kg																				
Tetrabrombisfenol-A	100 mg/kg																				
Heksabromsyklododekan	100 mg/kg																				
PentaBDE	2500 mg/kg																				
OktaBDE	2500 mg/kg																				
DekaBDE	2500 mg/kg																				
Tetrabrombisfenol-A	2500 mg/kg																				
Heksabromsyklododekan ((HBCD)	2500 mg/kg																				
2	Prøvepreparering																				
3	<p>Analyse av tungmetaller (I-1C)</p> <p>Metode: EPA metoder 200.7 og 200.8 (modifisert) Forbehandling: Nedmaling. Oppslutning: HNO₃/vann (1:1) i mikrobølgeovn.</p>																				

Godkjenner	
JVHH	Janken Hald
MOSA	Morten Sandell

Underleverandør ¹	
A	<p>ICP-AES</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087</p>
S	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087</p>
1	<p>Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland</p> <p>Lokalisering av andre GBA laboratorier:</p>

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Underleverandør¹	
Hildesheim	Daimlerring 37, 31135 Hildesheim
Gelsenkirchen	Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen
Freiberg	Meißner Ring 3, 09599 Freiberg
Hameln:	Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln
Hamburg:	Goldschmidstraße 5, 21073 Hamburg
Akkreditering:	DAR, registreringsnr. DAC-PL-0040-97
Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon	
2	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensinterval på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.



Prosjekt
Bestnr
Registrert **2011-02-08**
Utstedt **2011-03-11**

Mepex Consult
Håkon Bratland
Teglverksveien 9A,
N-3400 Lier
Norge

Analyse av elektronikk

Deres prøvenavn	Volvo S40 4323 Kretskort				
Labnummer	N00135185				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Toyota Corolla 4699 (1) Kretskort				
Labnummer	N00135186				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Toyota Corolla 4699 (2) Kretskort				
Labnummer	N00135187				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Peugot 406 4523 Kretskort				
Labnummer	N00135188				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Audi A4 stv. 4693 (1) Kretskort				
Labnummer	N00135189				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Audi A4 stv. 4693 (2) Kretskort				
Labnummer	N00135190				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH



Deres prøvenavn	M.Carisma 4396 Kretskort				
Labnummer	N00135191				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Mazda 626 4343 Kretskort				
Labnummer	N00135192				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Opel Vectra 4642 Kretskort				
Labnummer	N00135193				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	BMW E39 4166 Kretskort				
Labnummer	N00135194				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	MB 124E 4663 Kretskort				
Labnummer	N00135195				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Audi A4 4616 Kretskort				
Labnummer	N00135196				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Audi 80 4438 Kretskort				
Labnummer	N00135197				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Mazda 3 4340 Kretskort				
Labnummer	N00135198				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH



Deres prøvenavn	Ford Focus 4262 (3) Kretskort				
Labnummer	N00135199				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Golf 04 4492 Kretskort				
Labnummer	N00135200				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Ford Focus 4262 (1) Kretskort				
Labnummer	N00135201				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	Ford Focus 4262 (2) Kretskort				
Labnummer	N00135202				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Prøvepreparering*	ja		1	1	JVHH

Deres prøvenavn	1995-1999 #1 Kretskort				
Labnummer	N00135203				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	<0.50	mg/kg	2	2	JVHH
OktaBDE	<1.0	mg/kg	2	2	JVHH
DekaBDE (PBDE-209)	<10	mg/kg	2	2	JVHH
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	14	mg/kg	2	2	JVHH
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<10	mg/kg	2	2	JVHH
Total vekt	14.96	g	3	1	JVHH
Malt materiale	14.31	g	3	1	JVHH
Ikke malt materiale	-----	g	3	1	JVHH
Cd*	16.8	mg/kg	3	S	JVHH
Pb*	16700	mg/kg	3	S	JVHH
Ni*	4230	mg/kg	3	S	JVHH
Hg*	<0.3	mg/kg	3	S	JVHH

Prøve N00135203 er en blandingsprøve av N00135185-N00135190. Prøve N00135204 er en blandingsprøve av N00135191-N00135194. Prøve N00135205 er en blandingsprøve av N00135195-N00135197. Prøve N00135203 er en blandingsprøve av N00135198-N00135202.



Deres prøvenavn	1995-1999 #2				
	Kretskort				
Labnummer	N00135204				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	<0.50	mg/kg	2	2	JVHH
OktaBDE	1.5	mg/kg	2	2	JVHH
DekaBDE (PBDE-209)	<10	mg/kg	2	2	JVHH
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	87	mg/kg	2	2	JVHH
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<10	mg/kg	2	2	JVHH
Total vekt	13.33	g	3	1	JVHH
Malt materiale	12.64	g	3	1	JVHH
Ikke malt materiale	-----	g	3	1	JVHH
Cd*	0.927	mg/kg	3	S	JVHH
Pb*	18600	mg/kg	3	S	JVHH
Ni*	4580	mg/kg	3	S	JVHH
Hg*	<0.3	mg/kg	3	S	JVHH

Deres prøvenavn	1990-1994				
	Kretskort				
Labnummer	N00135205				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	1.8	mg/kg	2	2	JVHH
OktaBDE	2.1	mg/kg	2	2	JVHH
DekaBDE (PBDE-209)	200	mg/kg	2	2	JVHH
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	26	mg/kg	2	2	JVHH
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<10	mg/kg	2	2	JVHH
Total vekt	13.56	g	3	1	JVHH
Malt materiale	12.73	g	3	1	JVHH
Ikke malt materiale	-----	g	3	1	JVHH
Cd*	2.76	mg/kg	3	S	JVHH
Pb*	16300	mg/kg	3	S	JVHH
Ni*	3900	mg/kg	3	S	JVHH
Hg*	<0.3	mg/kg	3	S	JVHH

Deres prøvenavn	2000-2004				
	Kretskort				
Labnummer	N00135206				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
PentaBDE (PBDE-99)	0.70	mg/kg	2	2	JVHH
OktaBDE	3.5	mg/kg	2	2	JVHH
DekaBDE (PBDE-209)	33	mg/kg	2	2	JVHH
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	10	mg/kg	2	2	JVHH
Heksabromsyklododekan (HBCD)	<10	mg/kg	2	2	JVHH
Total vekt	14.59	g	3	1	JVHH
Malt materiale	13.51	g	3	1	JVHH
Ikke malt materiale	-----	g	3	1	JVHH
Cd*	45.6	mg/kg	3	S	JVHH
Pb*	6410	mg/kg	3	S	JVHH
Ni*	2300	mg/kg	3	S	JVHH
Hg*	<0.3	mg/kg	3	S	JVHH



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon																					
1	Prøvepreparering																				
2	Bestemmelse av bromerte flammehemmere (BFH). Metode: GC-MSD Ekstraksjon: Toluen Deteksjon og kvantifisering: GC-MSD Kvantifikasjonsgrenser: <table style="margin-left: 20px;"> <tr> <td>PentaBDE</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>OktaBDE</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>DekaBDE</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Tetrabrombisfenol-A</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Heksabromsyklododekan</td> <td>100 mg/kg</td> </tr> </table> Note: For isolasjonsmateriale vil deteksjonsgrensen for Heksabromsyklododekan settes til 500 µg/kg. GRENSEVERDIER FOR FARLIG AVFALL: <table style="margin-left: 20px;"> <tr> <td>PentaBDE</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>OktaBDE</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>DekaBDE</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Tetrabrombisfenol-A</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Heksabromsyklododekan ((HBCD)</td> <td>2500 mg/kg</td> </tr> </table>	PentaBDE	100 mg/kg	OktaBDE	100 mg/kg	DekaBDE	100 mg/kg	Tetrabrombisfenol-A	100 mg/kg	Heksabromsyklododekan	100 mg/kg	PentaBDE	2500 mg/kg	OktaBDE	2500 mg/kg	DekaBDE	2500 mg/kg	Tetrabrombisfenol-A	2500 mg/kg	Heksabromsyklododekan ((HBCD)	2500 mg/kg
PentaBDE	100 mg/kg																				
OktaBDE	100 mg/kg																				
DekaBDE	100 mg/kg																				
Tetrabrombisfenol-A	100 mg/kg																				
Heksabromsyklododekan	100 mg/kg																				
PentaBDE	2500 mg/kg																				
OktaBDE	2500 mg/kg																				
DekaBDE	2500 mg/kg																				
Tetrabrombisfenol-A	2500 mg/kg																				
Heksabromsyklododekan ((HBCD)	2500 mg/kg																				
3	Analyse av tungmetaller (E-1A) i kretskort Metode: EPA metoder 200.7 og 200.8 (modifisert)																				

Godkjenner	
JVHH	Janken Hald

Underleverandør ¹									
S	ICP-SFMS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087								
1	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030								
2	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland Lokalisering av andre GBA laboratorier: <table style="margin-left: 20px;"> <tr> <td>Hildesheim</td> <td>Daimlerring 37, 31135 Hildesheim</td> </tr> <tr> <td>Gelsenkirchen</td> <td>Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen</td> </tr> <tr> <td>Freiberg</td> <td>Meißner Ring 3, 09599 Freiberg</td> </tr> <tr> <td>Hameln:</td> <td>Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln</td> </tr> </table>	Hildesheim	Daimlerring 37, 31135 Hildesheim	Gelsenkirchen	Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen	Freiberg	Meißner Ring 3, 09599 Freiberg	Hameln:	Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln
Hildesheim	Daimlerring 37, 31135 Hildesheim								
Gelsenkirchen	Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen								
Freiberg	Meißner Ring 3, 09599 Freiberg								
Hameln:	Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln								

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Underleverandør¹	
Hamburg:	Goldschmidstraße 5, 21073 Hamburg
Akkreditering:	DAR, registreringsnr. DAC-PL-0040-97
Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon	

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.