

Samhällsekonomiska effekter av WEEE-direktivet

En fallstudie av datorskärmar



Elin Eriksson
Bitr. Avdelningschef

2006-05-11

På uppdrag av Länsförsäkringar och
Naturvårdsverket

IVL Svenska
Miljöinstitutet

Box 21060, SE-100 31 Stockholm
Valhallavägen 81, Stockholm

Tel: +46 (0)8 598 563 00
Fax: +46(0)8 598 563 90
www.ivl.se

Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Aschebergsgatan 44, Göteborg

Tel: +46 (0)31 725 62 00
Fax: + 46 (0)31 725 62 90

Förord

Projektet har utförts på uppdrag av Naturvårdsverket och Stiftelsen Svenskt Kretslopp, vars verksamhet var en del av Länsförsäkringars forskningsprojekt.

Till projektet har knutits en referensgrupp som består av följande personer:

Camilla Grunditz, Länsförsäkringar

Anders Sverkman, Länsförsäkringar

Cecilia Petersen, Naturvårdsverket

Madeleine Bergrahm, HP

Ulrika Eliason, Samsung Electronics Nordic AB

Björn Simons, Fujitsu-Siemens

Sverker Sjölin, Stena Technoworld

Örjan Thönners, Ragnsells

Referensgruppen har träffats två gånger under projektet.

Summary

Sammanfattning

Detta är en fallstudie av hur återvinning av datorskärmar uppfyller det sk WEEE-direktivet (Waste of Electrical and Electronic Equipment). Här studeras just återvinning av CRT- och LCD-skärmar. Syftet har varit att översiktligt kartlägga de samhälls-ekonomiska nettokostnaderna för återvinning av datorskärmar inom ramen för WEEE-direktivet. Därför studerades miljöpåverkan av skrotning/avfallshantering av respektive skärm med hjälp av livscykelanalys; från det att den transporteras till återvinningscentraler till att materialen återvinns och blir nya material, samt avfallet tas omhand. Därefter beräknades miljökostnaderna med användning av två olika värderingsmetoder; EPS 2000 och ExternE. Likaså studerades de företagsekonomiska kostnaderna och nyttorna för denna hantering. Andra så kallade externa kostnader har inte studerats i detalj (t ex konsumenternas tid för att lämna el-skrotet till Återvinningscentralen). Vi valde att studera två olika scenarier för respektive skärm. Scenarierna för CRT är användning av bildröret vid konstruktion av deponier vid SAKAB samt sk ”closed loop” återvinning till bildrör igen. För LCD studeras ett scenario för dagens hantering, där ungefär hälften av skärmens vikt återvinns och ett scenario för några år framöver där även plast återvinns. Resultatet av studien visas i tabellen nedan.

Sammanställning av de totala samhällsekonomiska kostnaderna (SEK/1000 skärmar).

	CRT Konstruktion	CRT Bildrörs-ÅV	LCD Dagens	LCD Framtid
Företagsekonomisk kostnad (SEK)	109 000	109 000	32 000	32 000
Miljökostnad EPS (ELU (näraEuro))	-34 000	-210 000	-17 000	-17 000
Miljökostnad ExternE (SEK)	-1 100	-1 600	-330	-1 100

Resultatet visar att återvinningen totalt ger en miljönytta; åtminstone med avseende på utsläpp av växthusgaser (klimatpåverkan) och enligt de två valda värderingsmetoderna. Företagsekonomiskt kostar återvinningen enligt resultaten ca 100 respektive 30 SEK per skärm för CRT respektive LCD. Sammantaget blir den samhällsekonomiska nettokostnaden någon eller några tiar per skärm; förutom för CRT där bildröret återvinns till bildrör igen och då EPS används som värderingsmetod. För CRT med återvinning i så kallad ”closed loop” ger återvinningen totalt en samhällsekonomisk nytta på ca 100 SEK per skärm om EPS används; främst på grund av återvinningen av bly. För scenariet med konstruktion av deponier räknar vi med att blyet är kvar i glaskrosset som används i deponierna.

Då den andra värderingsmetoden, ExternE, används ger miljönyttan av återvinningen bara en minskning av de företagsekonomiska kostnaderna på någon krona per skärm.

I WEEE-direktivet skall hela gruppen IT- och telekommunikationsutrustning uppfylla en återvinningskvot på minst 65%. Studien visar att dagens återvinning av CRT från svenska konsumenter och företag uppfyller WEEE-direktivets krav på 65% återvinningskvot, men att kvoten inte uppfylls för den enskilda produkten LCD. För att kvoten skall uppnås för den enskilda produktgruppen LCD krävs att plast återvinns; eller att en kombination av plast och glas återvinns.

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND TILL STUDIEN.....	7
2	SYFTE MED STUDIEN.....	9
3	METOD OCH SCENARIER.....	10
4	BESKRIVNING AV SYSTEMET FÖR CRT OCH LCD.....	13
4.1	MATERIALSAMMANSÄTTNING	13
4.2	TRANSPORT FRÅN KONSUMENT OCH FÖRETAG TILL ÅTERVINNINGSCENTRAL	14
4.3	ÅTERVINNINGSCENTRAL	14
4.4	EL-KRETSSENS HANTERING.....	14
4.4.1	Transport från återvinningscentral till demontering.....	15
4.4.2	Demontering och sortering av material.....	15
4.4.3	Materialåtervinning.....	17
5	SAMMANSTÄLLNING AV FÖRETAGSEKONOMISKA KOSTNADER.....	19
6	RESULTAT MILJÖPÅVERKAN OCH MILJÖKOSTNADER	20
7	SLUTSATSER OCH TOLKNING.....	24
8	REKOMMENDATIONER	27
9	BESKRIVNING AV MILJÖANALYSEN	28
9.1.1	Introduktion till livscykelanalys.....	28
6.1.2	Värdering av miljöeffekter.....	30
10	BESKRIVNING AV DEN SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSEN.....	32
11	REFERENSER.....	33

BILAGOR

1 Bakgrund till studien

I Sverige trädde Förordningen om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter (SFS 2000:208) i kraft i juli 2001. Sedan dess har stora mängder av uttjänta el-produkter samlats in, jämfört med tidigare år. I och med att EU introducerade det s.k. WEEE-direktivet (Waste of Electrical and Electronic Equipment) i januari 2003 har kraven skärpts ytterligare. Direktivet, som innebär ett producentansvar för avfall från elektriska eller elektroniska produkter, anger bl.a. lägsta återvinningsgrader för olika kategorier av dessa produkter som tillverkarna skall uppnå. För produkter inom exempelvis IT- och telekommunikationsutrustning, innebär detta att minst 65 viktsprocent skall återanvändas eller materialåtervinnas senast den 31 december 2006. Den totala återvinningskvoten (återanvändning, materialåtervinning och energiåtervinning) skall vara minst 70 viktsprocent. Vidare förväntar man sig en kraftig ökning av mängden avfall från elektriska eller elektroniska produkter inom EU under de närmaste åren. Att uppnå de kvoter som WEEE-direktivet anger kommer alltså att innebära stora utmaningar för producenterna. Incitamenten att designa elektriska och elektroniska produkter på ett miljömässigt effektivare sätt kommer att öka och låga återvinningskostnader kommer att gynna producenterna.

En viktig aspekt för att återvinning av elektriska och elektroniska produkter ska fungera är hur denna finansieras. Olika lösningar för att finansiera återvinningen av elektriska och elektroniska produkter har diskuterats, t.ex. introduktion av någon form av ekonomisk avgift eller en försäkringslösning. För att utveckla dessa finansieringslösningar behövs kunskap om vad det kommer att kosta att återvinna produkterna i framtiden, både när det gäller företagsekonomiska kostnader och kostnader för miljöpåverkan (tillsammans benämnda de samhällsekonomiska nettokostnaderna). Vi behöver ha en ökad kunskap om de samhällsekonomiska nettokostnaderna av återvinningen, baserat på t.ex. produkternas sammansättning, återvinningsteknik, efterfrågan och intäkter på återvunna material samt miljömässiga vinster och kostnader för återvinningen.

Det är stora skillnader mellan de olika produktkategorier som listas i WEEE-direktivet. Skillnaderna gäller bl.a. använd mängd material samt viktmässig fördelning av materialen. Därför är det sannolikt stora skillnader i de samhällsekonomiska kostnaderna för återvinningen mellan produktkategorierna. Skillnaderna i samhällsekonomiska nettokostnader har t.ex. visats i en tidigare studie av CIT Ekologik¹ (numera IVL) för Stiftelsen Svenskt Kretslopp, där andelen återvinningsbart material i produkten påverkade återvinningskostnaden. Studien gällde kylskåp, som ingår i den produktkategori som i WEEE-direktivets bilaga IA och IB benämns Stora hushållsapparater. Man fann bl.a. att WEEE-direktivets återvinningskvoter är långt från att uppnås idag och att man måste använda särskilt anpassad återvinningsteknik för att överhuvudtaget tekniskt kunna uppnå kvoterna. Som en konsekvens av detta innebär återvinning av kylskåp enligt WEEE-direktivet ökade företagsekonomiska kostnader

¹ Cost Benefit Analysis of Recycling Electrical and Electronic Equipment av K Strömberg och E. Ringström, CIT Ekologik, på uppdrag av Stiftelsen Svenskt Kretslopp, Göteborg 2003.

medan däremot miljöbelastningen och miljökostnaderna minskar. Vidare drar man slutsatsen att det är sannolikt att andelen återvinningsbart material i en produkt påverkar återvinningskostnaderna. Resultaten från studien gäller i huvudsak stora hushållsapparater, där viktandelen plast är stor. För att kunna dra generella slutsatser om återvinning av elektriska och elektroniska produkter behövs därför kompletterande studier, där denna studie utgör en komplettering. I kylskåpsstudien pekades IT- och telekommunikationsutrustning ut som en intressant produktkategori att studera.

2 Syfte med studien

I verksamhetsplanen för IVL och den samfinansierade forskningen framhålls området **Hållbart resursutnyttjande – avfall och återvinning** som ett viktigt verksamhetsområde. Vidare ska forskningsinsatserna inom avfallsområdet leda till ökade förebyggande insatser genom t.ex. produktutveckling och ökad återvinning. WEEE-direktivet har tillkommit just i syftet att öka återvinningen av elektriska och elektroniska produkter. En viktig övergripande vision är att återvinningssystemen utformas så kostnadseffektivt som möjligt till störst möjliga miljönytta. Projektet bidrar till denna vision genom att översiktligt belysa konsekvenserna av WEEE-direktivet utifrån de samhällsekonomiska nettokostnaderna.

Syftet med den här studien är att översiktligt kartlägga de samhällsekonomiska nettokostnaderna för återvinning av datorskärmar inom ramen för WEEE-direktivet. Detta kommer att göras genom att bygga på den tidigare genomförda studien av återvinning av Stora hushållsapparater (enligt ovan), samt ta del av andra publicerade studier inom området. Resultatet av studien kommer att kunna användas som underlag för informationsinsatser, kunskapsspridning och som underlag för vidare diskussioner och förbättringar av systemet för insamling och återvinning av elektriska och elektroniska produkter så att största möjliga miljönytta kan nås på ett kostnadseffektivt sätt.

I studien har vi valt att studera LCD (Liquid Chrystal Display)- och CRT (Cathode Ray Tube)-skärmar. CRT-skärmar studeras då de utgör den största mängden av det skrot av datorskärmar som faller i dag, dvs. av de produkter som kasseras av konsumenterna och som kommer in till El-kretsens hantering. LCD-skärmar studeras då försäljningen ökar; både av datorskärmar och TV-apparater, och då framtida volymer av LCD som skrotas kommer att vara betydligt större än i dag. Då denna studie är begränsad i tid och resurser finns det bara tid till att studera två produkter. Valet har då fallit på LCD och CRT.

3 Metod och scenarier

I början av projektet etablerades en referensgrupp. Det första beslutet som fattades i referensgruppen var vilka produkter som skulle studeras. En enkel litteratursökning genomfördes och relevant litteratur identifierades. Dessa referenser inkluderas i listan i avsnitt 11 Referenser. Generellt har följande delar genomförts i studien:

- Litteratursökning
- Kartläggning av systemen för insamling och återvinning av CRT och LCD datorskärmar
- Datainsamling
- Miljöanalys
- Ekonomisk analys med analys av företagsekonomiska kostnader
- Syntes, d.v.s. samhällsekonomisk analys

Så kallade externa kostnader, t ex konsumenternas tid för att lämna skärmarna till återvinningen, har inte tagits med i studien, då vi inte haft resurser att titta på dem. Detta kan göra att de totala samhällsekonomiska kostnaderna underskattas. I tidigare studier av producentansvaret för förpackningar har konsumenternas tid för sortering spelat en relativt stor roll för resultatet av de samhällsekonomiska kostnaderna. I detta fallet är det framför allt tiden för att åka till en återvinningscentral som antagligen är de största externa kostnaderna. För att göra en bra uppskattning krävs det att man studerar konsumenters beteende och tidsåtgång när de lämnar uttjänta el-produkter till återvinningscentralen.

I studien undersöks först dagens hantering av skrotade CRT- och LCD-skärmar. Därefter har undersökts om återvinningen uppfyller WEEE-direktivets krav på återvinningskvot. För IT- och telekomutrustning är kvoten som skall nås senast den 31 december 2006 65% återanvändning eller materialåtervinning och 75% återvinning om energiutvinning inkluderas.

Enligt en stor studie av datorskärmar genomförd av amerikanska EPA (Environmental Protection Agency) tillsammans med tillverkande företag såg fördelningen av hanteringen av slutanvända skärmar i USA ut som i tabell 3.1 nedan, före WEEE trätt i kraft i Europa.

Tabell 3.1 Fördelning av återvinning och avfallshantering av CRT och LCD i USA före WEEE enligt EPA, 2001.

Disposition	CRT	LCD
Incineration	15%	15%
Recycling	11%	15%
Remanufacturing	3%	15%
Hazardous waste landfill	46%	5%
Solid waste landfill	25%	50%

Sources: NSC, 1999; EPA, 1998; CIA, 1997; EIA, 1999; Vorhees, 2000; TORNRC, 2001

För CRT-skärmar studeras två fall i den här miljöanalysen; det ena där bildrörsglasat används till nya bildrör och det andra där det används till konstruktionsändamål (t ex vid konstruktion av deponier, vilket klassas som en typ av materialåtervinning). I den ekonomiska analysen studeras bara ett scenario, nämligen "svensk genomsnittlig hantering", då det inte går att få specifika data för respektive hanteringsalternativ.

För LCD-skärmar, som inte faller som skrot i så stora mängder i dag, studeras två scenarier; ett som är dagens genomsnittliga hantering i Sverige, och ett som är en framtida hantering där WEEE-direktivet definitivt uppfylls. LCD-skärmar är en relativt ny produkt, varför det inte finns utarbetade system och tekniker för återvinning i samma utsträckning som för CRT. Tabell 3.2 nedan visar en sammanställning av studerade scenarier.

Tabell 3.2 Sammanställning av studerade scenarier i studien.

Datorskärm	Miljöanalys	Ekonomisk analys
CRT	Bildrör materialåtervinns i konstruktionsändamål	Dagens hantering
	Bildrör återvinns till bildrör	
LCD	Dagens hantering	Dagens hantering
	Framtida hantering som uppfyller WEEE	Framtida hantering

För den ekonomiska analysen har vi inte kunnat skilja mellan olika återvinningsmetoder, då vi pga konfidentialitets-skäl inte fått data av återvinnare på kostnader för specifik återvinning. Istället har vi fått använda El-kretsens pris, som baserar sig på faktiska kostnader för återvinningen, men, som också inkluderar vinst. Detta pris har alltså antagits vara en god approximation av den faktiska kostnaden.

Elproduktion i beräkningarna har valts till elproduktion på marginalen, som här antas vara naturgasbaserad.

Vid materialåtervinning har vi för plast, stål, aluminium, metaller i kretskorten och kablar antagit att 50% av det återvunna materialet ersätter jungfruligt material och

hälften ersätter annat återvunnet material. Detta val har gjorts då marknaden inte är kartlagd i detalj och det är osäkert hur mycket jungfruligt material som verkligen ersätts, och då vi vill minimera felet (50% ligger mitt emellanextremerna 0 och 100%).

Vid förbränning av material från skärmarna antar vi att den producerade elen ersätter el producerad från naturgas, se ovan, och att fjärrvärmen ersätter fjärrvärme producerad på marginalen (Sahlin mfl 2003). Den ersatta fjärrvärmen är till stor del biobaserad, men innehåller också en mindre andel fossila bränslen.

I miljöanalysen har vi valt att titta på klimatpåverkan (utsläpp av växthusgaser). Två olika värderingsmetoder används; EPS 2000 och ExternE.

4 Beskrivning av systemet för CRT och LCD

De stora mängderna av skrotade CRT- och LCD-skärmar går via El-kretsens system, då de flesta återförsäljare och tillverkare är anslutna dit. El-kretsen har delat in landet i olika upptagningsområden, och upphandlat med ett återvinningsföretag eller en kommun om varje område. För elektronik är det i april-maj 2006, efter sista upphandlingen, elva olika företag eller kommuner som tar emot och demonterar de inkomna produkterna: Bodens kommun, GAC, Jokkmokks kommun, Jönköpings kommun, Kuusakoski, MIREC, Pajala, Stena, SYSAV, WÅAB och Uppsala kommun.

4.1 Materialsammansättning

Vi har antagit en materialsammansättning enligt tabell 4.1 nedan. Den baserar sig på data från tillverkande företag genom referensgruppen, Socolof, EPA, 2001, samt Sjölin, 1997.

Tabell 4.1. Antagen viktfordelning (något förenklad) som beräkningarna baseras på.

	CRT		LCD	
	kg	%	kg	%
Glas	10,2	51,78	0,6	10,53
Stål/järn	4	20,3	2,5	43,86
Aluminium	0,45	2,28	0,12	2,11
Kretskort	1,35	6,85	0,37	6,49
Koppar i kabel	0,45	2,28	0,23	4,04
Plast	3,25	16,5	1,88	32,98
Totalt	19,7	100	5,7	100

4.2 Transport från konsument och företag till återvinningscentral

Konsumenten transporterar sitt elektronikavfall till återvinningscentralen, där el-skrot lämnas gratis. Frekvensen av att lämna el-skrot till butik som inte är ansluten till El-kretsens system antar vi vara låg, varför sådan hantering inte studeras här.

Vi antar att konsumenten lämnar sin datorskärm också tillsammans med annat avfall på återvinningscentralen. En bil med avfall som konsumenten kör till tippen i genomsnitt antas här rymma ca 100 kg. Kostnaden för transporten allokeras till hela lasten, vilket gör att datorskärmens andel i så fall blir en femtedel för CRT och ca en tjugondel för LCD. Det finns ca 650 återvinningscentraler i Sverige. På ca 300 av dessa kan el-skrot lämnas in kostnadsfritt och El-kretsen administrerar bortförsel och vidare omhändertagande av el-skrotet. Vi uppskattar att det viktade medelavståndet från konsumenten till återvinningscentralen är ca 8 km. Kostnaden per mil för en personbil sätts till 20 SEK/mil. Kostnaden för en personbil i 16 km kostar då ca $20 \text{ SEK} / 1000 \text{ m} \cdot 16 \text{ km} = 32 \text{ SEK}$. För en CRT blir kostnaden då ca 5 SEK. Kostnaden per ton datorskrmar blir alltså ca 250 SEK. Siffran är som framgår osäker, men i förhållande till kostnaden för återvinningscentraler och El-kretsens hantering (se nedan) relativt liten, varför vi antar att felet här inte spelar så stor roll för resultatet.

4.3 Återvinningscentral

Elektronikskrotet lagras till det hämtas för transport till demontering. Kommunens hantering kostar i genomsnitt omkring 2000 SEK/ton. Denna kostnad baseras på RVFs uppgifter om att kostnaden är ca 20 SEK/invånare och år (Bo Audelius, 2006). Beräkningen är baserad på att en kommun med 30 000 invånare har en kostnad på 1,8 MSEK/år för återvinningscentralen. Denna kostnad täcker drift (undantaget externa transporter och extern behandling), arbetskostnader och investeringar. Hela kostnaden fördelas på farligt avfall, elektronik och grovavfall, dvs. Totala flödet elektronikskrot som föll via en återvinningscentral i Sverige var år 2004: 87 000 ton och 2005: 112 000 ton (Bo Audelius, 2006). Avrundat blir kostnaden 2000 SEK/ton.

4.4 El-kretsens hantering

I El-kretsens hantering ingår följande moment:

- Transport från återvinningscentral till demontering
- Demontering och sortering av material
- Transport av material till materialåtervinning
- Materialåtervinning

-
- Intäkter från sålda material från återvinningsföretagen

Vi har inte kunnat få uppgifter om kostnader för respektive moment ovan, då demonterarna/återvinnarna menar att det är konfidentiella uppgifter. Därför används Elkretsens pris som en approximation till de faktiska kostnaderna. Detta pris ska grunda sig på faktiska kostnader för återvinningsföretagen. Approximationen blir dock antagligen en överskattning av kostnaderna, då återvinningsföretagen med stor sannolikhet inkluderar någon vinstmarginal i beräkningen av priset.

Priset i april 2006 ligger på (för IT- och telekommunikationsskrot) 3 300 SEK/ton. Den faktiska kostnaden antas alltså ligga på ungefär samma belopp. Då ingår alla nedströms processer.

Miljöpåverkan för transporter beskrivs i termer av transportsavstånd för respektive del nedan.

4.4.1 Transport från återvinningscentral till demontering

Vi har antagit ett transportavstånd på 150 km med lastbil.

4.4.2 Demontering och sortering av material

Figur 4.1 nedan visar ett exempel på skärmar och TV-apparater som kommer in till demontering.



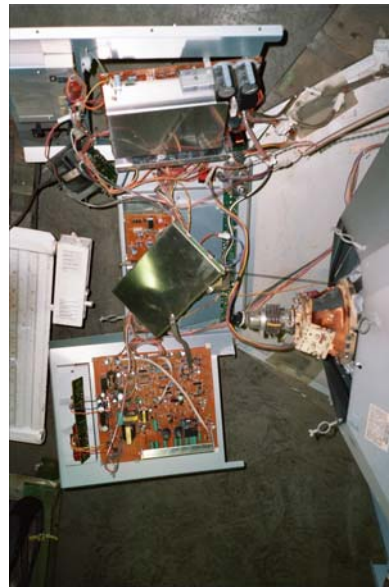
Figur 4.1 Exempel på inkommande skärmar till demontering.

Nedan i figur 4.2 visas exempel på demontering av CRT. Figur 4.3 visar att CRT innehåller en hel del kretskort och kablar.



East
West
North

Figur 4.2 Demontering av CRT.



Figur 4.3 Demontering av CRT-skärmar. Fotona visar att skärmarna innehåller en del kretskort och kablar.

Kretskorten i CRT demonteras och skickas till Rönnskärsverken för återvinning av bland annat ädelmetaller, koppar och lödningsmetall. Kablar går till kabelåtervinning, där koppar återvinns och kabelmanteln (plast) deponeras. En stor del av plasten finns i skärm-kåpan, som till en betydande andel går till förbränning på SAKAB. Annan plast följer med metaller som går till återvinning, och därifrån går på deponi.

För CRT har vi antagit en elförbrukning på 3 MJ/bildrör för demontering i olika fraktioner och uttag av glas; dvs 3 000 MJ/1000 bildrör (baserat på Sverker Sjölin, 1997, där energibehovet var uppskattat till 3,5 MJ/bildrör).

Det finns inte samma erfarenhet av demontering av LCD som för CRT ännu. Demonteringen påverkas av att det kan finnas en liten mängd kvicksilver i skärmen, se avsnittet om materialåtervinning nedan.

4.4.3 Materialåtervinning

Från de demonterings- och återvinningsföretag som vi pratat med går bildröret i CRT antingen till SAKAB för materialåtervinning eller till tillverkning av nya bildrör i utlandet. Plasthöljet går som nämndes ovan oftast till förbränning (SAKAB). Det finns dock återvinningsföretag som säljer balade datorhöljen i 20 tons balar. Även om det finns bromerade flamskyddsmedel i plasten kan den säljas i Sverige. Diskussioner pågår dock om huruvida plasten kan exporteras till andra länder eller ej. I Norge t ex har sådan export förbjudits. Stål, kopparkablar och kretskort antas gå till återvinning.

En jämförelse mellan användning i konstruktion av deponier (SAKAB) och återvinning till bildrör görs. Användningen i konstruktion av deponier är klassad som materialåtervinning av Naturvårdsverket.

Vid SAKAB krossas glaset till knytnävsstorlek eller mindre, och en smältning behövs inte. Materialet används till konstruktion av deponier inom SAKAB. Enligt Thomas von Kronhelm, SAKAB, ersätter glaskrosset bottenaskor och bottenlaggar från förbränning. Askorna och slaggerna deponeras istället då det är farligt avfall, och inte får användas på annat sätt. Då det är kontrollerade deponier antar vi att det är rimligt att göra en sk ”cut off” här, dvs. att slaggerna deponeras istället för används till konstruktion av deponier ger varken en miljönytta eller miljöpåverkan.

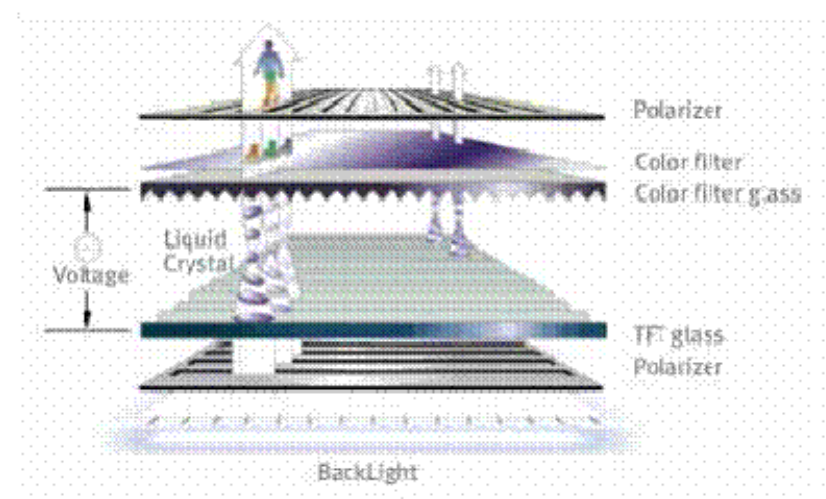
I alternativet där bildrören återvinns tillbaka till bildrör antas de utjänta bildrören transporteras till kontinenten (vi har antagit 90 mil i grundfallet och tittar i en känslighetsanalys på en längre transport).

Dagens hantering: WEEE-direktivet uppfylls för CRT då bildröret materialåtervinns.

Få platta skärmar faller som elektronikskrot i dag, varför det inte finns etablerade rutiner för demontering och återvinning av LCD som för CRT. Vi antar att demonteringen kräver ungefär samma energiåtgång per viktenhet som för CRT; därmed ca 0,75 MJ/skärm.

I dagens LCD finns en liten mängd kvicksilver i lampan "Back Light Unit" (BLU), se figur 4.4 nedan. Då kvicksilver är farligt avfall och inte får kontaminera materialet som går till återvinning går mer material än vad som verkligen skulle behövas till förbränning. Dryga 50% av LCDn (ett grovt antagande) följer i dag med till förbränning. Stållram mm demonteras och återvinns. Vi har antagit att ca 80% av stålet, all aluminium, alla kablar och alla kretskort går till återvinning i dagens scenario. Glas och plast antas gå till förbränning med energiutvinning. Därmed materialåtervinns max 50% av vikten av LCD-skärmar, dvs WEEE-direktivet uppfylls inte. För att 65% ska materialåtervinnas krävs att även en del av plasten återvinns. I ett framtida scenario antar vi att allt stål (100%) går till materialåtervinning liksom även en viss andel av plasten; i vårt exempel all ABS-plast (780 gram per skärm). Vi har därmed antagit att

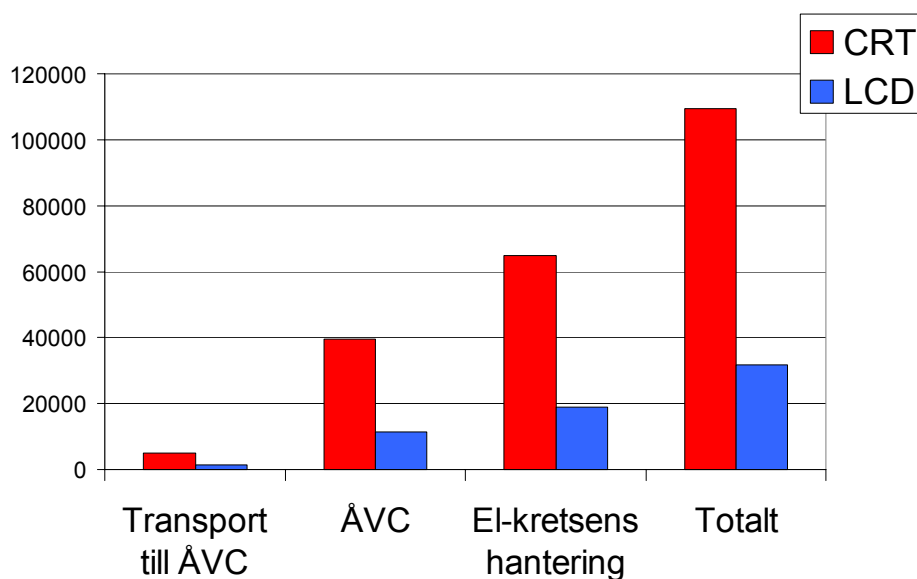
70% av LCDn materialåtervinns. Vi har gjort ett antagit att 50% av den återvunna ABSen ersätter jungfrulig plast och hälften ersätter annan återvunnen plast.



Figur 4.4 "Back Light" i LCD innehåller ofta en liten mängd kvicksilver.

5 Sammanställning av företagsekonomiska kostnader

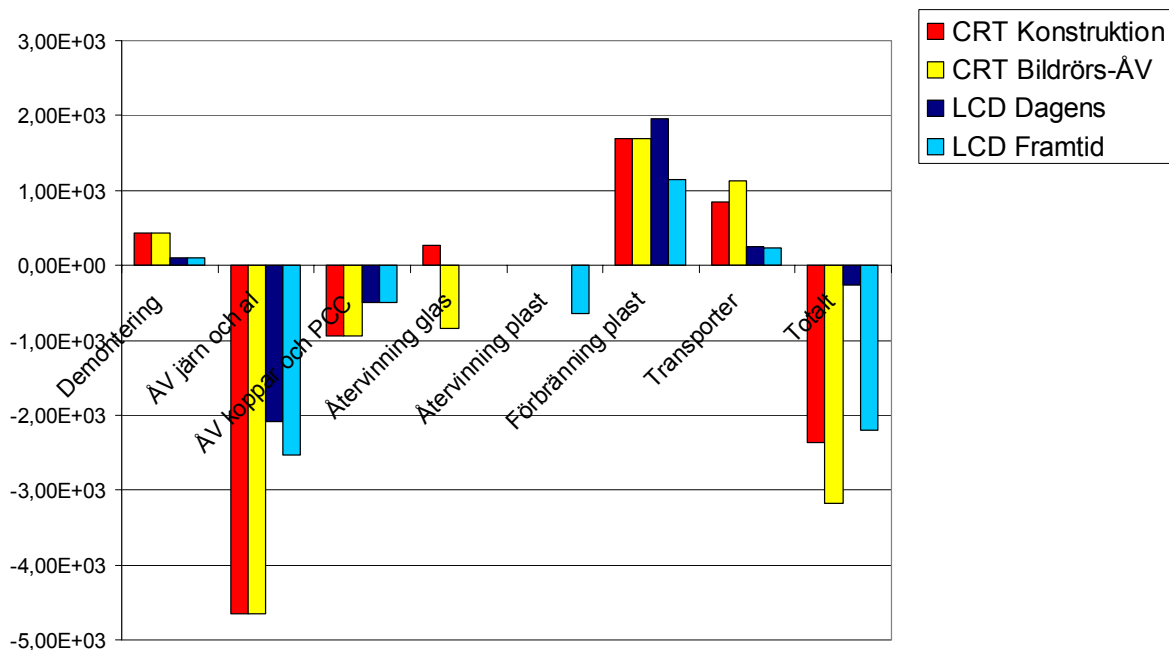
Nedan visas en sammanställning av de företagsekonomiska kostnaderna, baserat på uppgifterna från avsnitt 4 ovan. Vi har inte kunnat skilja mellan de olika scenarierna för CRT respektive LCD, då kostnaderna för hanteringen ju baseras på El-kretsens pris (se ovan).



Figur 5.1 De företagsekonomiska kostnaderna för återvinning av CRT respektive LCD (SEK/1000 skärmar).

6 Resultat miljöpåverkan och miljökostnader

Här har vi valt att titta på potentiellt bidrag till växthuseffekten (klimatpåverkan) samt miljökostnader enligt värderingsmetoderna EPS 2000 och ExternE. Figur 6.1 visar en jämförelse mellan klimatpåverkan av de olika studerade scenarierna.



Figur 6.1. Klimatpåverkan från CRT och LCD från respektive scenario (enhet kg CO₂ per 1000 skärmar).

Generellt kan sägas att återvinningen genom att material återvinns och används i nya produkter totalt ger en minskning av klimatpåverkan, även om t ex förbränning av plast och andra processer som transporter ger utsläpp av växthusgaser.

Återvinning av metaller ger en betydande minskning av klimatpåverkan; speciellt de stora volymerna (stål och aluminium). En återvinning av bildrörsglas till bildrör igen ger en större besparing av klimatpåverkan än då glaset används för konstruktionsändamål; även om transporten av det uttjänta bildröret blir längre. Sammantaget ger scenariet för bildrörsåtervinning för CRT en lägre miljöpåverkan än scenariet med återvinning som konstruktionsmaterial.

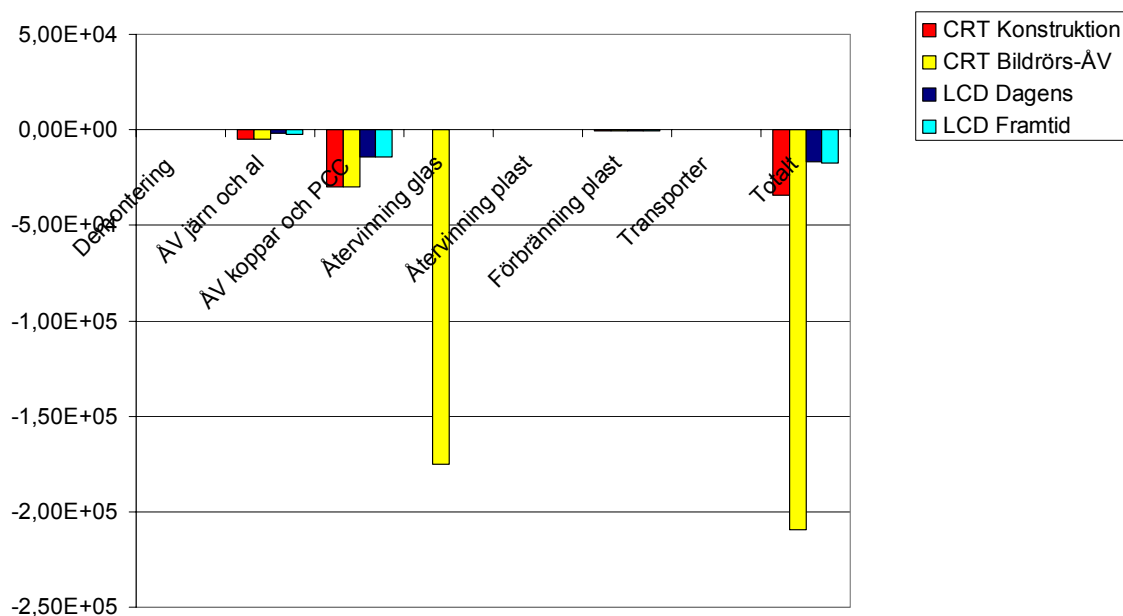
Diagrammet visar också att det framtida scenariet för hantering av LCD ger betydligt lägre utsläpp av växthusgaser än dagens hantering. Framförallt beror skillnaden på att en mindre mängd plast förbränns i det framtida scenariet och på att jungfrulig plast ersätts vid plaståtervinning (även om endast 50% jungfrulig plast antas ersättas vid återvinningen). Förbränning av plast ger betydande utsläpp av framför allt CO₂ trots att

ersätta bränslen tagits med. I det framtida scenariet antar vi att allt stål återvinns (jämfört med 80% i dagens scenario), vilket också ger en ytterligare minskning av utsläpp av växthusgaser.

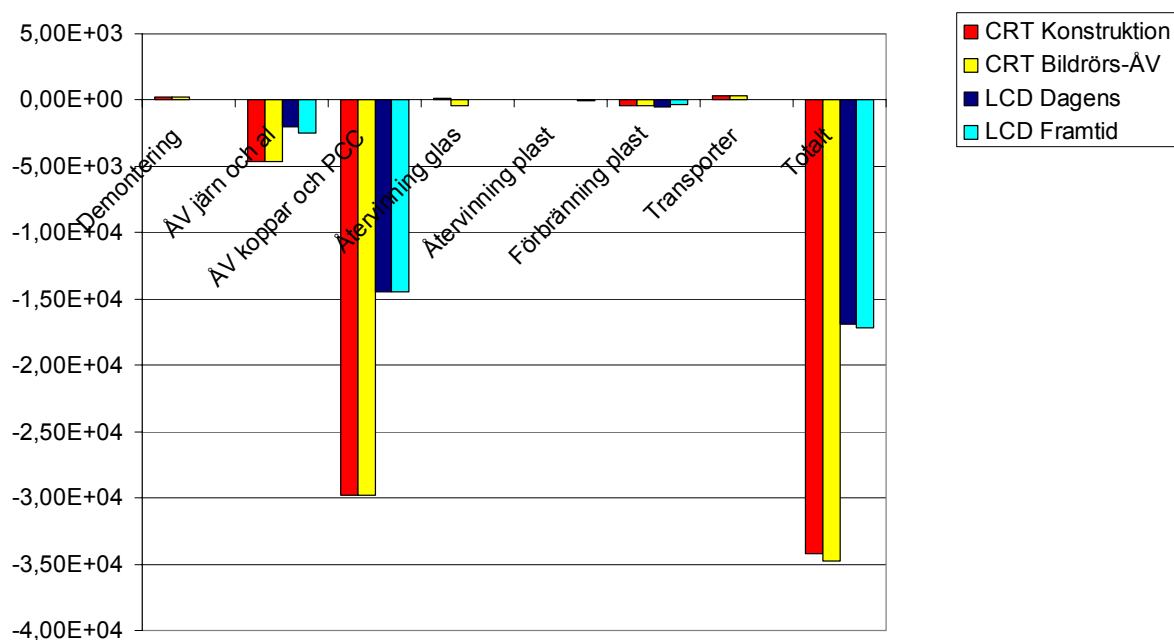
Transporter har en viss betydelse; speciellt för CRT som ju är betydligt tyngre än LCD.

Enligt den ovan nämnda EPA-rapporten är bidraget till global uppvärmning från en CRT 695 kg CO₂-ekvivalenter, varav 203 kg från tillverkningen och 1 kg från återvinning och avfallshantering. Den största delen kommer alltså från användningsfasen. Bidraget från LCD till global uppvärmning är enligt rapporten 593 kg CO₂-ekvivalenter under hela livslängden, varav 240 kg från tillverkning och 0,6 kg från återvinning och avfallshantering. För LCD gav alltså tillverkningen en större andel av de totala utsläppen av klimatpåverkande gaser än för CRT enligt rapporten. Vad som är intressant här är att de potentiella besparingarna av miljöpåverkan vid skrotningen inte är så stora jämfört med utsläppen över hela livslängden; dels för att elförbrukningen under användningsfasen är relativt dominerande miljöaspekt; dels för att det utöver förädling av råvaror vid tillverkning också energi går åt till t ex tillverkning av elektronik mm. Den främsta anledningen till att besparingarna i återvinningen är större enligt denna studie än EPA-rapporten är att scenarierna i EPA-rapporten byggde på lägre andel återvinning.

Miljökostnaderna för de olika scenarierna enligt värderingsmetoden EPS 2000 visas i figurerna 6.2 och 6.3 nedan. Enheten är ELU (Environmental Load Unit). En ELU är nära 1 Euro.



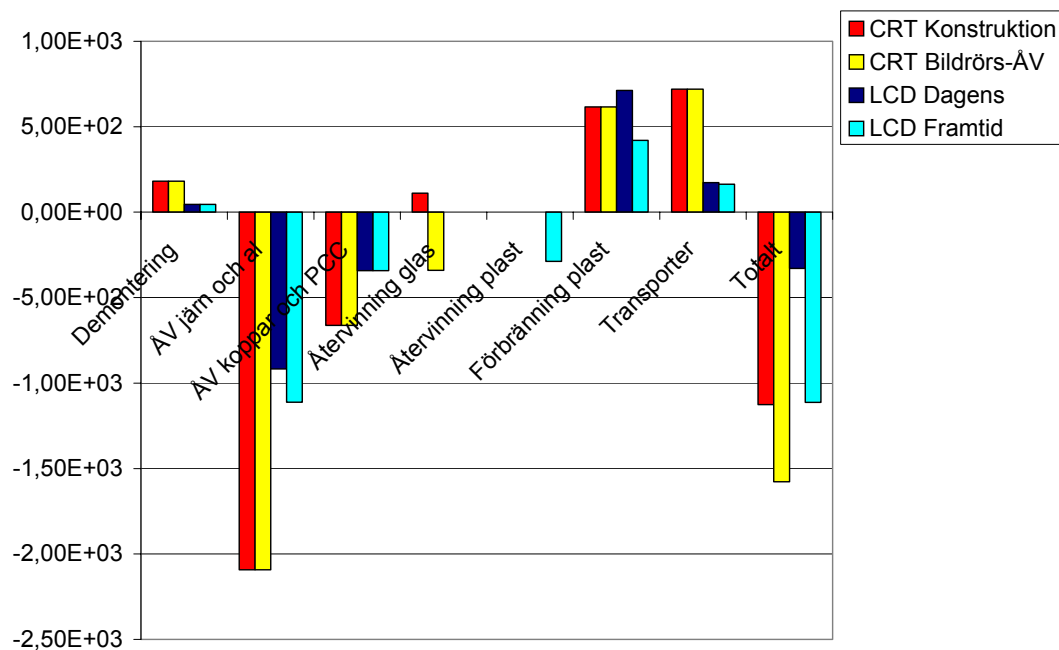
Figur 6.2 Miljökostnad enligt EPS 2000 (ELU/1000 skärmar). Bly som resurs är med.



Figur 6.3 Miljökostnad enligt EPS (ELU/1000 st). Bly som resurs är inte med i figuren.

I figur 6.2 ingår bly som resurs, vilket är helt avgörande för resultatet enligt EPS-metoden. Nyttan av att återvinna blyet (ca 1 kg/skärm) och spara resursen i scenariet för CRT med bildrörs-återvinning dominerar helt resultatet. I figur 6.3 visar vi resultatet med EPS-metoden då bly som resurs inte finns med, för att visa hur jämförelsen mellan scenarierna ser ut för övriga parametrar. De parametrar som då dominerar är koppar (resursen koppar), varför det inte blir någon större skillnad mellan scenarierna (förutom mellan CRT och LCD pga vikten). Att återvinna så mycket koppar som möjligt är alltså viktigt för att minska miljöpåverkan enligt EPS 2000.

Figur 6.4 visar miljökostnaderna enligt värderingsmetoden ExternE.



Figur 6.4 Miljökostnad enligt ExternE (i SEK/1000 skärmar).

Enligt ExternE har utsläppen av koldioxid störst betydelse, men också partiklar, SO₂, CO och NO_x en viss betydelse för resultatet. Återvinningen av järn och stål ger den största minskningen av miljökostnaderna för både LCD och CRT. Återvinningen av bildrörsglas till bildrör ger en ytterligare minskning av miljöpåverkan jämfört med återvinning till konstruktion av deponier. För LCD ger det framtida scenariet en betydligt större minskning av miljöpåverkan än dagens hantering. Skillnaden mellan dagens hantering av LCD och det framtida scenariet beror på minskad miljöpåverkan genom återvinning av plast, att mindre mängder plast förbränns i det framtida scenariet samt att en större mängd stål återvinns.

ExternE har generellt låg värdering av miljökostnaden jämfört med t ex EPS.

Samtliga scenarier för sluthantering av skärmarna ger sammantaget en miljönytta (negativ miljökostnad) enligt båda värderingsmetoderna.

7 Slutsatser och tolkning

Vi kan sammanfatta med följande huvudsakliga slutsatser från projektet:

- Återvinningen av CRT respektive LCD ger sammantaget en miljönytta; åtminstone med avseende på utsläpp av växthusgaser (klimatpåverkan) och enligt två olika värderingsmetoder
- Hanteringen av CRT uppfyller i dag WEEE-direktivets återvinningskvot för IT- och telekommunikationsutrustning på 65% materialåtervinning (förutsatt att bildrörsglasat materialåtervinns och inte deponeras)
- Hanteringen av LCD-skärmar uppfyller i dag inte WEEE-direktivet (enligt de hanteringsmetoder som vi identifierat)
- Återvinning av bildrörsglas från CRT till bildrör igen är miljömässigt något bättre än sk ”downcycling” (här till konstruktion av deponier); trots transport till t ex Tyskland
- LCD-skärmar väger mindre än CRT och ger därmed en lägre miljöpåverkan för återvinning och en lägre besparing (minskning) av miljöpåverkan än CRT
- LCD ger också lägre företagsekonomiska kostnader under skrotning/återvinning än CRT; främst pga den lägre vikten
- För att uppfylla WEEE-direktivet för LCD krävs återvinning av plast från LCD, som inte förekommer i dag. Återvinning av plast kan eventuellt kombineras med återvinning/återanvändning av glas. Metallerna behöver också återvinnas till väldigt hög andel.
- Lampan i LCD med en liten mängd kvicksilver är ett problem för en effektiv demontering
- Flamskyddsmedel i plasten försvårar plaståtervinning och därmed att WEEE-direktivets återvinningskvoter nås för den enskilda produktgruppen LCD
- Återvinning av CRT och LCD sparar naturresurser (t ex bly, koppar, järn), och ger minskade luftutsläpp
- De företagsekonomiska kostnaderna för återvinningen vi fick fram i studien ligger på ca 100 SEK/skärm för CRT respektive 30 SEK/skärm för LCD
- Direktivet fungerar på så sätt att risker för okontrollerad spridning av t ex kvicksilver och bly minimeras

Vi kan också konstatera att i dag finns produktutveckling, produktion och konsumenter till stor del på helt olika platser (t ex vid konsumtion i Europa ligger ofta tillverkningen i Asien och produktutvecklingen i USA, Asien eller Europa). Lagkraven vi tittar på här har också satts på Europeisk nivå. Det krävs att det finns en dialog över de geografiska avstånden för att samarbetet ska fungera och ge faktiska miljöförbättringar.

Vi har också konstaterat att bildindustrin kommit längre genom tex högre återvinningskvoter. Detta kan bero på att en större del av tillverkningen finns i Europa.

Nedan i tabell 7.1 visas en sammanställning av de samhällsekonomiska kostnaderna.

Tabell 7.1 Sammanställning av de totala samhällsekonomiska kostnaderna (SEK/1000 skärmar).

	CRT Konstruktion	CRT Bildrörs-ÅV	LCD Dagens	LCD Framtid
Företagsekonomisk kostnad (SEK)	109 000	109 000	32 000	32 000
Miljökostnad EPS (ELU (näraEuro))	-34 000	-210 000	-17 000	-17 000
Miljökostnad ExternE (SEK)	-1 100	-1 600	-330	-1 100

Som vi ser i tabellen visar EPS en betydligt större miljönytta av återvinningen än ExternE. Detta beror framförallt på att EPS värderar återvinningen av resursen bly högt, men också återvinning av koppar. I metoden ExternE ingår betydligt färre parametrar än i EPS, och de värderas på olika sätt.

Sammantaget kan sägas att de samhällsekonomiska kostnaderna (nyttan) är osäkra.

En jämförelse visar att man kan transportera bildrörsglasets ytterligare 150 mil med lastbil till återvinningen, tills återvinning till bildrör igen ger lika stor klimatpåverkan (bidrag till växthuseffekten) som scenariet med materialåtervinning i konstruktion av deponier.

Det faktum att det finns en liten mängd kvicksilver i LCD styr hanteringen av skärmarna till viss del. Förekomsten (och det potentiella utsläppet) utmärker sig inte i resultaten varken för EPS eller ExternE, men då kvicksilver är farligt avfall finns det lagkrav på hanteringen. En lampa utan kvicksilver skulle förenkla demontering och ge bättre förutsättningar för en bättre sortering.

Vår bedömning är att i framtiden kommer antagligen de plastdetaljer som är tillräckligt enhetliga i material, tillräckligt stora i vikt samt av rätt plastsort i både CRT och LCD i ökad utsträckning att återvinnas eller energiutvinnas, ej deponeras; eftersom WEEE måste följas och kompetens och marknader håller på att byggas upp. Vad som skulle tala emot den utvecklingen är att hela gruppen IT och telekommunikationsutrustning skulle uppfylla återvinningskvoten utan att enskilda produktgrupper gör det; tex LCD. Dock torde utvecklingen gå mot större andelar plast i dessa produkter, varför plasten förr eller senare kommer att behöva återvinnas för att direktivet skall uppfyllas för hela gruppen av IT-och telekommunikationsutrustning.

Miljönyttan av LCD-återvinning skulle kunna vara överskattad i våra resultat, då eventuellt ännu mer material följer med lampan med kvicksilver, varför dagens hantering kanske innebär en ännu lägre materialåtervinning än 50%.

Faktorer som påverkar resultatet mest:

-
- Värderingsmetod för miljökostnader
 - Blyinnehåll i CRT och metod för hantering av bly vid återvinningen
 - Tiden/kostnaden för demontering (ju mer manuell sortering desto högre materialåtervinningsgrad och miljönytta)
 - Att material inte förloras vid t ex borttagning av baklampan i LCD
 - Andel plast till förbränning respektive deponi (en del av plasten följer egentligen med metaller och hamnar på deponi)
 - Antaganden vid förbränning (här har antagits att en stor del biobränsle och en liten andel fossila bränslen ersätts)
 - Det framtida scenariet för LCD: flamskydd av plaster och märkning av plaster och dess flamskydd
 - Miljömärkningen underlättar återvinningen (är trovärdig)

8 Rekommendationer

Tillverkarna, återvinnarna och myndigheterna borde ha en dialog om

- hur problemet med kvicksilver i LCD kan lösas
- flamskydd av plaster i relation till återvinning
- hur plaståtervinning skulle kunna genomföras

Tillverkarna borde kunna ha en dialog om val av plaster till t ex höljen för att få färre antal plaster vid skrotning av produkterna efter att de är uttjänta. Det blir då större volymer och enklare för återvinningsföretagen att materialåtervinna.

Tillverkare, upphandlare och myndigheter bör uppmuntra återvinning av bildrörsglas till nya bildrör. Tillverkarna bör ställa krav på att gamla bildrör används vid tillverkning av nya CRT-produkter, så att efterfrågan av omsmält glas finns kvar.

Återvinnare kan försöka vara tidigt ute med teknik och system för effektiv återvinning av LCD; ju tidigare systemen är på plats så att återvinningskvoterna och de andra kraven i WEEE-direktivet uppfylls, desto större möjlighet att dra nytta av att vara föregångare.

Myndigheterna bör ge incitament till producenterna och återvinnarna så att direktivet kan uppnås; en återvinning som gör att materialets kvalitet bevaras till så hög grad som möjligt bör uppmuntras om det är ekonomiskt och miljömässigt möjligt.

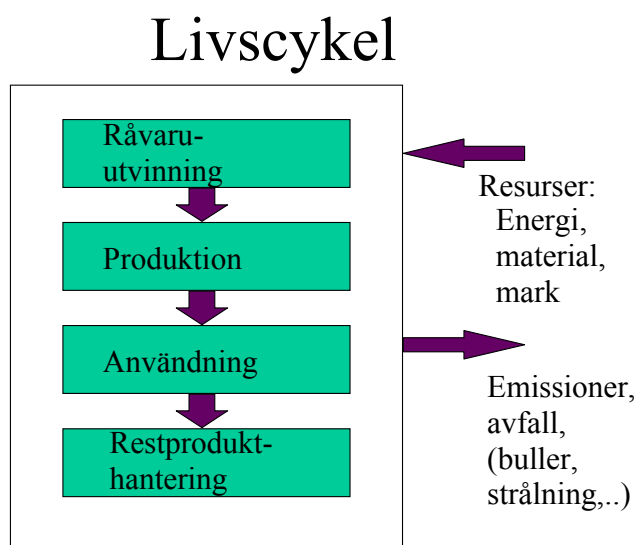
En tydligare och mer utbredd märkning av material skulle hjälpa återvinningsföretagen.

9 Beskrivning av miljöanalysen

9.1.1 Introduktion till livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en metod att beräkna och värdera den miljöbelastning som orsakas av en produkt, ett material eller en tjänst under alla faser av dess livscykel (se Figur 11.1). Med miljöbelastning menas i allmänhet utsläpp av olika föroreningar, avfall samt de naturresurser som tas i anspråk.

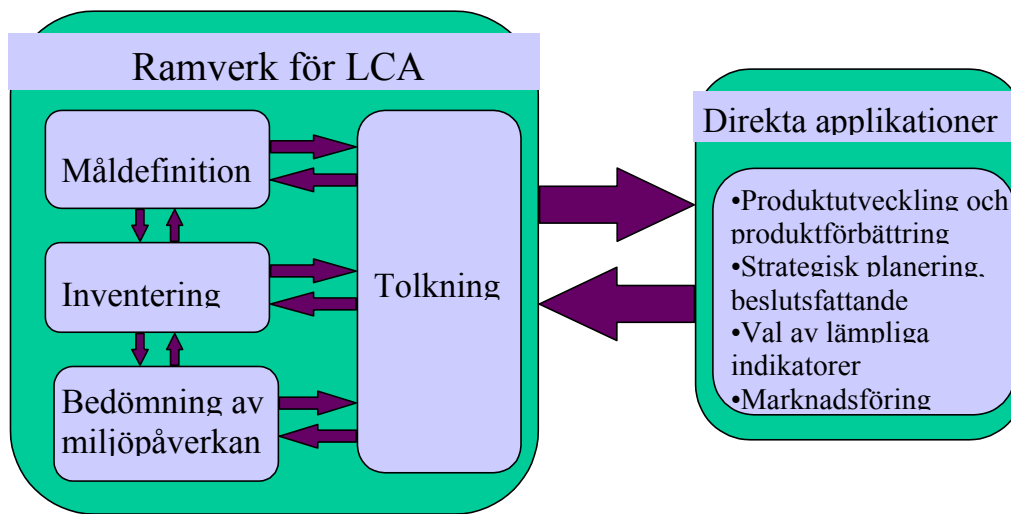
Livscykelanalys är en form av systemanalys. Inom LCA har en standardiserad arbetsgång utvecklats för att öka objektivitet och transparens. Ofta, men inte alltid, är det system som studeras en fullständig livscykel. Vid jämförelser mellan olika system (t.ex. olika system för avfallshantering) är det inte nödvändigt att inkludera de delar av livscykeln som är identiskt lika. En analys av hela livscykeln kan dock vara av relevans för att få en känsla för vad som är stort och smått. Här har vi valt att avgränsa de studerade systemen till att inkludera insamling, demontering, återvinning och avfallshantering samt transporter. Vi tar också hänsyn till vad materialen ersätter vid återvinning respektive förbränning med energiutvinning.



Figur 11.1 Illustration av en produkts livscykel.

Arbetet med en livscykelanalys kan delas upp i följande delmoment: måldefinition, inventering, miljöpåverkansbedömning och tolkning, se Figur 11.2.

Livscykelanalys (EN ISO 14040)



Figur 11.2. Illustration av livscykelns olika delmoment.

I *måldefinitionen* redovisas syftet med studien. Den funktionella enheten, som utgör basen för beräkningarna, definieras och en rad principiella metodfrågor som styr det fortsatta arbetet redovisas.

I *inventeringen* insamlas uppgifter om de olika processernas användning av naturresurser, både förnyelsebara och icke förnyelsebara samt i vissa fall resurser såsom mark och vatten. Vidare insamlas eller beräknas data för de utsläpp till luft, vatten och mark som de olika aktiviteterna i livscykeln ger upphov till. Samtliga inventerade parametrar summeras slutligen och relateras till den funktionella enheten.

För att underlätta tolkningen av livscykelanalysens resultat görs ofta en *bedömning av miljöpåverkan*. Bedömningen av miljöpåverkan kan i sig delas in i fyra delmoment: val av miljöeffekter, klassificering, karaktärisering och viktning.

Klassificeringen innebär att de parametrar som erhålls i inventeringen sorteras efter vilka miljöeffekter de potentiellt kan orsaka.

I *karaktäriseringen* beräknas hur mycket de olika parametrarna potentiellt bidrar till respektive miljöeffekt. Miljöeffekter som ofta inkluderas i bedömningen av miljöpåverkan är resursanvändningen, växthuseffekten, ozonnedbrytningen, övergödningen, försurningen och bildningen av marknära ozon.

Värdering innebär att livscykelns sammanlagda miljöpåverkan kan uttryckas med hjälp av en enda siffra, ett index. Detta steg är dock baserat på subjektiva värderingar. Om värdering skall användas bör flera olika värderingsmetoder användas, för att se hur robusta resultaten är. Vissa värderingsmetoder utgår från resultatet av inventeringen, medan andra viktat resultatet från karaktäriseringen. Även om flera metoder används är resultatet dock behäftat med större osäkerheter än en karaktärisering av miljöpåverkan.

En *tolkning* av resultaten görs genom att resultatens användbarhet och fullständighet kontrolleras. De underliggande antagandenas påverkan på resultatet analyseras liksom resultatets känslighet för metodval. Betydelsen av dataluckor och använd datakvalitet för resultatet skall också beskrivas i tolkningsdelen. Resultatet av känslighetsanalyser och osäkerhetsanalyser som görs i andra delar av studien skall framgå i tolkningen.

I praktiken är LCA en iterativ process, d.v.s. det är ofta nödvändigt att gå tillbaka till tidigare faser av analysen. I allmänhet vet man först när en första bedömning av miljöpåverkan är gjord vilka delar av livscykeln som är viktiga och därför kräver extra uppmärksamhet i inventeringen. Under arbetets gång kan en justering av målbeskrivningen behövas på grund av t.ex. tillgängligheten av data, etc.

Inflöden till de studerade systemen kommer antingen från naturen (naturresurser) eller från teknosfären (produkter från andra system/livscyklar). Emissioner till luft, vatten och mark är utflöden från de studerade systemen till naturen. Deponerat avfall däremot är ett utflöde från systemet till teknosfären. Vid förbränning av avfall redovisas emissioner till luft och aska eller avfall från förbränningsprocessen som utflöden från systemet. Systemgränsen mellan naturen och de studerade systemen passeras när naturresurser som t.ex. råolja utvinns eller när utsläpp av t.ex. CO₂ (från exempelvis förbränning eller deponi) hamnar i atmosfären.

Inflöden och utflöden som ej har följts hela vägen tillbaka till vaggan respektive ända fram till graven redovisas i inventeringsresultatet. I regel saknas data för att följa dessa flöden till vaggan respektive graven. De flesta av dessa flöden sker antingen i små mängder eller antas ej bidra signifikant till den totala miljöpåverkan.

Parametrarna visar mängden emissioner till luft och vatten samt förbrukade naturresurser fördelade på de olika scenarierna.

Nedan ges några exempel på de vanligaste parametrarna i en livscykelanalys:

Följande parametrar används för att kvantifiera energibehov: råolja, naturgas, LP-gas (liquified petroleum gas), kol, naturligt uran samt vattenkraft. För att kvantifiera naturresurser som passerar in över systemens gränser används t.ex. följande parametrar: järn, bauxit, kalk, natriumklorid, sand, fältspat, natursoda, vatten samt råolja, naturgas och kol.

För att kvantifiera emissioner till luft används bland annat följande parametrar: stoft, CO₂, CO, NO_x, SO₂, H₂S, HCl, HF, HC, VOC, CH₄, N₂O, Cl₂, NH₃ samt metaller.

För att kvantifiera emissioner till vatten används bland annat följande parametrar: COD, BOD, N-Tot, NH₃, NH₄⁺, P-Tot, HC, HF, olja, fenol, metaller samt vissa andra joner.

6.1.2 Värdering av miljöeffekter

Som nämnts i tidigare avsnitt innebär värdering att livscykelns sammanlagda miljöpåverkan kan uttryckas med hjälp av en enda siffra, ett index. Detta steg är dock baserat på subjektiva värderingar. För att utröna möjligheten att miljöpåverkan kan bedömas olika har vi i denna studie valt tre olika metoder för värdering av resultaten. Nedan följer en beskrivning av värderingsmetoderna, för mer detaljerad beskrivning se:

Steen, B. (1999) A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS), Nilsson, M. & Gullberg, M. (1998) Externalities of Energy – Swedish Implementation of the ExternE Methodology respektive Johansson, J. (1999) A Monetary Valuation Weighting Method for Life Cycle Assessment Based on Environmental Taxes and Fees (SU).

9.1.1.1 EPS-metoden

EPS-metoden (Environmental Priority Strategies in product design) innehåller värderingsfaktorer som tagits fram vid Chalmers tekniska högskola (Steen, 1999). Metoden baseras på en bedömning av potentiella offers (genomsnittlig OECD-medborgares) vilja att betala för att undvika de skador som uppkommer under påverkan av mänsklig aktivitet. Påverkan omfattar fem olika skyddsobjekt:

- biologisk mångfald
- människors hälsa i form av fysiskt och psykiskt välbefinnande
- produktion i form av försörjningskapaciteten hos natursystem
- icke förnyelsebara resurser
- estetiska och kulturella värden (om möjligt)

EPS-metoden inkluderar en värdering av flera emissionsparametrar och en hög värdering av knappa naturresurser som förbrukas (Radetzki, 1999). Faktorena är generella och gäller inte för någon särskild plats. EPS-metodens miljöbelastningsindex uttrycks i enheten ELU/kg (Environmental Load Unit), där en ELU ungefär motsvarar en Euro. I denna studie har vi konverterat Euro till SEK (1 Euro = 8,5 SEK).

I bilaga E ges en kort beskrivning av hur index för EPS-metoden har beräknats.

9.1.1.2 ExternE-metoden

ExternE är ett EU-projekt med syftet att utveckla ett verktyg för att beräkna de externa kostnaderna och således kunna göra jämförande miljökonsekvensanalyser av bränsle, elektricitet och annan energi. ExternE har utvecklats för att generellt kunna användas i EU-länder samt Norge och för varje land har en enskild tillämpning tagits fram. Faktorena som har använts i denna studie har utvecklats av Stockholm Environment Institute (Nilsson & Gullberg 1998). ExternE-metoden baseras på en värdering av den miljökada som emissionerna av bränsle och energiproduktionen orsakar. Den inkluderar inga resurser och endast en värdering av ett fåtal av de emissionsparametrar som inkluderas i vår studie. ExternE-metoden tar hänsyn till regionala skillnader i produktion och påverkan. Den svenska tillämpningen av ExternE-metoden beskriver olika typer av anläggningar för energiproduktion. Vi har valt faktorer som gäller för förhållanden som motsvarar ett medelvärde mellan anläggningar i Västerås och Norrköping.

10 Beskrivning av den samhällsekonomiska analysen

Samhällsekonomiska analyser kan vara ett användbart verktyg för att belysa den samhälleliga nyttan av ett ”projekt” i de fall då projektet gör bruk av sådana resurser för vilka gängse marknadspriser inte speglar det samhälleliga värdet. En samhällsekonomisk analys kan då användas för att ur samhällsekonomisk synvinkel bedöma om projektet skall genomföras eller inte. Analysen kan även användas för att bedöma om åtgärder såsom skatter, regleringar, subventioner eller liknande bör införas för att prissätta berörda resurser.

Följande är ett enkelt exempel på en samhällsekonomisk analys: Ett företag driver en fabrik som ligger vid en sjö. Vid sjön finns även en yrkesfiskare som hämtar sin inkomst från fisket i sjön. Företaget använder sjön som mottagare av utsläpp vilket leder till att fisken i sjön minskar och därmed också minskar yrkesfiskarens försörjningsmöjligheter. Därför, om samhället antas bestå av de två aktörerna företaget och yrkesfiskaren, är samhällets kostnad för produktionen i fabriken högre än den privatekonomiska kostnad som företaget själv kalkylerar för produktionen. Skillnaden mellan samhällets kostnad och företagets privatekonomiska kostnad kallas för en extern kostnad. I det här exemplet kan den externa kostnaden härledas som förlorad inkomst för yrkesfiskarna (Ericson 1999).

Om ett projekt däremot inte gör bruk av sådana resurser för vilka det finns marknadsstörningar (i form av t.ex. monopol, kollektiva varor och externa effekter) finns det inga skäl för att göra en samhällsekonomisk kalkyl eftersom den sammanfaller med den privatekonomiska kalkylen (Brännlund 2001).

Samhällsekonomiska kostnader utgår ofta från de berördas ”betalningsvilja” för en åtgärd. Det kan t.ex. vara hur mycket de berörda personerna är villiga att betala för att undvika skador på miljö och hälsa. Värdering av tid kan ske genom att alternativ användning av tiden prissätts. De företagsekonomiska kostnaderna kan även benämnas interna eller privata kostnader.

Samhällsekonomiska analyser ger visserligen ett bredare beslutsunderlag än enbart företagsekonomiska kalkyler men samtidigt finns det för samhället ofta relevanta effekter som inte alltid återspeglas i analysen. Rent definitionsmässigt kan samhällsekonomiska analyser vara svåra att begränsa. De kan bli resurskrävande och förknippade med tekniska svårigheter. Hänsyn måste tas till möjligheterna att genomföra en strikt analys..

11 Referenser

El-kretsens hemsida, www.elkretsen.se.

El-kretsen, Verksamheten 2005-2006, Verksamhetsredovisning.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2002/96/EG, 27 januari 2003 om avfall som utgörs av eller innehåller elektriska eller elektroniska produkter (WEEE), 13.2.2003.

Hischier, R, Wäger, P. and Gauglhofer, J., "Does the WEEE recycling make sense from an environmental perspective? The environmental impacts of the Swiss take-back and recycling systems for waste electrical and electronic equipment (WEEE)", Swiss federal Institute for Materials testing and Research, Empa Technology and Society Lab.

Lehner, Tobias, Hantering av uttjänta TV-apparater, Examensarbete, Höskoleingenjörsprogrammet, Miljö- och kvalitetsmanagement, Luleå Tekniska Universitet, Institutionen för Industriell ekonomi och samhällsvetenskap, Avdelningen för kvalitets- och miljöledning, 2005:18.

Mark, Frank E., "The characteristics of plastics-rich waste streams from end-of-life electrical and electronic equipment", Plastics Europe, Dow Chemical Europe, January 2006.

Middleton, Karen and Sutherland, Fiona, "Research report - Best Practice in Computer Equipment Recycling & the WEEE Directive", SIS Tech, Scottish Institute of Sustainable Technology, Heriot Watt University, Riccarton, Edinburgh, EH14 4 AS, May 2003.

Plastics Europe, "Eco-efficiency of Electrical and Electronic Equipment (WEEE): end-of-life-options", Final Report.

Sjölin, Sverker, Stena Technoworld, Teknik för återvinning av glas från bildrör i uttjänt elektronikutrustning, Slutrapport, Bräkne-Hoby, 970228.

Socolof, Maria Leet, Overly, Jonathan G., Kincaid, Lori E., Geibig, Jack R., "Desktop Computer Displays: A Life-Cycle Assessment", Volume 1, US EPA (Environmental Protection Agency), December 2001.

Strömberg, Karin och Ringström, Emma, "Cost Benefit Analysis of Recycling Electrical and Electronic Equipment, Commissioned by Svenskt Kretslopp, CIT Ekologik, Chalmers Industriteknik, Göteborg 2003.