

# **Miljöpåverkan från toxiska ämnen vid behandling av avfall**

Gun Löfblad, Mattias Bisaillon och Johan Sundberg, Profu AB



# **Miljöpåverkan från toxiska ämnen vid hantering av avfall**

## **Environmental impact by toxic compounds from waste treatment**

Gun Löfblad, Mattias Bisailon och Johan Sundberg, Profu AB

Projektnummer WR-28  
År: 2010

**WASTE REFINERY**  
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut  
Box 857, 501 15 Borås  
**[www.wasterefinery.se](http://www.wasterefinery.se)**  
[wasterefinery@sp.se](mailto:wasterefinery@sp.se)  
ISSN 1654-4706



## Sammanfattning

En studie har gjorts över spridning av toxiska ämnen i samband med avfallsbehandling. Syftet har varit att förbättra kunskapsunderlaget och att ta fram ett sätt att beskriva miljöpåverkan från dessa ämnen. Toxisk påverkan är en av många miljöaspekter som behöver inkluderas vid planeringen för avfallsbehandling och i det dagliga arbetet med avfall för att kunna leva upp till det nationella miljömålet Giftfri Miljö och till andra krav som ställs i samhället. Studien har inkluderat förbränning, kompostering och rötning av det avfall som generellt tas om hand genom dessa metoder. I en jämförelse mellan metoder har fokuserats på hushållens biologiska avfall.

De toxiska ämnen som bör prioriteras är metaller och svårnedbrytbara ämnen som är bioackumulerbara och som riskerar att anrikas i näringskedjor. Dessa ämnen är viktiga för miljömålet "Giftfri miljö". I ett inledande steg föreslås att de ämnen som behandlas i denna rapport används för att beskriva toxicitet i samband med avfallsbehandling: As, Cd, Cu, Hg, Pb samt dioxin, PCB, ftalaten DEHP och det bromerade flamskyddsmedlet HBCDD. Listan på ämnen kan senare kompletteras utifrån uppdaterade och kvalitetssäkrade karaktäriseringsfaktorer eller enligt egna krav och önskemål.

Kunskapen om toxiska ämnen i olika avfallsströmmar och i olika miljöer är begränsad. Fler data finns för metaller än för organiska ämnen. Kunskapen är även begränsad om vad som händer med ämnena under avfallsbehandlingen. Bäst studerad är avfallsförbränningen. Vid kompostering och rötning kommer metallerna i huvudsak att spridas i miljön vid användning av produkterna. Organiska ämnen kommer delvis att brytas ner. Det föreligger dock osäkerheter om vad som händer med de organiska ämnena vid dessa processer. En rad kunskapsluckor behöver fyllas för det vidare arbetet med toxicitet, främst är ett mer omfattande material över förekomst och variationer av toxiska ämnen i avfall önskvärt.

Ett försök att beskriva den toxiska miljöpåverkan med ett sammanvägt index på liknande sätt som för annan miljöpåverkan i systemstudier för avfallsbehandling, visade sig inte ge användbart resultat, eftersom tillgången på karaktäriseringsfaktorer är begränsad för de valda ämnena. Istället värderades toxisk miljöpåverkan genom andra jämförelser, ur lokal miljösynpunkt och från nationellt perspektiv. Utifrån värderingen förväntas inte några akuta effekter på människa och miljö. Slutsatsen är att avfallsbehandlingen innebär ett mindre tillskott till övrig, diffust spridd förorening i miljön. Tillskottet till befintliga nivåer riskerar på sikt riskerar att bidra till förhöjda halter i miljön och till vidare spridning i näringskedjor. Ett mått på den toxiska miljöpåverkan föreslås därför utgöras av den totala tillförseln till miljön av metaller och stabila organiska ämnen, oavsett om den sker till luft, vatten eller mark.

Att minska spridningen av toxiska och stabila ämnen är ett viktigt mål i allt miljöarbete. Många olika verksamheter bidrar till de totala nivåerna. Avfallshanteringen är en oundviklig verksamhet i vårt samhälle. Genom massivt arbete i samhället med att minska användningen och utsläppen av toxiska ämnen kan ett renare avfall erhållas. Åtgärder som mer effektiv källsortering och förbättrad utsortering av det farliga avfallet bör kunna möjliggöra en mer optimerad behandling av de olika avfallsslagen.

*Nyckelord: Toxisk miljöpåverkan, metaller, stabila organiska ämnen, avfallsbehandling*

## Summary

The study deals with emissions of toxic compounds from waste treatment to the environment with the aim of improving the state of knowledge and to find a way of describing the environmental impact from these substances. Toxicity is one of a number of environmental aspects necessary to address in the planning of waste treatment and in the daily waste treatment routines in order to fulfill the environmental objective A Non-Toxic Environment and other environmental requirements. The study includes waste to incineration, composting and anaerobic digestion. A comparison between methods were made for biological household waste. According to our study, the compounds of importance for waste treatment are metals and persistent organic compounds. These tend to bioaccumulate and enrich in food chains. The substances are important for the environmental objective A Non-Toxic Environment. In a first step the compounds chosen in this study may be suggested for describing toxicity from waste treatment: As, Cd, Cu, Hg, Pb, dioxin, PCB, the phthalate DEHP and the brominated flame retardant HBCDD. Other substances may be added to the list in a next step from up-dated and quality-assured characterisation factors or from other requirements or preferences.

There is a limited knowledge on toxic compounds in waste flows and in different environmental compartments. More data are available for metals than for organic substances. There is also a limited knowledge on the fate of the compounds during the waste treatment processes. Most information is found for incineration. During composting and anaerobic digestion the metals will mainly be emitted to the environment by use of the compost and the anaerobic digestion residue. Organic substances will to some extent be degraded during the processes. However, there are gaps of knowledge to fill for the further work on estimating toxic emissions. There is mainly a need for more extensive data on toxic compounds in waste and their variations.

A test was made to use a weighted index for toxicity – such as used for climate impact, acidification, etc. in system analyses for waste treatment. The result was not useful due to the limited availability of characterisation factors for the chosen substances. Instead, the toxic impact was assessed by other comparisons, from a local and a national perspective. No acute effects on human health and on the environment are expected to occur from waste processes or from the use of compost and anaerobic digestion residue. The conclusion is that emissions of toxic substances from waste treatment will contribute to the present fugitive levels of pollutants in the environment. The toxic impact is proposed to be quantified as the total emission of metals and persistent organic pollutants, without consideration to the way emissions are made; to air, water and soil. Emissions, even though they are small, contribute to present levels of pollution with the risk of further elevated concentrations and further dispersion in nutrient chains.

In all environmental work it is essential to reduce emissions of toxic persistent compounds. Many activities in society contribute to the total levels. Waste treatment is an unavoidable activity in the society. By massive actions to limit the use and to control the emissions of toxic compounds, a cleaner waste is expected to be the result. In addition, measures such as more effective source separation and separation of hazardous waste will make a more optimised treatment of different types of waste possible.

*Key words: Toxic environmental impact, metals persistent organic pollutants waste treatment*

## Innehållsförteckning

|          |                                                                                                                      |           |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>INLEDNING</b>                                                                                                     | <b>1</b>  |
| 1.1      | AVFALLSBEHANDLING I DAGENS SAMHÄLLE                                                                                  | 1         |
| 1.2      | BAKGRUND TILL STUDIEN                                                                                                | 2         |
| 1.3      | STUDIENS SYFTE                                                                                                       | 2         |
| 1.4      | UTFORMNING AV STUDIEN                                                                                                | 3         |
| <b>2</b> | <b>TOXISKA ÄMNENS MILJÖPÅVERKAN</b>                                                                                  | <b>6</b>  |
| 2.1      | EXPONERING FÖR TOXISKA ÄMNEN                                                                                         | 6         |
| 2.2      | TOXISKA EFFEKTER PÅ MÄNNISKANS HÄLSA                                                                                 | 6         |
| 2.3      | TOXISKA EFFEKTER PÅ EKOSYSTEM                                                                                        | 7         |
| 2.4      | VILKA ÄMNEN ÄR INTRESSANTA OCH VAR FINNS DATA ÖVER FÖREKOMSTEN                                                       | 7         |
| <b>3</b> | <b>TOXISKA ÄMNEN I AVFALL OCH SPRIDNING GENOM AVFALLSBEHANDLING – DATAINSAMLING FÖR METODIKARBETET</b>               | <b>9</b>  |
| 3.1      | FÖREKOMST AV TOXISKA ÄMNEN I AVFALL                                                                                  | 9         |
| 3.2      | VAD HÄNDER MED DE STUDERADE ÄMNENA VID AVFALLSBEHANDLING                                                             | 14        |
| 3.3      | FÖREKOMST AV TOXISKA ÄMNEN I KOMPOST OCH RÖTREST                                                                     | 19        |
| <b>4</b> | <b>BERÄKNINGAR AV SPRIDNING AV TOXISKA ÄMNEN VID AVFALLSBEHANDLING – UNDERLAG FÖR BESKRIVNINGEN AV MILJÖPÅVERKAN</b> | <b>23</b> |
| 4.1      | FALL 1 AVFALLSFÖRBRÄNNING                                                                                            | 23        |
| 4.2      | FALL 2 KOMPOSTERING AV MAT- OCH TRÄDGÅRDSAVFALL                                                                      | 25        |
| 4.3      | FALL 3 RÖTNING AV MATAVFALL                                                                                          | 27        |
| 4.4      | OSÄKERHETER I UTSLÄPPSUPPSKATTNINGARNA                                                                               | 29        |
| 4.5      | UTSLÄPP AV TOXISKA ÄMNEN FRÅN BEHANDLING AV MATAVFALL                                                                | 30        |
| 4.6      | ALTERNATIV PRODUKTION AV AVFALLSBEHANDLINGENS ”NYTTIGHETER”                                                          | 32        |
| <b>5</b> | <b>BESKRIVNING OCH VÄRDERING AV MILJÖPÅVERKAN FRÅN TOXISKA ÄMNEN MED ETT SAMMANVÄGT INDEX FÖR TOXICITET</b>          | <b>38</b> |
| 5.1      | BAKGRUND                                                                                                             | 38        |
| 5.2      | TEST AV METODIK FÖR BESKRIVNING OCH SAMMANVÄGNING AV TOXISK MILJÖPÅVERKAN                                            | 39        |
| <b>6</b> | <b>ALTERNATIVT SÄTT ATT BESKRIVA OCH VÄRDERA MILJÖPÅVERKAN FRÅN TOXISKA ÄMNEN</b>                                    | <b>43</b> |
| 6.1      | ASPEKTER VID VÄRDERING AV TOXISKA ÄMNENS MILJÖPÅVERKAN                                                               | 43        |
| 6.2      | LOKAL MILJÖPÅVERKAN FRÅN TOXISKA ÄMNEN VID AVFALLSBEHANDLING                                                         | 44        |
| 6.3      | FÖRSLAG TILL METODIK FÖR VÄRDERING AV TOXISK MILJÖPÅVERKAN FRÅN AVFALLSBEHANDLING                                    | 53        |
| 6.4      | VÄRDERING AV AVFALLSBEHANDLINGENS UTSLÄPP AV TOXISKA ÄMNEN SETT UR ETT NATIONELLT PERSPEKTIV                         | 54        |
| 6.5      | DEN FRAMTIDA UTVECKLINGEN NÄR DET GÄLLER SPRIDNING AV TOXISKA ÄMNEN TILL MILJÖN                                      | 59        |
| <b>7</b> | <b>SPRIDNING AV TOXISKA ÄMNEN FRÅN AVFALLSBEHANDLING – SYNTES AV STUDIEN OCH FÖRSLAG TILL ANVÄNDNING AV RESULTAT</b> | <b>65</b> |
| 7.1      | RELEVANSEN AV ATT BEAKTA SPRIDNINGEN AV TOXISKA ÄMNEN VID AVFALLSHANTERING                                           | 65        |
| 7.2      | VILKA TOXISKA ÄMNEN ÄR I FÖRSTA HAND VIKTIGA ATT ARBETA MED                                                          | 65        |
| 7.3      | TILLGÅNG PÅ DATA ÖVER TOXISKA ÄMNEN VID AVFALLSBEHANDLING                                                            | 66        |
| 7.4      | VAR I AVFALLSHANTERINGEN KAN SPRIDNING AV TOXISKA ÄMNEN SKE                                                          | 67        |
| 7.5      | HUR KAN TOXICITETEN BESKRIVAS                                                                                        | 68        |
| 7.6      | VAD KAN GÖRAS FÖR ATT FÖRBÄTTRA SITUATIONEN?                                                                         | 69        |
| <b>8</b> | <b>REFERENSER</b>                                                                                                    | <b>71</b> |

## **Bilagor**

**Bilaga A Beräkning av summa toxiska ekvivalenter**

**Bilaga B Kortfattat om de utvalda ämnena**

**Bilaga C Verktyg i värderings- och åtgärdsarbetet**

# 1 Inledning

## 1.1 Avfallsbehandling i dagens samhälle

Avfall har alltid uppkommit i samband med olika mänskliga aktiviteter. Tidigare deponerades allt överblivet materialet på soptippar, ofta utan någon som helst kontroll av spridning. Idag är det viktigt både att så långt möjligt återvinna resurser och att undvika påverkan på miljön. Avfallsbehandlingen har därigenom blivit alltmer sofistikerad. Dagens samhälle med sitt överflöd av varor har också inneburit en dramatisk ökning av avfalls-mängderna. Avfallet har i sig också blivit alltmer komplicerat till sin sammansättning genom att produkter förfinats till både funktion, färg- och formgivning. Även innehållet av kemikalier i avfallet har ökat betydligt.

I dagens läge läggs allt mindre mängder avfall på deponi. Miljöhänsyn har gjort att man vill undvika att miljöfarliga ämnen läcker ut med lakvatten och sprids i naturen, såsom idag kan ses från sekelgamla synder av avfallsdeponering i mark och vatten. Resurshänsyn har gjort att materialåtervinning är ett förstahandsalternativ när det gäller att ta hand om avfall. Glas, metall, papper och plast tas i stor utsträckning till vara och blir till nya produkter. Biologiskt material komposteras eller rötas innan det kan återanvändas i det biologiska kretsloppet. Rötning och förbränning innebär återvinning av energi och energibärare. Om inte materialet i avfallet kan återvinnas, kan i stället energivärdet hos avfallet tas om hand genom förbränning. Även avfallsförbränningen har utvecklats under de senaste decennierna. Numera har förbränningsanläggningarna avancerat rökgasrening vilket gör att utsläppen till luft och vatten av metaller och andra föroreningar är mycket små (se rutan nedan).

### **Avfallsförbränning**

Utsläppen från avfallsförbränning var betydande under 1980-talet. 1985 var osäkerheterna om riskerna med avfallsförbränning så stora att Naturvårdsverket satte stopp för nybyggnation av avfallsförbränningsanläggningar tills en utredning var gjord om utsläppen av kvicksilver, kadmium, dioxiner och andra miljögifter. Den utredning som gjordes resulterade i att strängare krav ställdes på rening av utgående strömmar och under perioden 1985 – 1999 minskade utsläppen av metaller med 99 till 99,9 % och dioxinutsläppen med 97 % (RVF 2001).

Rötningen ger biogas och förbränningen ger fjärrvärme och elektricitet. Resterna/produkterna från rötning och kompostering återanvänds för jordförbättring inom jordbrukssektorn och som anläggningsmaterial. Resterna från förbränning kan till stor del återanvändas som anläggningsmaterial.

När avfall ändå måste deponeras ställs höga krav på deponiernas utformning, för att kvarhålla det deponerade materialet inom deponiområdet. Detta görs genom flera åtgärder; genom avskärmning, rening av lakvatten samt stabilisering av avfallet.

Resursåtervinning och energiåtervinning innebär att jungfrulig råvara (t.ex. olja, konstgödsel och metaller) behöver brytas i mindre grad och att man hushållar bättre med jordens ändliga resurser.

I samband med all avfallsbehandling finns dock risker att toxiska ämnen kan komma ut i miljön, genom utsläpp till luft och vatten eller genom lagring och/eller användning av gaser, rötrester, askor och produkter.

## 1.2 Bakgrund till studien

Bakgrunden till studien är de svårigheter som förelegat för att beskriva de toxiska ämnenas miljöpåverkan. Detta gäller generellt för olika verksamheter, bland annat vid värdering av olika metoder för avfallsbehandling och i samband med upprättandet av avfallsplaner. Svårigheterna beror på en rad aspekter:

- De toxiska ämnena har sinsemellan mycket olika fysikalisk-kemiska egenskaper och potential för miljö- och hälsoeffekter.
- Processerna i miljön och kring exponeringen är komplicerade.
- Kunskapen om förekomst av olika ämnen i olika flöden och i miljön är som helhet begränsad.
- Kunskapen är delvis begränsad om vilka miljöeffekter som kan förväntas av ett ytterligare bidrag till befintliga nivåer.

## 1.3 Studiens syfte

Projektet rör systemanalys av avfallshantering och syftet är mer specifikt att bidra till att förbättra beskrivningen av miljöpåverkan från toxiska ämnen (metaller och miljögifter) genom olika sätt att hantera avfall. Avsikten är att kunna ge beslutsfattare ett förbättrat underlag i form av ett sätt att beskriva miljöpåverkan från toxiska ämnen vid systemanalyser av olika avfallsbehandlingsalternativ. Detta gäller till exempel när de står inför beslutssituationer som:

- Vid fastställande av avfallsplaner och strategier för avfallshanteringen inom kommuner och regioner
- Vid investeringsbeslut inom avfallsbolag rörande nya behandlingsanläggningar för avfall
- Vid investeringsbeslut inom energibolag där avfall utgör ett av flera möjliga bränslen för produktion av kraftvärme.

Bland de frågor man ställer sig när det gäller att värdera den toxiska miljöpåverkan är relevansen av att inkludera denna i jämförelse med andra miljöfrågor, på vilket sätt den kan beskrivas och redovisas, vilka ämnen som är viktiga, vilket underlag som finns, vilka delar av avfallshanteringen som innebär problem samt hur situationen kan förbättras.

Genom tidigare studier har det framgått att kunskapsunderlaget i många fall är bristfälligt. Ett ytterligare syfte är därför att identifiera de kunskapsluckor som på sikt behöver fyllas för att få en mer fullständig bild av bidragen till miljöpåverkan från toxiska ämnen genom avfallshantering.

Projektet har finansierats av Waste Refinery (WR 28) och drivits av Profu. Projektledare har varit Gun Löfblad. Mattias Bisailon och Johan Sundberg har deltagit i projektet. Peter

Aarsrud och Lena Blom från Kretsloppskontoret i Göteborg och Katarina Pettersson från Renova har utgjort projektgrupp knuten till projektet.

## 1.4 Utformning av studien

Studien har innehållit dels en kunskapsinsamling för att i första hand öka kunskapen om toxiska ämnen i avfall, dels försök till att visa på en metodik för att beskriva miljöpåverkan av toxiska ämnen vid avfallsbehandling.

Kunskapsinsamlingen har skett genom en övergripande litteraturstudie. I kunskapsinsamlingen har också ingått att identifiera befintliga kunskapsluckor.

För att beskriva miljöpåverkan som sker till följd av spridningen av toxiska ämnen från avfallshantering, görs oftast en systemanalys, d.v.s. man fastställer de system som ska beaktas och jämföras. I denna jämförs olika sätt att ta hand om avfallet med alternativa sätt till att ta fram de biprodukter som produceras genom avfallshanteringen och den miljöpåverkan som detta ger. Gränserna för systemet fastställs så att de olika systemen ska bli jämförbara. Ofta inkluderar detta inte bara avfallsförbränningen utan även andra tillhörande verksamheter bl.a. transporter. Denna metodik innehåller också oftast en sammanviktning av olika bidrag till ett miljöpåverkansindex för en viss miljöaspekt. I detta arbete har möjligheterna att ta fram ett sammanvägt toxicitetsindex testats för olika avfallsbehandlingsmetoder. En fördel med detta är att ett sådant index enkelt kan beskriva omfattningen av miljöpåverkan. En nackdel är att det ibland kan ge ett svårtolkat mått som endast beskriver en del av miljöproblemet.

Dessutom har ett alternativt eller kompletterande sätt att beskriva den potentiella toxiska miljöpåverkan testats. Avsikten har varit att redovisa avfallsbehandlingens miljöpåverkan ur ett perspektiv som liknar miljökonsekvensbeskrivningar. Värderingen ska (så långt möjligt) svara på frågor som är viktiga för beskrivningen av miljöpåverkan från toxiska ämnen vid avfallsbehandling, lokalt, regionalt och nationellt:

- Vad händer med de toxiska ämnen som återfinns i avfall till behandling.
- Vilken spridning av toxiska ämnen sker genom avfallshantering (olika avfallsfraktioner behandlade med olika tekniker).
- Vilket bidrag erhålls från avfallsförbränningen jämfört med spridningen via andra verksamheter i samhället; industri, trafik, övrig energiproduktion etc.
- Vilken exponering utsätts människor för genom spridningen av toxiska ämnen från avfallsbehandling, jämfört med andra exponeringssätt, genom användning av varor, genom föda, etc.
- Vilka nivåer av föroreningsbelastning kan avfallsbehandlingen ge upphov till i relation till befintlig belastning, miljömål samt olika normer och bedömningsgrunder.

Studien ska mynna ut i ett förbättrat underlag till beslutsfattare med slutsatser om hur beskrivningen av toxiska ämnens miljöpåverkan från avfallsbehandling kan gå till.

Studien har inkluderat förbränning, kompostering och rötning av sådant avfall som normalt tas om hand genom dessa processer, d.v.s. brännbart avfall respektive komposterbart (mat-

och trädgårdsavfall) och rötbart avfall (matavfall). I en jämförande studie har fokuserats på hushållens biologiska avfall. Däremot har inte materialåtervinning och hantering av farligt avfall studerats.

I samråd med projektgruppen valdes några exempel på toxiska ämnen ut att arbeta med i denna studie. Ett antal metaller och organiska ämnen valdes utifrån kriteriet att de skulle vara ämnen som kan återfinnas i hushållens mat- och restavfall. I viss utsträckning baseras studien på data som erhållits från avfallshantering i Västra Götaland, men genom att tillgången på data varit begränsad har även data från litteraturen presenterats och använts. Även möjligheten att kunna generalisera studien även till större delar av landet har varit intressant i arbetet. De utvalda ämnena är grundämnena och persistenta organiska ämnen, d.v.s. sådana som är stabila i miljön:

- Grundämnena bly, kadmium, koppar, kvicksilver samt arsenik som är representativa för spridningen i vardagsprodukter och i miljön.
- De organiska ämnena dioxiner, ftalater, bromerade flamskyddsmedel, polyklorerade bifenyler som är väl spridda i använda varor och miljö och som även kan återfinnas i matavfall. Av enskilda ämnen har ftalaten DEHP (di(2-etylhexyl)ftalat, även kallad DOP, dioktylftalat) och det bromerade flamskyddsmedlet HBCDD (hexabromocyklododekan) valts ut. Dioxiner/furaner samt polyklorerade bifenyler (PCB) har valts ut som föroreningsgrupper i första hand kvantifierade som summa toxiska ekvivalenter respektive och i några fall som summa enskilda PCB-er. Hur dessa mått tas fram beskrivs i bilaga 1.

De enskilda ämnena DEHP och HBCDD har valts trots att de delvis är på väg att fasas ut och ersättas av nya ämnen, andra ftalater och bromerade flamskyddsmedel som ska vara mer miljöanpassade. Men data om förekomst i olika miljöer och avfallsflöden saknas i än större utsträckning för de nya ämnena, varför de under utfasning trots detta använts som exempel på hur ämnen sprids i miljön. Eftersom matavfall varit av primärt intresse i studien, hade det varit önskvärt att inkludera även något bekämpningsmedel. Det finns många tänkbara att välja mellan, men inget ämne påträffades som var så välundersökt att data över förekomst i Sverige återfanns för såväl avfallsflöden som omgivande miljö. Därför valdes inget bekämpningsmedel.

### ***Sammanfattning av avgränsningarna i studien***

Följande avgränsningar gäller för arbetet:

- I studien har fem grundämnena valts ut och fyra typer av organiska ämnen som är relativt stabila till mycket stabila i miljön.
- Bland intressanta ämnen har inget bekämpningsmedel (pesticider) tagits med.
- Även smittämnen av olika slag kan spridas genom avfallshantering, men denna aspekt har inte beaktats.
- Studien har fokuserats på avfall som förbränns, komposteras eller rötas i Sverige. För jämförelse av behandlingsmetodik har hushållens biologiska avfall studerats.
- Materialåtervinning och dess betydelse för spridningen av toxiska ämnen har inte studerats.
- Inte heller har behandlingen av farligt avfall inkluderats.
- Inga egna provtagningar och analyser har gjorts.

***Utformning av rapporten***

- Kapitel 1 redovisar inledning, bakgrund och syfte.
- Kapitel 2 redovisar effekterna av de valda ämnena
- Kapitel 3 redovisar den kunskapsinhämtning som gjorts . Det innehåller dels en sammanställning av data över förekomst av metaller och toxiska organiska ämnen i avfall, hur dessa påverkas under avfallsbehandlingen samt halter i de restprodukter som uppkommer.
- I kapitel 4 har utifrån insamlade data gjorts en uppskattning av vilka mängder toxiska ämnen som kan spridas i samband med avfallsbehandling.
- I kapitel 5 testas metodiken att beskriva den toxiska miljöpåverkan utifrån ett systemperspektiv, samt den möjlighet till sammanvägning av toxicitet som finns.
- I kapitel 6 testas ett alternativt eller kompletterande sätt att beskriva och värdera de toxiska ämnenas miljöpåverkan ur olika aspekter: lokal och regional miljöpåverkan, i relation till andra källor samt i relation till miljömål och nationella strategier.
- Kapitel 7 innehåller en sammanfattning av resultaten från studien med förslag till hur beskrivningen av miljöpåverkan från toxiska ämnen kan göras.
- I bilagor återfinns underlag om bl.a. de valda ämnenas förekomst och egenskaper, samt underlag om verktyg i värderings- och åtgärdsarbete.

## 2 Toxiska ämnens miljöpåverkan

Toxiska ämnen emitteras till omgivande miljö genom utsläpp till luft och vatten samt genom spridning via mark och markvatten. Exponering och toxiska effekter sker därigenom på olika sätt. Det finns toxiska organiska ämnen som är mycket stabila i miljön och som bryts ner mycket långsamt, och metaller bryts aldrig ner. På så sätt kan ämnena cirkulera i miljön, mellan olika medier, tills de slutligen fastläggs mer stabilt i jord eller sediment. Lättnedbrytbara organiska ämnen kan vara toxiska men utgör sällan något viktigt miljöproblem. För att de ska utgöra problem måste utsläppet vara tillräckligt stort för att den toxiska effekten direkt ska observeras. De svårnedbrytbara hinner dock spridas långa sträckor och under lång tid innan effekter observeras. De kan anrikas i ekosystemen och byggas upp i näringskedjor och ge effekter som till exempel försämrad reproduktion hos fåglar, fiskar och däggdjur innan man förstår att något är fel och vad det beror på.

### 2.1 Exponering för toxiska ämnen

Toxiska ämnen kan ge effekter i ekosystemen men också på människors hälsa. Exponeringen kan ske genom att toxiska ämnen kan återfinnas i den luft som människor och djur andas in, samt i vatten som människor och djur dricker. De kan också förekomma i den föda som intas. Förutom sådan direkt exponering, kan ämnen överföras från en fas till en annan och från en miljö till en annan. Ämnen som emitteras till atmosfären kan deponeras till mark och vatten. Vidare kan ämnen i mark lakas ur till vattenfas. Lättflyktiga toxiska ämnen i mark kan vid ändrad temperatur ånga av till atmosfären efter utsläpp till mark eller vatten. Ämnen i mark kan tas upp av vegetation. Insekter kan ta upp ämnena som sedan kommer vidare till djur som äter insekterna etc. Ämnen som är stabila i miljön, kan på så sätt anrikas i näringskedjorna och ge upphov till så höga halter hos de som står högst i kedjan, så att de kan slås ut till följd av förgiftning.

### 2.2 Toxiska effekter på människans hälsa

Humantoxisk påverkan är komplex genom att det, som nämnts ovan, finns ett flertal vägar för exponering, via inandning av luftföroreningar och via intag av föda och vatten. Det är idag sällsynt att enstaka utsläppskällor ger upphov till betydande bidrag till överskridanden av kritiska haltnivåer för toxisk påverkan. Akuteffekter förekommer därför sällan. Mer diffus föroreningsspridning kan däremot ge upphov till att förhöjda halter successivt byggs upp i näringskedjor och i marker, slam och sediment. Detta kan observeras som höga halter i mänsklig fettvävnad och inre organ samt genom förhöjda halter i bröstmjölk, vilket på sikt kan leda till effekter i form av reproduktionsstörningar, cancersjukdomar och förgiftning.

Områden där effekter på människans hälsa kan uppstå genom direktexponering är i anslutning till utsläppskällor samt i stads- och trafikmiljöer. Men genom att även indirekt exponering genom intag av föda, dricksvatten och genom exponering via produkter, finns ”riskområden” för effekter överallt, inomhus- och utomhus.

Många olika källor bidrar till spridning av toxiska ämnen som kan påverka människans hälsa bidrar; förbränningsprocesser för produktion av el och fjärrvärme – och inte minst småskalig uppvärmning med biobränsle -, transporter, industriella processer och avfalls-

behandling mm. Även långdistanstransport av luftföroreningar kan ge betydande tillskott till förekomsten i miljön och till exponeringen av människor i vårt land (EMEP 2009). Detta måste också beaktas vid värderingen av de toxiska ämnens påverkan vid avfallsbehandlingen.

Människors exponering för toxiska ämnen sker även vid användning av produkter under produkternas livstid. Produkter och varor som innehåller toxiska ämnen frigör dessa slutgiltigt i samband med att de blir till avfall som behandlas på ett eller annat sätt. Men medan produkterna används, kan toxiska ämnen avges till omgivningen och människan kan exponeras genom huden, via inandning eller genom att de toxiska ämnena på något sätt kontaminerat födan. Även detta behöver beaktas för att göra en fullständig genomgång av effekterna på människors hälsa av olika toxiska ämnen.

Vidare är det kanske inte bara de enskilda ämnena i sig som påverkar. Genom att människor och miljö exponeras för många olika ämnen kan de medverka till en samverkans effekt som är större än effekten från de enskilda ämnena. Om detta vet man idag mycket lite.

## 2.3 Toxiska effekter på ekosystem

När det gäller ekotoxisk påverkan är det ofta ämnen som deponerats via atmosfären eller som spridits via vattenutsläpp och lakvatten som ger upphov till effekter. Ämnens egenskaper avgör deras vidare öden i miljön; fysikalisk-kemiska och biologiska egenskaper, som vattenlöslighet, ångtryck, olika fördelningskonstanter, dissociationskonstanter för syror och baser, bioackumulerbarhet samt kemisk och biologisk nedbrytbarhet. Snabb nedbrytning till ofarliga ämnen är en god egenskap. Långsam nedbrytning eller omvandling till ämnen med andra toxiska egenskaper är mindre goda egenskaper. Långsam nedbrytning möjliggör spridning till större områden och andra miljöer. Uppbindning av olika ämnen i en kemisk form som gör att de inte sprids vidare, är en viktig faktor när det gäller bortförande av toxiska ämnen ur ekosystemen, eller att "oskadliggöra" dem.

Anrikning av stabila ämnen i miljön kan på sikt leda till förgiftningar av olika organismer. Ofta noteras ökande halter i olika biologiska material, fiskmuskel, fågelägg, musslor, bröstmjolk mm. Höga halter av PCB och kvicksilver gav under 1970-talet upphov till effekter på bl.a. reproduktion av fåglar, sälar och andra organismer i Östersjön. Säkerligen förekommer risker som man idag inte är medveten om genom att kunskapen om möjliga effekter inte finns. Uppkomst av cancer och andra sjukdomar kan till viss del bero på exponering för olika miljögifter. Sambanden mellan toxiska ämnen och olika tänkbara effekter är i många fall inte klarlagda. Dessutom är det osäkert hur samverkan mellan olika toxiska ämnen kan påverka effektriskerna.

## 2.4 Vilka ämnen är intressanta och var finns data över förekomsten

Av de toxiska ämnen som är viktiga ur miljösynpunkt har fem metaller och fyra organiska ämnen valts att studeras. De valda ämnena utgör i det följande arbetet exempel för att visa vad som kan hända med de toxiska ämnen som finns i avfall, då avfallet behandlas på olika sätt och då ämnena kommer ut i miljön. Det hade funnits ytterligare ämnen som varit

intressanta att ta med. Men eftersom projektet var av begränsad omfattning, kunde inte fler ämnen inkluderas. Dessutom begränsade dataförekomsten valet av toxiska ämnen.

Mycket av underlaget om avfall och avfallshantering har hämtats från Avfall Sveriges rapporter samt från den internationella litteraturen. För spridningen via avfallsförbränning och kompostering av biologiskt avfall har uppskattningarna i viss utsträckning baserats på data från Renovas (Sävenäs, Marieholms och Tagene deponis) miljörapporter, men i stor utsträckning baseras arbetet på litteratordata.

En annan viktig källa till att studera förekomsten av toxiska ämnen i miljön är rapporterna från Naturvårdsverkets screeningsprojekt. Data finns i rapporterna för de individuella ämnena samt i resultatsammanställningar för 1996-2003, 2003-2004 samt 2005-2007 (Naturvårdsverket 2005a, 2006 resp. 2007). Screeningsarbetet har pågått under drygt tio år och har inkluderat en lång rad kemikalier och toxiska ämnen i olika miljöer. I huvudsak har dessa ämnen varit sådana som återfinns på Vattendirektivets prioriteringslista. En del är dock även relevanta för förekomsten i varor och avfall.

Förekomsten av toxiska ämnen i miljön följs i viss utsträckning genom den nationella och regionala miljöövervakningen. Med resultaten härifrån kan i någon mån slutsatser dras även om dominerande källor/källområden. Data finns hos olika datavärddar beroende på medium.

För luft och biota finns data hos IVL:

<http://www.ivl.se/vanstermeny/miljodatadatavardskap.4.360a0d56117c51a2d30800064779.html>.

För vatten finns data hos SLU Miljöanalys:

[http://info1.ma.slu.se/IMA/dv\\_program.html](http://info1.ma.slu.se/IMA/dv_program.html).

Uppgifter om de valda ämnenas toxiska egenskaper för människors hälsa återfinns på Karolinska Institutets/Institutet för Miljömedicins hemsida., Riskweb:

<http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=11353&l=sv>.

En sammanställning har gjorts i bilaga 2 av de utvalda ämnenas toxiska egenskaper. I underlaget redovisas bl.a. de olika ämnenas kemiska egenskaper, användning i nuläge och tidigare samt kända hälso- och miljöeffekter.

### **3 Toxiska ämnen i avfall och spridning genom avfallsbehandling – datainsamling för metodikarbetet**

#### **3.1 Förekomst av toxiska ämnen i avfall**

Kunskaperna om toxiska ämnens förekomst är delvis begränsad. Det finns t.ex. stora kunskapsluckor om innehållet av olika toxiska ämnen i olika produkter och varor. Även när det gäller avfall är kännedomen om vilka ämnen som ingår i olika avfallsfraktioner och i vilka mängder delvis knapp. Kunskapen om metallförekomst är generellt sett bättre än kunskapen om stabila organiska ämnen, sannolikt beroende på att analyser av metaller är både enklare och billigare än analyser av organiska ämnen.

Toxiska ämnen och metaller förekommer i vissa varor genom att ämnena ursprungligen haft en funktion att fylla vid användningen av dessa varor. Exempel på detta är flamskyddsmedel i elektronik och textilier samt mjukgörare, t.ex. färlater, i plaster. Ämnena kan även förekomma som en rest efter en tillverkningsprocess eller som bekämpningsmedelsrester i olika vegetabiliska livsmedel. Toxiska ämnen kan dock förekomma i avfallsströmmar som går till behandling trots att det inte förväntas utifrån kunskap om ingående avfallstyper. Detta beror dels på att många ämnen generellt förekommer i bakgrundshalter i de flesta varor och material som ingår i den specifika avfallsströmmen, dels på att material som borde tillhöra en annan avfallsström av misstag blandats in eller att utsorteringen av avfall varit dålig. Även i samband med hantering och transport av avfallet kan kontaminering av avfallet ske.

Nedan redovisas resultat från litteraturen. För de ämnen där aktuella data från svenska källor finns tillgängliga, har i dessa i första hand använts i det vidare arbetet. Äldre data och data från utländska studier har inkluderats i den mån få svenska data finns tillgängliga. Data över organiska ämnen och metaller i avfall (från hushållsavfall och verksamhetsavfall till förbränning samt från matavfall och trädgårdsavfall) redovisas i tabell 1 respektive tabell 2.

**Tabell 1. Halter av organiska ämnen i avfall (Enheterna i tabellen varierar. De går generellt inte enkelt att räkna om. ts= torrsubstans, ots = organisk torrsubst.)**

**Table 1. Concentrations of organic compounds in waste (The units vary, but are generally not possible to convert. ts=dry substance, ots=organic dry substance)**

| Ämne                                             | Material                           | Enhet               | Halt                                   | Referens                                     |
|--------------------------------------------------|------------------------------------|---------------------|----------------------------------------|----------------------------------------------|
| <b>Polyklorerade bifenyl PCB<sup>1) 2)</sup></b> |                                    |                     |                                        |                                              |
| Avfall                                           | avfall till förbränning            | µg/kg WHO-TE        | < 0,02                                 | Renova och Borås, Avfall Sverige (2009a)     |
|                                                  | org. material från hushåll         | mg/kg ts Sum7       | 0,010, 0,048                           | Amlinger et al (2004), se RVF (2005a)        |
|                                                  | org. material från hushåll (tyskt) | mg/kg ts Sum7       | mv 0,03<br>(0,0024-0,53)               | Brändli et al (2003) redovisat i RVF (2005a) |
|                                                  | org. köksavfall (tyskt)            | mg/kg 30% ots Sum6  | 0,073-0,24<br>0,067-0,13<br>0,021-0,54 | Scheithauer und Marb (2002)                  |
|                                                  | vegetabiliskt avfall               | mg/kg Sum7          | 0,007                                  | RVF (2005a)                                  |
|                                                  | animaliskt avfall                  | mg/kg Sum7          | 0,030                                  | RVF (2005a)                                  |
|                                                  | grönt trädgårdsavfall (tyskt)      | mg/kg 30% ots Sum6  | 0,046-0,11<br>0,012-0,043              | Scheithauer und Marb (2002)                  |
|                                                  | totalt trädgårdsavfall (tyskt)     | mg/kg 30% ots Sum 6 | 0,018-0,11<br>0,008-0,21               | Scheithauer und Marb (2002)                  |
|                                                  | trädgårdsavfall                    | mg/kg Sum7          | 0,008, 0,046                           | Amlinger et al (2004) se RVF (2005a)         |
|                                                  | trädgårdsavfall                    | mg/kg Sum7          | mv 0,023 (0,0023-0,20)                 | Brändli et al (2003) redov. i RVF (2005a)    |
| <b>dioxiner och furaner <sup>2)</sup></b>        |                                    |                     |                                        |                                              |
| Avfall                                           | avfall till förbränning            | ng/kg ts I-TE       | 29±15                                  | Avfall Sverige (2009a)                       |
|                                                  | org. köksavfall (tyskt)            | ng I-TE/kg 30 % ots | 7,2-39<br>11-31<br>7,4-18              | Scheithauer und Marb (2002)                  |
|                                                  | grönt trädgårdsavfall (tyskt)      | ng I-TE/kg 30 % ots | 5,8-43<br>4,7-16                       | Scheithauer und Marb (2002)                  |
|                                                  | totalt trädgårdsavfall (tyskt)     | ng I-TE/kg 30 % ots | 2,0-5,6<br>1,8-26,2                    | Scheithauer und Marb (2002)                  |
|                                                  | komposterbart, källsorterat Norge  | µg I-TE/ton ts      | 0,49-12<br>mv 4,4                      | Tab 40 i Profu (2005)                        |
| <b>Di (2-etylhexyl)ftalat DEHP</b>               |                                    |                     |                                        |                                              |
| Avfall                                           | köksavfall (tyskt)                 | mg/kg ts            | mv 6,9                                 | Scheithauer und Marb (2002)                  |
|                                                  | grönt trädgårdsavfall (tyskt)      | mg/kg ts            | mv 2,4                                 | Scheithauer und Marb (2002)                  |
| <b>Bromerade flamskyddsmedel HBCDD</b>           |                                    |                     |                                        |                                              |
| Avfall                                           | Vegetabiliskt matavfall            | mg/kg ts            | 0,001                                  | RVF (2005a)                                  |
|                                                  | Animaliskt matavfall               | mg/kg ts            | 0,010                                  | RVF (2005a)                                  |

1) För PCB: Sum7 = summan av kongenrerna PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180

Sum6 = summan av kongenerna PCB 28, 52, 101, 138, 153 och 180

2) Sammanvägda mått för PCB och dioxiner, toxiska ekvivalenter TE, redovisas i bilaga 1.

Tabell 2. Förekomst av metaller i olika typer av avfall (ts = torrsubstans)

Table 2. Concentrations of metals in different types of waste (ts = dry substance)

| Material                                   | Enhet         | As     | Cd               | Cu     | Hg            | Pb              | Ref                                              |
|--------------------------------------------|---------------|--------|------------------|--------|---------------|-----------------|--------------------------------------------------|
| Avfall till förbränning                    | mg/kg ts      | 26     | 1,1              | 750    | 0,2           | 85              | Renova, Borås, Avfall Sverige (2009)             |
| Hushållsavfall, villor och flerbam.fam.hus | g/ton = mg/kg | 3-5    | 3                | ca 20  | 0,4           | 28              | Tabell 7 Profu (2005)                            |
| Matavfall medelvärde                       | g/ton = mg/kg | <0,5   | 0,004-0,02 0,011 | i.u.   | 0,001-0,2 0,1 | 0,009-0,2 0,031 | Tabell 7 Profu (2005)                            |
| Trädgårdsavfall                            | mg/kg ts      | 2,7    | 0,08             | 4      | 0,02          | 4               | Profu (2005)                                     |
| Komposterbart avfall                       | g/ton = mg/kg | 0,1-11 | 0,05-0,24        | 6,7-65 | 0,02-0,09     | 3,3-71          | As uppskattat, övrigt från tabell 8 Profu (2005) |

Material finns också i Dahl Thomsen, C, Larssen, C, och Holst E COWI A/S Hauge, B. I/S Vestforbrænding (2003) samt i "Tungmetaller i affald" Rapport från Miljøstyrelsen Miljøprojekt Nr 851 2003

I litteraturen finns även data för innehållet i andra avfallsfraktioner än matavfall, trädgårdsavfall och hushållsavfall till förbränning. I tabell 3 redovisas förekomst av dioxiner i olika avfallsfraktioner och i tabell 4 redovisas förekomst av metaller.

De flesta undersökningar (se även Avfall Sverige, 2009a) visar att de högsta klorhalterna återfinns i plastfraktionerna och speciellt i den mer odefinierade fraktionen "annan plast", vilket har antagits bero på en inblandning av PVC-plast (polyvinylklorid). Fraktionen "annan plast" utgjorde en liten viktsandel av avfallet, men innehöll trots det 60 % av det totala klorinnehållet i de brännbara fraktionerna i hushållsavfallet. Höga halter av klor/-klorid innebär större risker för bildning av klorerade ämnen, som dioxiner/furaner, i den fortsatta hanteringen av avfallet.

### ***Dioxiner/furaner i olika avfallsfraktioner***

De högsta dioxinhalterna (90-95 % av totalhalten om man räknar om till totalt avfall till behandling) i avfall har detekterats i textil och läder (Avfall Sverige 2009a). Belagt papper och annan plast var två andra fraktioner som bidrog med några procentenheter till den totala dioxinhalten. Den sistnämnda kan innehålla bl.a. PVC-plast, vilket möjligen kan förklara den högre dioxinhalten. I de flesta fraktionerna i övrigt ligger haltnivåerna relativt jämnt, i stort sett mellan 1 och 3 ng/kg ts räknat som WHO-TE. I de tre fraktioner som bidrog mest till totala dioxinhalten dominerade de oktaklorerade (d.v.s. de med klor på alla möjliga åtta positioner i molekylen).

I tabell 3 nedan redovisas data för dioxinförekomsten i olika avfallsfraktioner enligt Avfall Sverige (2009a). För övriga ämnen saknas annat än sporadiska data.

*Tabell 3. Dioxininnehåll i olika avfallsfraktioner redovisade i Avfall Sverige (2009a)**Table 3. Concentrations of dioxin in different waste fractions from Avfall Sverige (2009a)*

| Avfallsfraktion                | Dioxin I-TE ng/kg ts |
|--------------------------------|----------------------|
| Mat- och trädgårdsavfall       | 8-100                |
| Trä och organiskt avfall       | 3                    |
| Obelagt papper SE              | 1-2                  |
| Belagt papper SE               | 0,7-3                |
| Papper                         | 6                    |
| Papper + kartong               | 20-380               |
| Pappersförpackningar SE        | 2-3                  |
| Plast                          | 22                   |
| Plast, trä, läder, textil      | 30-1370              |
| Mjuk plast SE                  | 2-4                  |
| Hård plast SE                  | 1-2                  |
| Annan plast (ev. inkl. PVC) SE | 3-80                 |
| Textil+läder                   | 50-390               |
| Textil                         | 1-400                |

Även om mat- och trädgårdsavfall, samt avfall till förbränning är av primärt intresse för denna studie, kan förekomst av toxiska ämnen i andra fraktioner bidra till att kontaminera mat- och trädgårdsavfall genom dålig sortering av de olika fraktionerna.

De analyser som gjorts indikerar (trots vissa metodikskillnader) att uppmätta dioxinhalter i utsorterade avfallsfraktioner i Sverige generellt förefaller vara lägre än motsvarande fraktioner från andra europeiska länder, något som har bedömts bero på högre grad av utsortering av kontaminerat avfall i Sverige (Avfall Sverige, 2009a).

### ***PCB i avfall***

PCB förekommer allmänt i luft, vatten, mark, sediment samt biota och utgör ett allmänt miljöproblem. Källorna till förekomsten i vårt land är delvis okända. Användning av PCB är inte längre tillåten inom EU sedan flera decennier. Gamla synder kan göra att PCB fortsatt sprids i miljön. PCB långdistanstransporteras också, varför källor utanför vårt land och utanför EU kan bidra. Södra Sverige är mer drabbat av detta än norra Sverige.

Genom att PCB-föreningarna är fettlösliga förekommer de högsta halterna i mat oftast i animaliska produkter (kött- och fiskprodukter samt mjölk). PCB i vegetabilier är lägre. I avfall till kompostering i Sverige utgörs ca 70 % av växtursprung (RVF 2005a). För PCB gäller också att de mest persistenta kongenerna dominerar i djurvävnad. De mindre persistenta (ofta lågklorerade) bryts ner snabbare vid kompostering och rötning.

De svenska analyser som gjorts av avfall till förbränning (Avfall Sverige 2009a) visade att alla prover hade PCB-halter under detektionsgränsen, 0,02 µg PCB WHO-TE/kg torrsvikt avfall. Alla prover dominerades av två pentaklorerade (med fem kloratomer i molekylen) och en hexaklorerad kongen (med sex kloratomer).

### ***DEHP och HBCDD i avfall***

Ftalaten DEHP förekommer i huvudsak som mjukningsmedel i platsmaterial och kan läcka ut till omgivningen. I plastförpackningar kan kontaminering ske av t.ex. livsmedel. Bromerade flamskyddsmedel kan också läcka ut och kontaminera omgivningarna.

Flamskyddsmedeln används bl.a. i elektronik och i textilier. HBCDD förekommer i plastmaterial inkl. frigolit, och kan liksom DEHP genom förekomsten i förpackningar kontaminera livsmedel.

### ***Metaller i olika avfallsfraktioner***

I tabell 4 redovisas metallförekomsten i olika avfallsfraktioner. För kvicksilver, arsenik och kadmium är detektionsgränsen ibland hög i relation till förekomsten varför färre data finns för dessa metaller i vissa fraktioner. Av de valda ämnena är det koppar och bly som förekommer i högre halter. Som framgår är halterna oftast lägst i matavfallet.

**Tabell 4. Metallhalter i olika avfallsfraktioner enligt Profu (2005)**

**Table 4. Concentrations of metals in different waste fractions according to Profu (2005)**

| Metaller             | As        | Cd         | Cu          | Hg         | Pb        |
|----------------------|-----------|------------|-------------|------------|-----------|
| enhet                | mg/kg     | mg/kg      | mg/kg       | mg/kg      | mg/kg     |
| matavfall            | <0,5      | 0,004-0,02 | data saknas | 0,001-0,2* | 0,009-0,2 |
| trädgårdsavfall      | 2,7       | 0,08       | 4           | 0,02       | 4         |
| obehandlat trä       | 0,2-84    | 0,09-0,8   | 4,5-58      | 0,04-0,11  | 3-160     |
| kartong              | ca 0,5    | 0,08-2,7   | 15-34       | 0,03-1,3   | 6,5-40    |
| papper               | 0,09-0,34 | 0,07-2,7   | 1,7-36      | 0,02-1,3   | 1,7-40    |
| papper+kartong       | 0,3-2,7   | 0,05       | 11-31       | <0,04      | 2,6-9,1   |
| plast av olika slag  | <         | 0,07-56    | 39-95       | 0,03-1,7   | 3,3 -500  |
| glas                 | 5         | 1-75       | ca 5000     | 1-10       | 150-10000 |
| textil, gummi, läder | 0,1       | 4,0        | 38          | 1,3        | 38        |

\*högsta halterna i fisk

### ***Förekomst i avfall till kompostering***

För flera av de toxiska ämnena (PCB, PAH, PCDD/F) har de högsta halterna uppmätts i löv under sommartid (Brändli et al., 2005) vilket antagits bero på torrdeposition från atmosfären, genom trädens filtrering av luft. Bark, klippta buskar och gräs visade de lägsta halterna, följt av köksavfall, organiskt hushållsavfall och grönt avfall.

Atmosfärisk deposition antogs vara en viktig tillförselväg till trädgårdsavfallet för PAH och PCB. Urban prover gav högre halter än sådana från landsbygden. Årstidsvariationer (med högsta halterna på sommaren) som i övrigt i miljön för PCB, dock ej för PAH och dioxiner (Brändli et al., 2005).

### ***Förekomst av studerade ämnen i strukturmedel***

Toxiska ämnen förekommer generellt i bakgrundshalter i material som sambehandlas med avfallet. Exempel är strukturmateriel som bark. Granbark som analyserats visade på innehåll av 7 PCB <5 µg/kg, DEHP 0,46 µg/kg, den enda ftalat som kunde detekteras (RVF 2005a).

Toxiska ämnen förekommer också i det material som blandas in i den färdiga produkten innan den säljs. Denna mängd toxiska ämnen har exkluderats i beräkningarna, eftersom den inte står för någon tillkommande mängd till den yttre miljön.

### ***Förekomst av bekämpningsmedel i avfall***

Bekämpningsmedel förekommer relativt allmänt i biologiskt avfall (allt trädgårdsavfall) och grönt avfall (i huvudsak gröna delar av trädgårdsavfall) samt även i mat- och hushållsavfall.

Bl. a. har pentaklorfenol, hexaklorbensen, DDT, DDE dieldrin, mm. (Scheithauer och Marb, 2002).

En doktorsavhandling (Nilsson, 2000) redovisar metodik för analys av dessa ämnen. DEHP har detekterats i avfallet, liksom PCB, klorparaffiner, mm. Åtskilliga pesticider återfinns också i hushållsavfall. Många är inte godkända i Sverige, och bedöms ha kommit in med importerade frukter och grönsaker.

- Acaricider: brompropylat, tetradifon
- Fungicider: klorothalonil, difenylamin, quintozen, vinclozolin
- Herbicider: klorpropham
- Insecticider: dieldrin, endrin, parathion, phosalon, 1,1,1-triklor-2,2-bis(4-klorfenyl)-etan (DDT), och dess nedbrytningsprodukt 1,1-diklor-2,2-bis(4-klorfenyl)eten (DDE), endosulfan ( $\alpha$  och  $\beta$  isomerer).

De flesta av dessa (utom endrin, dieldrin och quintozen) återfanns ofta i de återkommande analyser som görs av Livsmedelsverket (Bergkvist m.fl., 2007). Inget bekämpningsmedel har valts att ingå i studien, eftersom inget ämne påträffades med data för både i avfall, kompost och biogödsel (rötrest från rötning av biologiskt hushållsavfall) och i omgivande miljö.

Genom att de bekämpningsmedel som är tillåtna att använda i Sverige och inom EU bedöms vara relativt lättnedbrytbara borde de utgöra ett mindre problem vid biologisk behandling av avfall. Men många ämnen återfinns i utgående produkter från rötning och kompostering, även bekämpningsmedel som inte är tillåtna att användas här (Torstensson, 1990).

Det har spekulerats i vilka risker spridningen av bekämpningsmedel via avfall innebär. I första hand är det sannolikt spridningen via frukt och grönsaker och människors intag via födan som utgör det primära problemet.

### **3.2 Vad händer med de studerade ämnena vid avfallsbehandling**

För att uppskatta spridningen av toxiska ämnen med avfall är kunskap om vad som händer med dessa under avfallsbehandling av vikt. Tre typer av avfallsbehandling studeras i rapporten; Förbränningen av utsorterat avfall, kompostering av mat- och trädgårdsavfall samt rötning av matavfall.

#### **3.2.1 Avfallsförbränning**

Vid förbränning oxideras det organiska materialet i avfallet i huvudsak till koldioxid och vatten. Det gäller även i viss utsträckning de organiska toxiska ämnena som ingår i avfallet. Även ämnen som t.ex. lösningsmedel, petroleumprodukter samt rester av bekämpningsmedel förbränns effektivt.

Obrännbara ämnen, mineraler, kalk, metallrester mm. hamnar i huvudsak i bottenaskan. Spårmetaller i avfallet är oförstörbara grundämnen som inte bryts ned. De fördelas i de utgående strömmarna - luft, vatten, flygaska - beroende på deras fysikalisk-kemiska egen-

skaper. De mest flyktiga metallerna, främst kvicksilver men i viss utsträckning även kadmium, går i större utsträckning till rökgaser, kvicksilver i gasfas och kadmium i partikelfas som avskiljs som flygaska.

Vid förbränning under icke-optimala förhållanden kan organiska miljögifter som dioxiner och furaner bildas. Bildningen sker i huvudsak i samband med driftstörningar då temperaturförhållandena inte är optimala.

För dioxiner kan avfallsförbränningen delvis bidra till att bryta kretsloppet. Dioxiner som via avfall går till förbränning, liksom de dioxiner som bildas vid förbränningen återfinns till stor del i flygaskan där de binds mycket hårt (RVF 2001). Nyare resultat sammanfattas i Avfall Sverige (2009a). Flera studier antyder att utgående mängder dioxin är i stort sett lika stora som ingående. Vad som gör stor skillnad är om förbränningen sker störningsfritt och utan temperaturvariationer. Vid driftstörningar, start och stopp kan nybildningen av dioxiner vara betydligt större än vid normal drift.

### 3.2.2 Biologisk behandling generellt

Generellt gäller att metaller är grundämnen och därför bryts de inte ner vare sig vid förbränning eller i samband med kompostering och rötning. En ökning av halterna av metaller och toxiska svårnedbrytbara ämnen sker under kompostering och rötning genom nedbrytningen av det organiska råmaterialet.

Det finns relativt lite data för vad som händer med de organiska toxiska ämnena. De data som finns är i huvudsak baserade på laboratorie- och pilotskalestudier. De är delvis motstridiga. När det gäller nedbrytning så är uppgifter om vad som händer i andra material och miljöer, som slam, sediment, etc. och under andra omgivningsförhållanden endast delvis användbara. Till exempel anges nedbrytningsdata från deponier inte vara särskilt relevanta beroende på skillnader i tider och processbetingelser.

Det finns betydligt fler data från om nedbrytning med användning av slam som utgångsmaterial. Dessa anges i viss utsträckning vara användbara, men hänsyn måste då tas till skillnader i råvarusammansättning och driftsbetingelser.

### 3.2.3 Kompostering

Komposteringen bedöms i huvudsak ske under syretillförsel (aeroba förhållanden) varvid kolet i det organiska materialet blir till koldioxid vid komposteringsprocessen. Massan minskar i takt med att komposteringen fortskrider. Vid kompostering anges nedbrytningen av organiska toxiska ämnen ske mer effektivt än utan tillgång till syre. Det förekommer dock även anaeroba förhållanden som kan ge upphov till emissioner av organiska föreningar med kol i flera olika oxidationsstadier. Förutom koldioxidutsläpp sker utsläpp till luft av kolväten inklusive luktande föreningar (RVF 2005b). Även metan kan emitteras från komposteringen.

#### *Metaller*

För metaller kommer den utgående mängden att vara densamma som den ingående. I huvudsak kommer metallerna att återfinnas i produkten, men en mindre mängd kan även

finnas i utgående vatten. Huruvida komposteringen innebär någon kemisk omvandling av metallernas förekomstform finns inga uppgifter om.

### ***Organiska ämnen***

Data över nedbrytning av organiska ämnen visar på varierande resultat som delvis kan bero på olika förhållanden under de gjorda försöken, men som också kan bero på svårigheterna att ta representativa prover för analys.

### ***DEHP vid kompostering***

DEHP är den ftalat som visserligen används i mindre utsträckning idag, men som oftast återfunnits i högst halt. DEHP adsorberas starkt till organiskt material och har en lägre nedbrytningshastighet än till exempel ftalaten DBP (dibutylftalat). Aktiv luftning och hög temperatur har dock visat sig stimulera nedbrytningshastigheten (Banat et al., 1999). För ftalaten DEHP (som bedöms vara en av de mest stabila) uppnåddes 96-99 % reduktion vid kompostering i 35 °C under 34 dagar (Möller et al., 2000, redovisat i RVF 2005a).

Amundsen (2001b) studerade strängkompostering av slam. Denna vändes 2 gånger per vecka i 12 veckor. Provtagningen startade därefter och togs efter 1, 2, 3, 6, 12 och 28 veckor. DEHP bröts ned med 63 %, liksom även några andra organiska ämnen som PAH (med 73 %), nonylfenoletoxylater (med 92 %) och linjära alkylbensensulfonater LAS (med 75 %).

För de fortsatta beräkningarna antas att 60 % av ingående mängd DEHP bryts ner vid komposteringen. En konservativ uppskattning att ingen nedbrytning sker har också gjorts.

### ***Dioxiner, PCB och HBCDD vid kompostering***

Några data för nedbrytningen av dioxiner, PCB och bromerade flamskyddsmedel har inte påträffats. Analyser visar att dessa förekommer i kompost, men inga uppgifter redovisar haltnivåerna i avfallet före kompostering (RVF 2005a). Nedbrytningen bedöms dock generellt ske snabbare vid kompostering än vid rötning.

För dioxiner har i det vidare arbetet antagits att ingen nedbrytning sker, vilket kan vara ett konservativt antagande. För PCB och HBCDD har antagits att åtminstone samma andel bryts ner vid kompostering som vid rötning, se nedan.

## **3.2.4 Rötning**

Vid rötning sker nedbrytning av det organiska materialet i avfallet under syrefria (anaeroba) förhållanden. Kolet ombildas till metan. Svavlet kan delvis bilda illaluktande reducerade svavelföreningar. Organiska toxiska ämnen i avfallet bryts delvis ner. De mest stabila blir kvar i biogödseln, medan de lättnedbrytbara organiska ämnena omvandlas till metan (Pettersson 1990).

Enligt Växtkraftprojektet (Västerås) var halterna av toxiska ämnen i rötat hushållsavfall så låga att analyser inte ansågs vara motiverade. Av den anledningen analyseras inte organiska föreningar i certifierade rötresten rutinmässigt. (Björling och Rådberg 2006).

### ***Metaller***

För metaller kommer, liksom vid kompostering, den utgående mängden att vara densamma som den ingående. I huvudsak kommer metallerna att återfinnas i produkten, men en mindre mängd kan även finnas i utgående vatten. Huruvida rötningen innebär någon kemisk omvandling av metallernas förekomstform finns inga uppgifter om.

### ***DEHP vid rötning***

I den screeningsrapport som gjorts för DEHP (Palm Cousins et al., 2007) anges att de flesta nedbrytningsstudier visar att DEHP inte är lätt nedbrytbart, förutom i avloppsreningsverk. Under anaeroba förhållanden i sediment anges DEHP i stort sett vara onedbrytbar. Halveringstiden uppskattas i Palm Cousins et al. (2007) till i genomsnitt 5500 timmar.

Ftalaterna anses som nämnts brytas ner i större utsträckning vid kompostering än vid rötning. Vid anaerob behandling vid 55 °C (s.k. termofil rötning) i labbskala erhöles ingen signifikant reduktion av DEHP-halterna, men 38-70 % reduktion för ftalaten DBP, Hartmann och Ahring (2002). DEHP skulle, genom att den har en viss flyktighet, även kunna återfinnas i gasfas.

Redovisade resultat för nedbrytning varierar vida. Med en tvåstegs bioförgasning, där steg 1 var termofil rötning i 15 dygn och steg 2 hypertermofil rötning (68 °C) i 5 dygn, kunde 34-53 % av den tillförda mängden DEHP brytas ner. Mai et al., (1999) redovisar att DEHP inte bryts ner under anaeroba förhållanden, medan klorerade ämnen som klorfenoler och klorbensener kan brytas ner under metanbildning. Anaerob nedbrytning innebär för de klorerade ämnena en reduktiv deklorering till mer lågklorerade ämnen innan de helt mineraliseras. Resultat av Shelton et al., (1984) redovisade i (RVF i 2005a) visade att det inte skedde någon signifikant biologisk omsättning av DEHP ens efter 10 veckors anaerob inkubation av slam. Kirsch och Wukasz (1985) uppnådde dock en 99 % nedbrytning av DEHP vid anaerob stabilisering. Men då användes "acklimatiserade" mikroorganismer.

I det fortsatta arbetet har antagits att DEHP bryts ner med 40 % vid rötning. En konservativ uppskattning är att ingen nedbrytning sker. Även detta har inkluderats vid uppskattning av osäkerhetsintervallet, se avsnitt 4.4.

### ***Dioxiner vid rötning***

Schramm et al., (1996) visade att halten av två dioxinkongener (OCDD och HpCDD) fördubblades vid anaerob nedbrytning av avloppsslam i en öppen behållare vid 20 °C i 192 dygn, korrigerat för samtidig nedbrytningen av slam. Andra dioxin- och furankongener uppkoncentrerades inte. Den praktiska slutsatsen som drogs av Paulsrud och Lyngstad (2003) av alla resultaten var att vid lagring av slam i öppna behållare (semiaeroba förhållanden) kunde dioxinbildning ske medan detta inte sker i en normal rötningstank med fullständigt anaeroba förhållanden.

### ***PCB och bromerade flamskyddsämnen vid rötning***

PCB har antagits brytas ner till 50 % i enlighet med RVF (2005a). För HBCDD saknas data, men eftersom denna förening har vissa likheter med PCB, har antagits att även för HBCDD sker en 50 % nedbrytning. En konservativ uppskattning är dock att ingen nedbrytning sker.

### **Övrigt**

Bekämpningsmedel som används i industriländerna idag anses vara icke-persistenta och förväntas brytas ner lätt vid kompostering och anaerobisk nedbrytning. Få studier av nedbrytning finns men fullständig nedbrytning sker inte av alla bekämpningsmedel. Kupper et al., (2008) visade att bekämpningsmedel ofta bröts ner i betydande grad vid anaerob rötning av källsorterat avfall i full skala. För två tredjedelar av de studerade bekämpningsmedlen, bröts 50 % eller mer av de ursprungliga mängderna ner. Vid termofil rötning återfanns bekämpningsmedlen i huvudsak i pressvattnet.

Scheithauer och Marb (2002) menade att eftersom inga gränsvärden finns för toxiska ämnen i kompost behövs, för att långsikt säkra att inte höga halter byggs upp vid kompostanvändning, omfattande analyser och begränsning av komposteringen till att endast omfatta avfall med låga halter.

När det gäller bekämpningsmedel i mat och matavfall bedöms detta i princip inte utgöra något omfattande problem. I praktiken förekommer dock åtskilliga bekämpningsmedel i mat och annat som används i hushållet, varför den huvudsakliga exponeringen för dessa ämnen inte bedöms ske genom spridning via avfall utan mer via födointag. Att bekämpningsmedelsrester förekommer i mat visas av analyser som Livsmedelsverket regelbundet gör. Inte bara tillåtna bekämpningsmedel har återfunnits utan även sådana som förbjudits inom EU. Dessa transporteras sannolikt in med importerade frukter och grönsaker. Rester av bekämpningsmedel har visats passera genom komposterings och röttningsprocesser. Slutsatsen är att de mest lättnedbrytbara sannolikt bryts ner medan de svårnedbrytbara återfinns i rötresten (Scheithauer och Marb, 2002).

### **3.2.5 Efterkompostering av biogödsel**

Aerob efterbehandling av organisk biogödsel kan ge en positiv effekt med hänsyn till att organiska ämnen, som bryts ned dåligt i biogasanläggningar, t. ex DEHP. Mai et al, (1999) fann dock ingen sådan effekt för DEHP, men väl för andra toxiska organiska ämnen.

Den allmänna slutsatsen från fullskaleförsök var att det sker en liten eller ingen nedbrytning under anaerob lagring inom 9 månader och att syretillförsel är den bestämmande faktorn för att omsätta de organiska föroreningarna. Temperaturen har betydelse för hur snabbt omsättningen sker.

### **3.2.6 Övriga emissioner av ämnen som kan ge toxisk miljöpåverkan**

På listan över organiska ämnen som släpps ut vid kompostering finns en rad organiska ämnen som alifater, terpen, alkoholer, aldehyder, ketoner, estrar, organiska syror, organiska svavelföreningar och aminer, furaner, aromater, och även vissa halogenerade ämnen. Halter av dessa har mätts upp i anslutning till komposteringen (RVF 2005b). Flera av dessa skulle kunna bidra till toxiciteten vid avfallsbehandlingen. Emissionen redovisas som haltnivåer uppmätta i anslutning till komposteringen. Haltnivåerna varierar över tiden som komposteringen fortgår. Några uppgifter på emissionen i form av ett flöde relaterat till mängd producerad kompost framgår inte, men kan sannolikt tas fram genom vidarebearbetning av befintliga data alternativt reella emissionsmätningar.

### 3.3 Förekomst av toxiska ämnen i kompost och rötrest

Som framgår av kapitel 3.2 är kunskapen knapp när det gäller vad som sker med de toxiska ämnena vid avfallsbehandlingen. Därför har även data över förekomsten av toxiska ämnen i kompost och rötrest sammanställts.

#### 3.3.1 Organiska ämnen

Analys av kompost och biogödsel, visar att toxiska ämnen förekommer i dessa produkter. Nedbrytningshastigheten för de olika toxiska ämnena beror på avfallsbehandlingen. Nedbrytningen går snabbare vid syretillförsel, och långsammare utan syretillförsel.

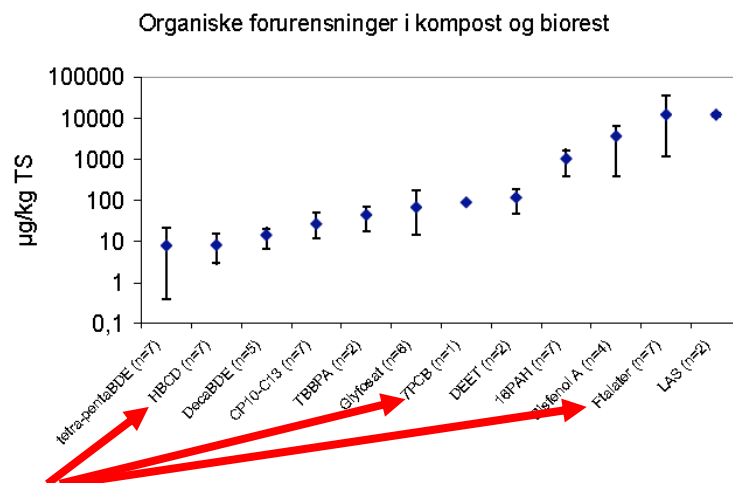
Vid jämförelse mellan halter i ingående avfall och i utgående produkt måste man beakta nedbrytningen av det organiska materialet. Vid analys återfanns i komposten eller i biogödseln t.ex. pesticider, som inte återfanns i det ursprungliga avfallet eftersom halterna då låg under detektionsgränsen. Detta är en följd av att bulkmaterialet brutits ner snabbare än de olika specifika ämnena.

Tabell 5. Toxiska organiska ämnen i kompost och rötrest

Table 5. Toxic organic compounds in compost and rötrest

| Ämne                                   | Material                              | Enhet          | Halt                            | Referens                                |
|----------------------------------------|---------------------------------------|----------------|---------------------------------|-----------------------------------------|
| <b>Polyklorerade bifenyl PCB</b>       |                                       |                |                                 |                                         |
| Bark mm.                               | granbark                              | mg/kg Sum7     | <0,005                          | Amundsen och Hartnik (2003) RVF 2005:12 |
|                                        | bark                                  | mg/kg ts Sum7  | 0,007<br>0,103                  | Amlinger et al (2004), se RVF 2005:12   |
| Kompost                                | bakgrundshalt beräkn.                 | mg/kg          | 0,029                           | RVF (2005a)                             |
|                                        | kompost (norsk)                       | mg/kg ts Sum7  | 0,024 (0,0027-0,078)            | Paulsrud et al (1997), RVF 2005:12      |
|                                        | kompost (tysk)                        | mg/kg ts Sum7  | 0,01-0,1                        | Amlinger et al (2004), RVF 2005:12      |
|                                        | kompost (NO, SE)                      | mg/kg ts sum 7 | 4 prover <0,005<br>1 prov 0,091 | 5 prover, RVF (2005a)                   |
| Biogödsel                              | bakgrundshalt beräkn.                 | mg/kg ts Sum7  | 0,028                           | RVF (2005a)                             |
| <b>dioxiner och furaner</b>            |                                       |                |                                 |                                         |
| Kompost                                | kompost (norsk)                       | ng I-TE/kg ts  | 4,4 (0,49-11,9)                 | Paulsrud et al (1997), RVF (2005a)      |
|                                        | kompost (tysk)                        | ng I-TE/kg ts  | 4,3-15 (medel)                  | Amlinger et al (2004), RVF (2005a)      |
| Biogödsel                              | (NO, SE)                              | mg/kg ts sum 7 | 2 prover <0,005                 | 2 prover, RVF (2005a)                   |
| <b>Di (2-etylhexyl)ftalat DEHP</b>     |                                       |                |                                 |                                         |
| Bark mm.                               | granbark                              | mg/kg          | 0,46                            | Amundsen och Hartnik (2003) RVF (2005a) |
| Kompost                                | kompost (NO, SE)                      | mg/kg ts       | mv 6,0                          | RVF (2005a)                             |
|                                        | kompost (tysk)                        | mg/kg ts       | med 0,030                       | Brändli et al (2005)                    |
|                                        | kompost fr hushållsavfall (tyskt)     | mg/kg ts       | 1,3                             | Brändli et al (2005)                    |
|                                        | kompost fr grönt trädg avfall (tyskt) | mg/kg ts       | 0,084                           | Brändli et al (2005)                    |
|                                        | kompost (dansk)                       | mg/kg ts       | 33 (0,21 – 110)                 | Kjølholt et al (1998) in RVF (2005a)    |
|                                        | kompost (norsk)                       | mg/kg ts       | 7,3 (<1-26)                     | Paulsrud et al (1997), RVF (2005a)      |
|                                        | kompost (tysk)                        | mg/kg ts       | mv 1,35-8,5                     | Amlinger et al (2004), RVF (2005a)      |
|                                        | kompost (tysk)                        | mg/kg ts       | <0,5-20,9 mv 5,8                | Scheithauer och Marb (2002)             |
| Biogödsel                              | flytande                              | mg/kg ts       | 50, 49-480                      | RVF (2005a)                             |
|                                        | fast                                  | mg/kg ts       | 61, 37-270                      | RVF (2005a)                             |
|                                        | (NO, SE)                              | mg/kg ts       | mv 29                           | RVF (2005a)                             |
| Kompost och rötrest                    | Kompost och rötrest                   | mg/kg ts       | 0,280                           | Brändli et al (2006)                    |
| <b>Bromerade flamskyddsmedel HBCDD</b> |                                       |                |                                 |                                         |
| Bark mm.                               | Strukturmaterial                      | µg/kg ts       | 2                               | RVF (2005a)                             |
| Kompost                                | kompost                               | µg/kg ts       | 5                               | RVF (2005a)                             |
|                                        | kompost (NO, SE)                      | µg/kg ts       | mv 7,8                          | RVF (2005a)                             |
|                                        | rötrest                               | µg/kg ts       | 7                               | RVF (2005a)                             |
|                                        | rötrest (NO, SE)                      | µg/kg ts       | mv 9,3                          | RVF (2005a)                             |
| Kompost                                | kompost och rötrest (Schweiz)         | µg/kg ts       | median ca 100                   | Brändli et al (2006)                    |

Halter av dioxiner/furaner var fördubblade till mångdubblade i kompost jämfört med rå-material, vilket förklaras av den massreduktion som sker vid kompostering kolet i det organiska avfallet avgår som koldioxid (Brändli et al., 2005).



Figur 1. Organiska ämnen i kompost och rötrest (från trädgårdsavfall), (Brändli et al 2005).

Figure 1. Organic compounds in compost and rötrest (from the garden waste (Brändli et al 2005

### 3.3.2 Metaller

Mängden metaller påverkas inte av rötningen, däremot kan halterna vara högre genom den uppkoncentrering som sker via nedbrytningen av det organiska materialet. Huvudsakligen återfinns metallerna i utgående produkt, kompost eller rötrest. Mindre mängder återfinns sannolikt i utgående vattenfas, men inga data för detta har påträffats. Oftast sker verksamheten på en hårdgjord yta varifrån avrinnande vatten tas om hand till rening. Uppmätta halter av metaller i kompost och rötrest framgår av tabell 6. Mer data återfinns i Naturvårdsverket (2001).

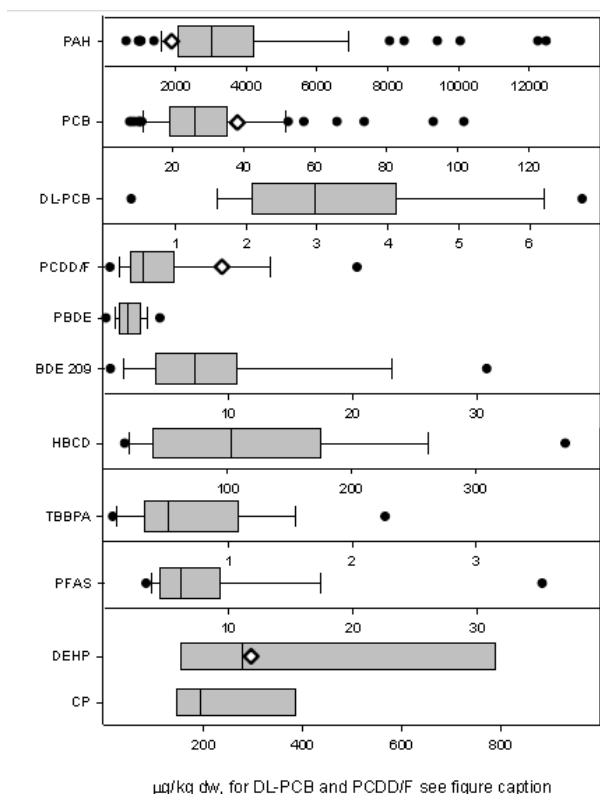
Tabell 6. Metaller i kompost och rötrest

Table 6. Metals in compost and anaerobic digestion residue

| Material | Enhet    | As   | Cd    | Cu     | Hg  | Pb     | Ref      |
|----------|----------|------|-------|--------|-----|--------|----------|
| Kompost  | mg/kg ts | i.u. | 0,2-2 | 10-100 | 1-2 | 15-350 | RVF 98:6 |

### 3.3.2 Bekämpningsmedel och andra övriga ämnen

Bekämpningsmedelsrester har återfunnits i frukt och grönsaker i halter både över och under gränsvärden. De anses i rapporten RVF (2005a) dock utgöra en liten hälsorisk för människor. Det finns anledning att tro att bekämpningsmedel som återfinns i kompost och biogödsel förekommer i bakgrunds nivåer (RVF 2005a).



Halterna anges i "box-and-whiskers" diagram, där linje anger median, boxen 25- och 75-percentil, linjer på "whiskers" anger 10- och 90-percentil, prickarna anger "outliers". Den sneda kvadraten anger medianvärde i litteraturen. Sådan anges endast för några av ämnena.

- PAH=Σ av 16 PAHs enligt US EPA, exkl. dibens(a,h)antracen, enhet: µg/kg torr vikt (ts), antal prover=69
- PCB=Σ av PCB-kongenerna 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, in µg/kg dw, n=69,
- Dioxiner/furaner PCDD/Fs=Σ17PCDD/Fs in ng I-TE/kg torr vikt, antal prover=18
- Dioxinliknade PCB, DL-PCBs=Σ av PCB-kongenerna 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189 i ng WHO-TE/kg ts antal prover =18
- De bromerade flamskyddsmedlen: PBDE=Σ av BDE-kongenerna 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, i µg/kg ts, antal prover=18 BDE 209, antal prover n=18, HBCDD, antal prover=18 TPPBA antal prover=18 i µg/kg ts,
- Per- och polyfluorerade alkylämnena, PFAS =Σ av 21 ämnen i µg/kg ts antal prover=18,
- DEHP i µg/kg ts, antal prover =6,
- Klorerade paraffiner, CP =Σ av föreningar med korta och mediumlånga kedjor, i µg/kg ts antal prover=3

Figur 2. Halter av organiska ämnen i kompost and rötrest (Brändli et al., 2006).

Figure 2. Concentrations of organic compounds in compost and rötrest (Brändli et al., 2006).

## 4 Beräkningar av spridning av toxiska ämnen vid avfallsbehandling – underlag för beskrivningen av miljöpåverkan

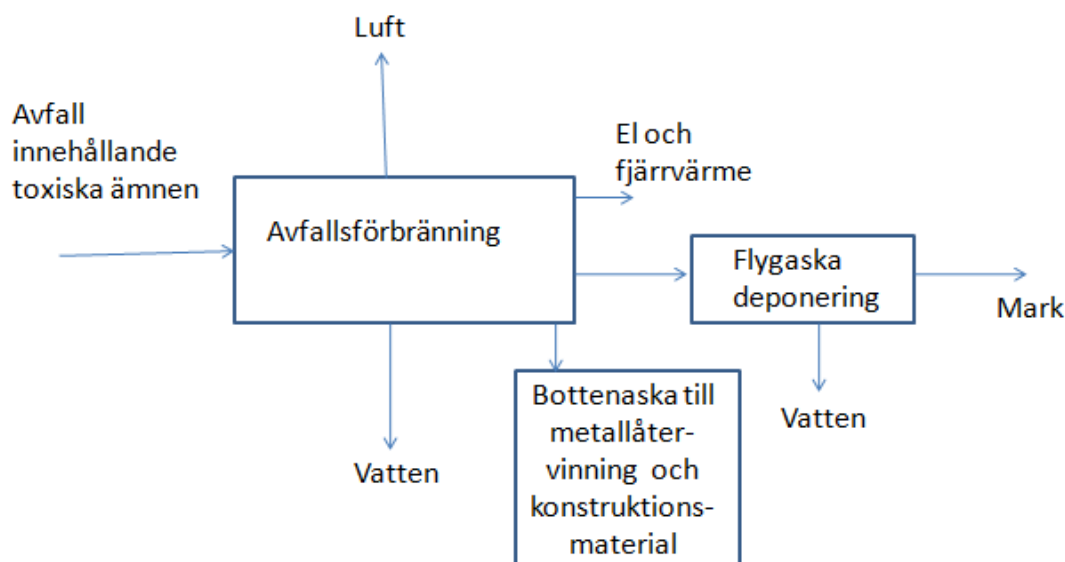
Uppskattningar av spridningen av toxiska ämnen till miljön har gjorts för att utgöra underlag för det vidare arbetet med metodik att beskriva miljöpåverkan. Beräkningarna baseras på tre olika fall av avfallsbehandlingar:

- Förbränning av sorterat hushållsavfall som på Renovas anläggning Sävenäs. Data hämtas så långt möjligt från miljörapport från Sävenäs.
- Kompostering av matavfall enligt Maricholms komposteringsanläggning. Data hämtas så långt möjligt från miljörapport från denna anläggning.
- Rötning av matavfall och utgående mängder från denna har uppskattats helt utifrån litteratordata.

För varje avfallsbehandling görs en grov balans över ingående och utgående mängder av toxiska ämnen.

### 4.1 Fall 1 Avfallsförbränning

När det gäller förbränning kan metaller och organiska ämnen emitteras med alla utgående strömmar, luft, vatten samt askor (figur 3). Ur bottenaskan sorteras metaller ut till återvinning och kvarvarande slaggmaterial används som konstruktionsmaterial inom deponiområdet. Flygaska deponeras. Förbränningen ger mycket små emissioner till luft och vatten, genom gynnsamma förbränningsförhållanden och effektiv rening.



Figur 3. Utgående strömmar vid avfallsförbränning

Figure 3. Outgoing flows from waste incineration

Uppskattningarna av utsläppen till luft och vatten för metaller baseras på Renovas miljörapport för 2007. År 2007 användes för att undvika eventuellt avvikande siffror för år 2008, med minskande mängder till följd av den ekonomiska krisen. Under detta år förbrändes drygt 444 000 ton avfall. Detta bestod till 67 % av hushållsavfall efter utsortering och till ca 30 % brännbart verksamhetsavfall, samt mindre mängder övrigt avfall. Uppgifter finns om utgående flöden från anläggningen av metaller och dioxiner. Utgående flöden av PCB, bromerade flamskyddsmedel HBCDD och ftalater DEHP har uppskattats vara mycket små genom effektiv destruktion vid förbränningen. Några data på utsläppen av dessa ämnen finns inte.

De metaller som studerats bedöms i huvudsak återfinnas i flygaskan och i mindre utsträckning i bottenaskan. Även data över flygaskans innehåll av metaller och dioxin finns i miljörapporten för 2007. Beräknade utgående flöden redovisas i tabell 7.

*Tabell 7. Uppskattade flöden ut från avfallsförbränning vid Sävenäs enligt Miljörapport 2007*

*Table 7. Estimated flows from waste incineration at Sävenäs according to the environmental report 2007*

| Utgående strömmar | As   | Cd  | Cu     | Hg   | Pb    | dioxin               | PCB             | HBCDD           | DEHP            |
|-------------------|------|-----|--------|------|-------|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| <i>Med luft</i>   |      |     |        |      |       |                      |                 |                 |                 |
| Mängd kg/år       | 1,3  | 0,6 | 39     | 2,7  | 8,9   | 12*10 <sup>-6</sup>  | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> |
| <i>Med vatten</i> |      |     |        |      |       |                      |                 |                 |                 |
| Mängd kg/år       | 0,6  | 0,8 | 7,4    | 0,01 | 0,5   | 0,9*10 <sup>-6</sup> | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> |
| <i>Bottenaska</i> |      |     |        |      |       |                      |                 |                 |                 |
| Halt mg/kg        | 61   | 1,9 | 5200   | 0,02 | 940   |                      |                 |                 |                 |
| Mängd kg/år       | 3500 | 110 | 300000 | 1,2  | 54000 | 0,0004 <sup>1)</sup> | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> |
| <i>Flygaska</i>   |      |     |        |      |       |                      |                 |                 |                 |
| Halt mg/kg        | 545  | 145 | 1040   | 13   | 4100  |                      |                 |                 |                 |
| Mängd kg/år       | 6,6  | 1,8 | 13     | 0,16 | 50    | 0,03 <sup>1)</sup>   | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> | 0 <sup>2)</sup> |

<sup>1)</sup> Från Avfall Sverige (2009c). Sannolikt återfinns den största mängden dioxin i flygaska.

<sup>2)</sup> Mängden organiska ämnen (ftalater, bromerade ämnen och PCB-er) i askor av i utgående rökgaser bedöms vara små, eftersom dessa ämnen destrueras vid förbränningen. Rapport RVF 01:13 anger en i stort sett 100 % nedbrytning av dioxin (se sid 110). Viss nybildning kan dock ske, främst i mån av driftstörningar. I en skrift "Biobränsle från hushållsavfall" av M. Olsson och G. Pettersson (2004), anges att "vid välkontrollerad förbränning destrueras i princip alla kolinnehållande föreningar. Detta gäller även hormonimiterande, foster-skadande och genotoxiska ämnen, inkl PCB och PBDE".

Flygaskan från Sävenäs går till kontrollerad deponering på Tagene deponi. Med den nederbörd som faller kan vissa mängder metaller lakas ut. Dessa mängder redovisas i emissionsdeklarationen för Tagene deponi. Deponin innehåller dock inte bara flygaska från Sävenäs utan även deponerat avfall från regionen sedan 1970-talet. Sannolikt bidrar något annat deponerat material. Mellan 1974 och 2007 har ca 266 000 ton flygaska deponerats, vilket motsvarar ca 8 % av totalt deponerat mängd. Utgående lakvatten är därför inte representativt för vilka mängder som kan spridas från deponering av enbart flygaska. Totala mängderna metaller som går ut årligen med lakvattnet framgår av tabell 8.

*Tabell 8. Mängder metaller med lakvatten från Tagene deponi (till rening)**Table 8. Amounts of metals in leachate from Tagene landfill site (to water purification)*

|                                    | <b>As</b> | <b>Cd</b> | <b>Cu</b> | <b>Hg</b> | <b>Pb</b> |
|------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Mängder med lakvatten kg/år        | 5,4       | 0,20      | 27        | 0,027     | 1,8       |
| 8 % av utgående mängd              | 0,43      | 0,016     | 2,2       | 0,002     | 0,014     |
| Innehållet i årlig nederbörd kg/år | 0,026     | 0,008     | 0,29      | 0,0019    | 0,18      |

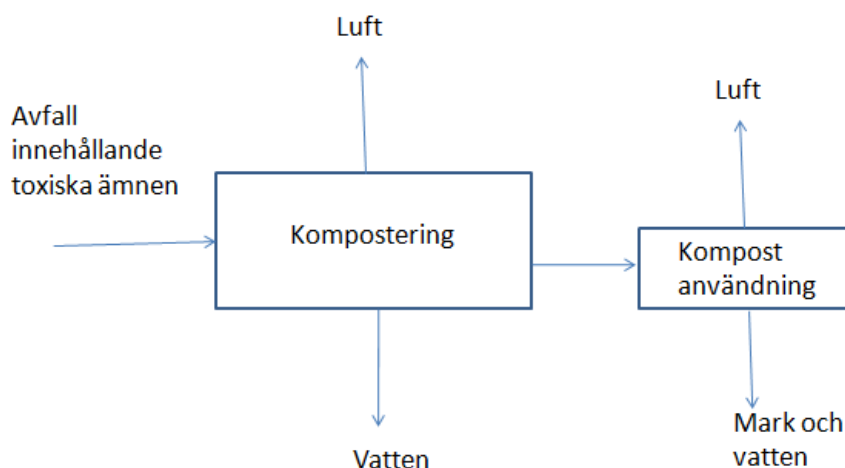
Om man skulle anta att mängderna metaller i utgående lakvatten enbart härrörde från lakning av flygaska skulle de årliga utsläppen från förbränning vara 14 % högre för Cd, 1% högre för Hg och 19 % högre för Pb. För As och Hg skulle bidraget vara större (en faktor 2,8 resp. en ökning med 60 %). Om man i stället antar att bidraget från flygaskan är i storleken 8 % (motsvarande flygaskans andel i deponin) skulle de årliga utsläppen från förbränning vara ca 20 % högre för As och ca 4 % högre för Cu. För de övriga tre metallerna skulle mängderna vara som mest 1 % större. Därigenom bedöms bidraget från lakvattnet till totalt utgående mängder från förbränning vara litet och i de följande beräkningarna har inte gjorts några tillägg för dessa mängder metaller.

Lakvattnet leds till rening, varför mängderna ut till recipienten är små. I stället återfinns de bortrenade metallerna i slammet från rening och kommer att nå ut till miljön beroende på användningen av slam/rötrest från reningen.

Organiska ämnen destrueras effektivt vid förbränningen och kommer inte att återfinnas i någon betydande grad i vattnet. Några analyser har dock inte gjorts för de valda ämnena.

## 4.2 Fall 2 Kompostering av mat- och trädgårdsavfall

Komposteringen som exempel har antagits ske i enlighet med verksamheten i Marieholms komposteringsanläggning. Avfallet till kompostering utgörs av ca 12000 ton mat- och trädgårdsavfall per år (med ett fuktinnehåll på 50 %). Metaller och toxiska ämnen kan spridas till yttre miljö genom avfallsbehandlingen främst genom att ämnen i komposten sprids vid kompostanvändningen. Men dessa ämnen kan även spridas till lakvatten. Av de ämnen som valts att studeras är det inte sannolikt att några större mängder sprids till luft. Viss kvicksilveravgång till luft kan dock vara tänkbar både under kompostering, lagring och vid användning av kompostjord. Även viss avgång av DEHP kan eventuellt förekomma, även om data saknas.



Figur 4. Utgående strömmar vid kompostering

Figure 4. Outgoing flows from composting

Uppgifter om innehåll av metaller och organiska ämnen finns dels för organiskt avfall till kompostering, dels för innehåll i färdig kompost. Data finns för svensk, norsk, dansk, tysk och fransk råvara och produkt. Svenska och norska data har antagits vara mest relevanta. Data över metallinnehållet i organiskt avfall; matavfall och trädgårdsavfall, har använts för att uppskatta ingående mängder till kompostering. Inkommande mängder metaller med avfall antas i uppskattningarna till 100 % gå ut med produkten. Inga beräkningar har kunnat göras för ev. utlakning till vatten.

Den sand, torv, bark mm. som blandas in i jordprodukten innehåller även de vissa spår-mängder metaller och organiska ämnen. Halterna är dock sannolikt på bakgrunds-nivå. De mängder som finns i dessa tillkommande material bedöms inte utgöra någon extra källa till toxiska ämnen i miljön. Därför har de inte beaktats i de fortsatta beräkningarna.

Nedbrytningen av organiska ämnen vid kompostering har antagits ske enligt kapitel 3.2.3. Uppskattningar av utgående mängder med kompost återfinns i tabell 9.

Metallerna kommer som framgår i huvudsak att återfinnas i produkten efter kompostering. Uppskattningen av utgående mängder från analyser av kompost stämmer storleksordnings-mässigt väl med uppskattningarna från halter i bioavfall. Det gäller både för metaller och för organiska ämnen.

Endast kvicksilver bedöms kunna emitteras till luft, men data för detta saknas. Utsläpp till vatten bedöms delvis ske genom avrinnande lakvatten. Detta antas generellt gå till rening, varför utsläppet till recipient bedöms vara litet.

Tabell 9. Beräknade flöden in och ut från kompostering av mat- och trädgårdsavfall

Table 9. Estimated flows to and from composting of food and garden waste

| In- och utgående strömmar | As  | Cd   | Cu | Hg   | Pb | dioxin   | PCB  | HBCDD  | DEHP |
|---------------------------|-----|------|----|------|----|----------|------|--------|------|
| <i>In med avfall</i>      |     |      |    |      |    |          |      |        |      |
| Halt mg/kg                | 1   | 0,10 | 10 | 0,01 | 3  | 0,000013 | 0,03 | 0,0023 | 5,7  |
| Mängd kg/år               | 6,1 | 0,61 | 61 | 0,06 | 18 | 0,000079 | 0,18 | 0,014  | 35   |
| <i>Ut med prod.</i>       |     |      |    |      |    |          |      |        |      |
| Mängd kg/år <sup>1)</sup> | 6,1 | 0,61 | 61 | 0,06 | 18 | 0,000079 | 0,09 | 0,007  | 14   |
| <i>Ut med luft</i>        |     |      |    |      |    |          |      |        |      |
| Mängd kg/år               | 0   | 0    | 0  | ?    | 0  | 0        | 0    | 0      | 0    |
| <i>Ut med vatten</i>      |     |      |    |      |    |          |      |        |      |
| Mängd kg/år               | ?   | ?    | ?  | ?    | ?  | ?        | ?    | ?      | ?    |

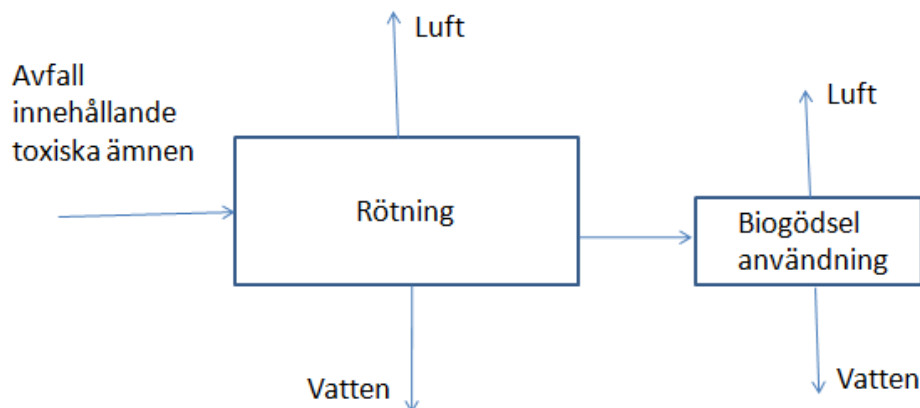
<sup>1)</sup> Antagandet att DEHP bryts ner till 60 % baseras på RVF (2005a). För övriga ämnena saknas data över nedbrytning. Samtidigt anges kompostering ge en något bättre nedbrytning än rötning. Dioxin har inte antagits påverkas. En 50 % nedbrytning har antagits ske för PCB och HBCDD, som vid rötning, vilket kan vara i underkant.

### 4.3 Fall 3 Rötning av matavfall

Idag sker ingen rötning av avfall i Göteborgsregionen, bortsett från att mindre mängder fettavskiljaravfall och lite annat material rötas ihop med avloppsslammet från Ryaverket. Röttningsprocessen är dock av intresse för matavfall, dels som en särskild rötning av sorterat matavfall, dels som en tänkbar för process där matavfallet samlas in via avfallskvarnar.

Nedan har gjorts en grov uppskattning av vilka mängder av toxiska ämnen som skulle spridas via produkt från rötning av matavfall. Uppskattningen har huvudsakligen baserats på litteratordata. Samma matavfall som går till Marieholm för kompostering har antagits

Uppskattningar baseras på antagande för inkommande mängd metaller och toxiska organiska ämnen. Metallerna antas passera genom röttningsprocessen och återfinnas i produkten.



Figur 5. Utgående strömmar från rötning

Figure 5. Outgoing flows from anaerobic digestion

Vid avvattnings av biogödseln kommer metaller och toxiska organiska ämnen till viss del att återfinnas i vattenfasen. Inga data finns för detta men antagandet är att andelen till vatten är liten. Vattnet från rötprocesserna antas renas, varvid en mindre andel (10-30 %) av metallerna kommer att spridas till recipient och resten återförs till avloppsslam för vidarebehandling. De organiska ämnena är inte vattenlösliga i någon utsträckning utan kommer sannolikt att vara bundna till slampartiklar och i betydande utsträckning följa med biogödseln, se vidare avsnitt 3.2.4.

Spridningen av toxiska ämnen om matavfallet som nu komposteras vid Marieholmsanläggningen skulle rötas i stället, redovisas i tabell 10. I tabellen redovisas dessutom de antagna halterna av toxiska ämnen i avfallet, dels matavfallet, dels trädgårdsavfallet. Komposteringen sker av mat- och trädgårdsavfall medan rötningen endast sker av matavfall. Halterna i de olika ingående materialen skiljer sig delvis åt. Matavfallet är generellt renare, men även detta har kontaminerats med toxiska ämnen. Skillnaden beror kanske främst på hur de olika avfallen kontaminerats med toxiska ämnen, genom bakgrundshalter via allmän spridning i naturen, som för dioxiner och PCB, eller genom t.ex. plast- och papperskontaminering av matavfallet, som för DEHP och HBCDD.

Utifrån de gjorda antagandena ger rötningen och komposteringen av matavfallet (obs! inget trädgårdsavfall ingår då) samma mängder ut från processen för alla toxiska ämnen, utom för ftalater beroende på att litteratordata anger en något bättre nedbrytning vid kompostering.

Tabellen visar också att matavfallet innehåller lägre halter än det vägda medelvärde av mat- och trädgårdsavfall som går till kompostering. Detta gäller för metaller, dioxiner och PCB. Detta förhållande kan anses vara förväntat. För ftalaten DEHP och för det bromerade flamskyddsmedlet HBCDD förefaller halterna i matavfall vara något högre än i samlat mat- och trädgårdsavfall, sannolikt beroende på kontaminering genom förpackningar eller genom högre förekomst av dessa ämnen i hemmen än i naturen.

**Tabell 10. Mängder av metaller och organiska ämnen vid rötning av det matavfall som i dagsläget komposteras i Marieholm. Enbart matavfall skulle rötas, medan komposteringen sker för mat- och trädgårdsavfall**

**Table 10. Amounts of metals and organic substances from anaerobic digestion of the food waste which presently is being composted in Marieholm**

| Antagna halter<br>mg/kg ts                       | As   | Cd   | Cu   | Hg    | Pb   | dioxin              | PCB   | HBCDD  | DEHP |
|--------------------------------------------------|------|------|------|-------|------|---------------------|-------|--------|------|
| Halt i matavfall                                 | 0,25 | 0,01 | i.u. | 0,007 | 0,03 | 5*10 <sup>-6</sup>  | 0,02  | 0,003  | 7    |
| Halt i mat+<br>trädg.avfall                      | 1    | 0,1  | 10   | 0,01  | 3    | 13*10 <sup>-6</sup> | 0,03  | 0,0023 | 5,7  |
| Mängder<br>kg/år                                 | As   | Cd   | Cu   | Hg    | Pb   | dioxin              | PCB   | HBCDD  | DEHP |
| Ut med biogödsel<br>från rötning av<br>matavfall | 1,1  | 0,04 | i.u. | 0,03  | 0,1  | 0,000022            | 0,044 | 0,0066 | 18   |

Resultaten kan spegla en verklig skillnad, men det kan också vara en falsk skillnad som uppstått på grund av de osäkerheter som förekommer i halterna i ingående avfall, eftersom dataunderlaget är begränsat. Nedan diskuteras osäkerheterna i de uppskattningar som gjorts.

#### 4.4 Osäkerheter i utsläppsuppskattningarna

De uppskattningar som gjorts innehåller osäkerheter eftersom data över utgående mängder toxiska ämnen i många fall inte baseras på mätningar utan på beräkningar där underlaget kommer från litteratordata. Man kan dela in resultaten i flera grupper beroende på osäkerheter.

Utsläppen från förbränning av avfall är de data som innehåller minst osäkerheter. Resultaten som redovisas för utsläppen från Savenäsanläggningen är baserade på data från miljörapporten 2007, som i sin tur baseras på ett flertal mätningar. Data över halter i ingående avfall till förbränning kommer också från en mätning ”på plats” (Avfall Sverige 2009a). Här redovisas halter av dioxin och PCB samt metaller i avfallet till förbränning i Savenäs.

För spridningen av toxiska ämnen med produkt från kompostering eller rötning är underlaget betydligt mer osäkert. Halterna i matavfall bedöms vara någorlunda bra för matavfall, när det gäller metaller. För de toxiska organiska ämnena finns färre mätdata.

För ftalater och bromerade flamskyddsmedel finns betydligt färre data och det är svårt att säga hur representativa de som antagits kan vara för svenskt avfall. Här får man anta att variationerna i halter kan vara stora och det är inte osannolikt att halterna kan vara inom en tiopotens eller ibland en faktor 20, se tabell 1.

Om man dessutom ser på vad som kan tänkas hända under avfallsbehandlingen, har ingen nedbrytning antagits ske för dioxin som tillhör de mest stabila ämnena till ca 50 % för PCB och HBCDD, samt 40-60% för ftalaten DEHP. Det mest konservativa antagandet är att 100 % av tillförda mängder passerar igenom kompostering och rötning utan att brytas ner. Detta skulle kunna innebära att utgående mängder av organiska toxiska ämnen med

avfallsbehandling i Göteborgsområdet respektive i Sverige skulle kunna ligga i relativt breda intervaller, se tabell 11. Som framgått av avsnitt 4.1 är utsläppen av organiska ämnen små från avfallsförbränning.

*Tabell 11. Uppskattade osäkerhetsintervaller för mängderna toxiska organiska ämnen (kg/år)*

*Table 11. Estimated intervals of uncertainty for the amounts of toxic compounds (kg/year)*

| Göteborgsregionen<br>kg/år                 | PCB             | Dioxin                          | HBCDD             | DEHP          |
|--------------------------------------------|-----------------|---------------------------------|-------------------|---------------|
| Förbränning av avfall                      |                 |                                 |                   |               |
| Med utsläpp till luft och vatten           | -               | 13*10 <sup>-6</sup>             | -                 | -             |
| Kompostering av organiskt avfall           |                 |                                 |                   |               |
| Med produkt, kg/år                         | 0,02-0,4        | (14-140)*10 <sup>-6</sup>       | 0,001-0,03        | 2,5-62        |
| <b>Summa inkl. från avfallsförbränning</b> | <b>0,02-0,4</b> | <b>(30-150)*10<sup>-6</sup></b> | <b>0,001-0,03</b> | <b>2,5-62</b> |

## 4.5 Utsläpp av toxiska ämnen från behandling av matavfall

De olika behandlingsmetoderna tar i normalfallet hand om olika typer av avfall. I förbränningsanläggningarna behandlas både brännbart hushållsavfall och brännbart verksamhetsavfall. Kompostering sker av matavfall och trädgårdsavfall. Rötningen görs i Göteborgsregionen för närvarande endast av slam, men en anläggning för att röta biologiskt avfall planeras. De producerar också olika nyttigheter; el, värme och jordförbättringsmedel.

Det avfall som är gemensamt för de tre behandlingsmetoderna är matavfall. Därför har en uppskattning gjorts av vad som händer med spårämnena vid behandling av matavfallet vid dessa tre behandlingar. De halter i matavfall som beräkningarna baseras på framgår av tabell 12 nedan.

### 4.5.1 Förbränning av matavfall

För att avgöra vilka emissioner som sker vid förbränning av matavfallet gjordes en uppskattning av hur olika metaller fördelas i utgående luft och vatten och vilka mängder som binds upp i askan. Halterna i ingående mängder avfall kommer från uppmätta värden i Avfall Sverige (2009a). Ingående halter har utgjort grunden för uppskattning av ingående mängder. Utgående mängder har hämtats från Miljörapport 2007. Ur detta har uppskattats den andel av ingående mängder som emitteras till luft och vatten, tabell 12.

*Tabell 12. Andelen av ingående mängder toxiska ämnen som emitteras med luft och vatten (%)*

*Table 12. The share of in-going amounts of toxic compounds emitted to air and water (%)*

|                                            | As   | Cd   | Cu      | Hg   | Pb     |
|--------------------------------------------|------|------|---------|------|--------|
| Halt i ing. avfall (Avfall Sverige, 2009a) | 26   | 1,1  | 753     | 0,2  | 84,7   |
| Ingående mängder till Sävenäs              | 5800 | 244  | 167 166 | 44   | 18 803 |
| % som går ut med luft eller vatten         | 0,03 | 0,57 | 0,02    | 6,10 | 0,05   |

Som framgår kommer huvuddelen av metallerna vid förbränningen att hamna i askan (flygaska och bottenaska). Ju flyktigare metallen är desto större andel hamnar i rökgas och flygaska. Den flyktigaste metallen, kvicksilver, återfinns till ca 6 % i utgående strömmar, huvudsakligen i rökgasen. Mindre mängder återfinns i vattenfasen. Detta innebär att 94 % kvarhålls i flygaskan. Den näst flyktigaste metallen av de studerade är kadmium, för vilken ca en halv procent av ingående mängder emitteras, d.v.s. mer än 99 % kvarhålls. För bly och arsenik kvarhålls 99,5 % eller mer i askorna.

I uppskattningarna har bedömts att de mängder metaller som går ut med lakvattnet är små, för de flesta metaller i storleksordningen som mest någon procent av utsläppet till luft och vatten från förbränningen. Mängderna har bedömts vara små och de kan i stort sett bortses från.

Förbränningen anses också destruera alla kolinnehållande ämnen mycket effektivt, varför kvarstående mängd efter förbränning är i det närmaste 0. I samband med förbränningen kan dock viss nybildning ske av dioxin. Uppskattning utgår från en direkt proportionering av bildad mängd från förbrända avfallsmängder. Härvid har 13 mg dioxin per år beräknats gå ut med luft och vatten vid förbränning av ca 8800 ton vått matavfall. Det är osäkert om en direkt proportionering går att göra. Det kan bildas relativt sett mer eller mindre dioxin från matavfall jämfört med annat avfall som förbränns. Om detta saknas dock uppgifter.

#### **4.5.2 Kompostering och rötning av matavfall**

Ingående mängder av toxiska ämnen från kompostering och rötning har uppskattats med hjälp av antagna halter i avfallet och ingående mängd, ca 8800 ton per år. Utgående mängder har uppskattats med antagandet att hela mängden metaller och dioxin återfinns i utgående produkt (kompost eller biogödsel). För de organiska ämnena i övrigt har antagits att som mest ca 50 % bryts ner för PCB och HBCDD. För ftalaten DEHP har antagits att som mest ca 60 % bryts ner vid kompostering och ca 40 % vid rötning. Det mest konservativa antagandet är att ingen nedbrytning sker alls. Därför redovisas utgående mängder som ett intervall i tabell 13.

#### **4.5.3 Sammanställning av utgående toxiska ämnen vid behandling av matavfall**

Matavfallet är det ”renaste” avfallet med de lägsta halterna av metaller och olika miljögifter. Endast för ftalaten DEHP är halterna enligt tillgängliga uppgifter högre i matavfall än t.ex. i trädgårdsavfall. Därmed blir emissionerna från behandling av matavfall oftast lägre än vid behandling av annat avfall. I tabell 13 uppskattas spridningen av toxiska ämnen vid behandling av 8 800 ton matavfall

Jämförelsen visar att de minsta mängderna av toxiska ämnen emitteras med förbränningen. För dioxin är skilnaderna inte så stora. Några saker att tänka på är: När det gäller exponering för toxiska ämnen i matavfall, är inte avfallsaspekten den viktiga, utan exponeringen via födan. Emissionen av toxiska ämnen är endast en av många miljö- och nyttoaspekter som behöver beaktas vid jämförelse mellan metoderna.

**Tabell 13. Spridningen av toxiska ämnen vid behandling av 8800 ton matavfall per år genom förbränning, kompostering och rötning**

**Table 13. Emission of toxic compounds during treatment of 8800 tons of food waste by incineration, kompostering and rötning**

| Halter i mg/kg ts                                                | As                    | Cd                    | Cu   | Hg                 | Pb                     | PCB         | dioxin                         | DEHP  | HBCDD        |
|------------------------------------------------------------------|-----------------------|-----------------------|------|--------------------|------------------------|-------------|--------------------------------|-------|--------------|
| Halt i matavfall mg/kg ts                                        | 0,25                  | 0,01                  | i.u  | 0,007              | 0,03                   | 0,02        | 0,000005                       | 7     | 0,003        |
| <b>FÖRBRÄNNING</b>                                               |                       |                       |      |                    |                        |             |                                |       |              |
| Ut vid förbränning, % av ingående mängd                          | 0,033 %               | 0,57 %                |      | 6,1 %              | 0,050 %                | 0 %         | 0 %                            | 0 %   | 0 %          |
| Uppskattad nybildning kg/år                                      | 0                     | 0                     | 0    | 0                  | 0                      | 0           | 0,000013                       | 0     | 0            |
| Utgående med luft och vatten, kg/år                              | 0,33*10 <sup>-3</sup> | 0,25*10 <sup>-3</sup> | i.u. | 2*10 <sup>-3</sup> | 0,068*10 <sup>-3</sup> | 0           | 0,013*10 <sup>-3</sup>         | 0     | 0            |
| <b>KOMPOSTERING</b>                                              |                       |                       |      |                    |                        |             |                                |       |              |
| Kvar vid kompostering, % av ing. mängd enligt gjorda antaganden. | 100 %                 | 100 %                 |      | 100 %              | 100 %                  | 50 %        | 100 %                          | 40 %  | 50 %         |
| Ut med produkt, kg/år                                            | 1,1                   | 0,044                 |      | 0,03               | 0,13                   | 0,044-0,088 | (0,004-0,044)*10 <sup>-3</sup> | 12-30 | 0,0066-0,013 |
| <b>RÖTNING</b>                                                   |                       |                       |      |                    |                        |             |                                |       |              |
| Kvar vid rötning, % av ing. mängd enligt gjorda antaganden       | 100 %                 | 100 %                 |      | 100 %              | 100 %                  | ≥50 %       | 100 %                          | ≥60 % | ≥50 %        |
| Ut med produkt, kg/år                                            | 1,1                   | 0,044                 |      | 0,03               | 0,13                   | 0,044-0,088 | (0,004-0,044)*10 <sup>-3</sup> | 18-30 | 0,0066-0,013 |

## 4.6 Alternativ produktion av avfallsbehandlingens ”nyttigheter”

Som en del i värderingen av de toxiska ämnen som sprids via avfallsbehandling har också gjorts en kvantifiering av vad det skulle innebära att ta fram de nyttigheter som avfallsbehandlingen producerar som en ”bonus” utöver det klara syftet att ta hand om avfallet. Om dessa nyttigheter skulle produceras på annat sätt skulle detta också kunna ge upphov till spridning av toxiska ämnen i miljön.

### 4.6.1 Alternativ produktion av el och värme

Samtidigt som avfallet tas om hand genom förbränning produceras el och fjärrvärme. Om inte förbränningen skedde skulle denna el och denna värme behövs produceras på annat sätt. Även det alternativa sättet att producera denna mängd el och fjärrvärme innebär spridning av toxiska ämnen. För att ställa utsläppen från förbränningen i relation till produktion av motsvarande mängd nyttigheter har uppskattningar av detta gjorts ur ett traditionellt systemperspektiv.

Under 2007 såldes 1,1 TWh fjärrvärme och 0,17 TWh el från avfallsförbränningen vid Sävenäs. Om inte avfallet hade bränts utan i stället tagits om hand på annat sätt, hade motsvarande mängder fjärrvärme och el behövt produceras på alternativt sätt. För att uppskatta vad detta skulle innebära för utsläppen till miljön har följande antaganden gjorts:

Man kan inte anta att övriga existerande anläggningar i fjärrvärmesystemet skulle producera den fjärrvärme som Sävenäsanläggningen levererar. Värmemängden som produceras är så stor att systemet sannolikt skulle designats på ett helt annat sätt om inte Sävenäsanläggningen funnits. I ett projekt åt Renova hösten 2007 med fokus på växthusgaser uppskattades följande hypotetiska produktionsmix utifrån Profus modellberäkningar (tabell 14).

*Tabell 14. Hypotetisk mix för att ersätta el- och fjärrvärmeproduktionen vid Sävenäsanläggningen ifall denna inte fanns (Profu 2007)*

*Table 14. Hypothetic mix to replace the production of electricity and heat at the Sävenäs plant (Profu 2007)*

|             | Hypotetisk fjärrvärme-ersättning | Verknings grad* | Alfa** | Alternativ fjärrv. prod. (TWh) | Elprod. (TWh) | Bränsleåtgång (TWh) |
|-------------|----------------------------------|-----------------|--------|--------------------------------|---------------|---------------------|
| Spillvärme  | 20%                              | 100 %           |        | 0,22                           | 0             | 0,22                |
| NaturgasKVV | 40%                              | 90 %            | 1      | 0,44                           | 0,4           | 0,98                |
| BioKVV      | 40%                              | 110 %           | 0,4    | 0,44                           | 0,2           | 0,56                |
| Summa       |                                  |                 |        | 1,1                            | 0,6           | 1,8                 |

\*inkl rökgaskondensering

\*\*inkl hänsyn till rökgaskondensering

Med ersättningsmixen i tabell 14 erhålls dock en större elproduktion än genom avfallsförbränningen i Sävenäs. Överskottet är 0,4 TWh el. För att fallen ska vara jämförbara behövs då en extra elproduktion för att kompensera för detta, vilket innebär tillkommande emissioner. Elproduktionen i Sävenäs antas ha en marginaleffekt i det nordiska elsystemet, varför den extra produktionen uppskattas ske med marginalelsmixen i detta system. Samma mix som använts i Referensutvecklingsscenariet i WR21-arbetet (Profu 2010), antas vara representativt i detta fall, d.v.s. kolkondens 81 %, naturgas 9 %, vindkraft 5 % och biobränsle 5 %. Tillkommande emissioner redovisas i tabell 15. Nettoeffekten är då att avfallsförbränningen innebär att emissioner undviks genom att andra bränslen inte behöver förbrännas i Göteborg.

Beräkningarna för övriga bränslen är som nämnts gjorda från ett traditionellt systemperspektiv och innehåller förutom utsläppen från förbränning också utsläpp från produktion och distribution av de aktuella bränslena fram till förbränningen. Detta är relevant att ta med då dessa bränslen måste produceras och distribueras, medan avfall är ett lokalt uppkommet bränsle. I beräkningarna för avfallsförbränningen har inte insamlings-transporterna inkluderats. Man kan betrakta dem som att de skulle ändå ha behövts för att samla in avfallet till någon annan behandling om inte Sävenäs fanns. Tillgången på data för att beräkna utsläppen vid alternativ produktion har varit begränsad.

*Tabell 15. Uppskattade utsläpp av metaller vid alternativ produktion av el och värme i det fall Sävenäsanläggningen inte funnits (beräknat utifrån den hypotetiska ersättningsmixen enligt tabell 14)*

*Table 15. Estimated emissions of metals from alternative production of electricity and heat if no waste incineration was made at Sävenäs (estimated from the hypothetical mix in table 13)*

|                                                                                                                     | Utsläpp till luft (kg/år) |      |      |      |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|------|------|------|
|                                                                                                                     | Pb                        | Cd   | Hg   | Cu   |
| Utsläpp från användning av ersättningsmixens bränslen i Göteborg                                                    | 16,7                      | 0,9  | 3,2  | 15,5 |
| Undvikta utsläpp i det nordiska elsystemet pga att ersättningsmixen ger större elproduktion än Sävenäsanläggningen. | -9,3 <sup>1</sup>         | -0,1 | -0,5 | -9,7 |
| Sammanlagt nettoutsläpp av en alternativ produktion av el och värme om inte Sävenäs fanns                           | 7,4                       | 0,8  | 2,7  | 5,8  |

I tabellen anges utsläpp av bly, kadmium, kvicksilver och koppar. För arsenik saknas jämförelsedata. För organiska toxiska ämnen är utsläppen mycket små såväl från avfallsförbränning som från förbränning för produktion av el och värme med andra bränslen. Emissionen av dioxin från avfallsförbränning är något större från avfallsförbränning än från annan energiproduktion. Ett visst dioxinbidrag kan erhållas från förbränning av biobränsle, men data saknas för jämförelse. Tabell 15 visar vid jämförelse med tabell 7 att för utsläppen till luft av bly, kadmium och kvicksilver har det inte någon större betydelse om nyttheterna el- och fjärrvärmeproduktionen sker genom avfallsförbränning eller på annat sätt. Endast för Cu ger avfallsförbränningen ett betydligt större utsläpp. Nettoeffekten av avfallsförbränningen är därför mycket liten för de flesta studerade ämnena.

Samtidigt innebär som nämnts avfallsförbränningen ett omhändertagande av uppkommet avfall, vilket sannolikt är den största nyttan med behandlingen. I beräkningarna har inte inkluderats några emissioner genom alternativ behandling i det fall Sävenäsanläggningen inte skulle ha funnits.

#### 4.6.2 Alternativ produktion av kompostjord

Även för kompostering har uppskattats vilka mängder av toxiska ämnen som skulle spridas, om mat- och trädgårdsavfallet inte komposterades utan behandlades på något annat sätt. Då skulle också näringsämnen till jord behöva produceras på annat sätt. Enligt Marieholms miljörapport såldes under 2007 10 392 ton gräsmattejord (G-jord), 6 985 ton planteringsjord (P-jord) och 382 ton konstruktionsjord (K-jord). Data på dessa har insamlats inom projekt WR 21 (Profu, publiceras feb. 2010), se tabell 16.

<sup>1</sup> Ett negativt tecken innebär att emissioner undviks.

Tabell 16. Sammansättningen hos G-, P- och K- jord från Marieholm

Table 16. The content of nutrients in G-, P- and K-soil from Marieholm

|                |              | G-jord | P-jord | K-jord |
|----------------|--------------|--------|--------|--------|
|                | ts % av vikt | 78     | 77     | 62     |
| Totalt kväve   | % ts         | 0,31   | 0,34   | 0,7    |
| Ammoniumkväve  | % ts         | 0,03   | 0,04   | 0,1    |
| Nitratkväve    | %ts          | 0,01   | 0,01   | 0,1    |
| Organisk kväve | %ts          | 0,26   | 0,28   | 0,6    |
| Fosfor         | mg P/kg ts   | 1050   | 1000   | 1100,0 |
| Kalium         | mg K/kg ts   | 2200   | 2150   | 2000,0 |

Komposteringen bedöms ersätta produktion, distribution och användning av handelsgödsel. Genom att beräkna sammansättningen i kompostjord i jämförelse med sammansättningen i handelsgödsel, inklusive växttillgängligheten etc. kan man uppskatta den mängd kompostjord som behövs för att ersätta handelsgödsel, och tvärtom. Tabell 17 visar hur stor mängd handelsgödsel (uppdelat på N-, P- och K-gödsel) som ersätts genom användning av kompostjord.

Tabell 17. Den mängd handelsgödsel (uppdelat på N, P och K) som erätts genom användning av den mängd G-, P- och K-jord som producerades i Marieholm 2007)

Table 17. The amount of fertilizer which is compensated by the use of the G-, P- and K-soil produced in Marieholm (separated between N, P and K)

| ton/år            | G-jord | P-jord | K-jord | Totalt |
|-------------------|--------|--------|--------|--------|
| N i handelsgödsel | 9,4    | 6,8    | 0,6    | 17     |
| P i handelsgödsel | 8,5    | 5,4    | 0,3    | 14     |
| K i handelsgödsel | 17,8   | 11,6   | 0,5    | 30     |

Med komposten följer, som framgår av tabell 8, vissa mängder toxiska ämnen. Med handelsgödsel följer också toxiska ämnen fast i andra mängder. Utifrån uppgifterna om hur mycket fosfor som finns i komposten och hur mycket som behöver spridas för att gödselgivan räknat på fosfor ska bli densamma som med handelsgödsel kan man beräkna hur flödet av toxiska ämnen förändras. De mängder kadmium som sprids genom användning av handelsgödsel respektive genom användning av kompost har uppskattats. Såväl handelsgödsel som kompost har beräknats som om de användes på åkermark. I realiteten används komposten snarare i trädgårdsodling. Principen är dock densamma.

*Tabell 18. Uppskattade mängder kadmium som sprids med handelsgödsel. Gödselgivan räknat på fosfor ska bli densamma som med komposten*

*Table 18. Estimated amounts of kadmium spread via fertilizer. The calculation is based on the same amount of phosphorus per ha with fertilizer and with compost*

| Mängder<br>kg/år i | Spridning genom utsläpp från<br>produktion, transp. och distribu-<br>tion av handelsgödsel |             | Spridning till<br>åkermark med<br>handelsgödsel | Totala mängder<br>(till luft + vatten<br>+ mark) som<br>sprids ut med<br>handels-<br>gödselanv.<br>(kg/år) |
|--------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|-------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                    | till luft                                                                                  | till vatten |                                                 |                                                                                                            |
| Cd*                | 0,01                                                                                       | 0,001       | 0,04**                                          | 0,051                                                                                                      |

\* fullständiga uppgifter saknas för övriga ämnen

\*\* baserat på en uppgift om 2,9 mg Cd/P i fosforgödselmedel som genomsnitt i de produkter Yara sätter på den svenska marknaden. Yara står för ca 60 % av mängderna på den svenska marknaden (Frostgard 2010)

Endast för Cd kan spridningen till mark från handelsgödsel uppskattas. Med kompost-jorden sprids ca 0,61 kg/år (se tabell 8) medan spridningen med handelsgödsel endast beräknas uppgå till ca 0,05 kg/år. Nettoeffekten vid användning av kompost blir då en tillförsel på 0,56 kg/år. Här måste man dock notera att resultatet är känsligt för vilken Cd-halt man antar finns i handelsgödsel. Med en drygt tio gånger högre kadmiumhalt i relation till fosformängden kommer spridningen att bli i samma storleksordning. De spridda mängderna är också under de gränsvärden som finns?

#### 4.6.3 Nettoutsläpp från avfallsbehandling

Ett försök har även gjorts att uppskatta avfallsbehandlingens nettoutsläpp av toxiska ämnen. En fullständig uppskattning har endast kunnat göras för kadmium.

*Tabell 19. Utsläpp av metaller vid produktion av el och värme i Göteborg med eller utan Sävenäsanläggningen*

*Table 19. Emissions of metals from production of electricity and heat in Gothenburg with or without the Sävenäs plant*

| Utsläpp till luft genom alternativ produktion av el och fjärrvärme kg/år                                                    | Pb   | Cd   | Hg   | Cu   |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|------|------|------|
| Summa metaller som undviks att släppas (netto) ut genom produktion av el och värme i Sävenäs                                | 7,4  | 0,8  | 2,7  | 5,8  |
| Utsläpp genom spridning av handelsgödsel i stf kompost kg/år                                                                | Pb   | Cd   | Hg   | Cu   |
| Summa metaller som undviks att spridas genom produktion, distribution och användning av kompost i stället för handelsgödsel | i.u. | 0,04 | i.u. | i.u. |
| Summa undvikta utsläpp                                                                                                      | 16,7 | 0,8  | 3,2  | 15,5 |
| Detta kan jämföras med utsläpp till luft och vatten genom förbränning av avfall i Sävenäs                                   | 9,4  | 1,4  | 2,7  | 46   |
| Detta kan jämföras med spridningen via användningen av kompost producerad i Marieholm.                                      | 18   | 0,6  | 0,06 | 61   |
| Summa spridning genom avfallsbehandling                                                                                     | 27   | 2,0  | 2,8  | 110  |

För kadmium är utsläppen via avfallsbehandling i Göteborgsregionen 2 kg/år. Genom avfallsbehandlingen undviks andra utsläpp (el- och värmeproduktion samt tillverkning, distribution och användning av handelsgödsel) på 0,8 kg/år varvid nettoutsläppet uppskattas till med sammanlagt 1,2 kg/år.

Tabellen visar att produktionen av den el- och fjärrvärme som Sävenäsanläggningen producerar görs på ett ur utsläppssynpunkt ungefär likvärdigt sätt antingen den produceras i Sävenäs eller på ett rimligt alternativt sätt. Jämförelsen har dock endast kunnat göras för fyra metaller. För en av dem, koppar, är utsläppen från avfallsförbränningen större än från den alternativa energiproduktionen.

Den huvudsakliga nyttan med avfallsbehandlingen är dock att ta hand om uppkommet avfall. För detta finns knappast något rimligt alternativ än att göra det på ett sätt som står i överensstämmelse med de nationella strategierna och att det görs på ett miljöriktigt sätt.

## 5 Beskrivning och värdering av miljöpåverkan från toxiska ämnen med ett sammanvägt index för toxicitet

### 5.1 Bakgrund

Beskrivning och värdering av toxisk miljöpåverkan är komplicerad genom att den kan ske på så många olika sätt. Olika ämnen ger giftpåverkan på olika organismer i olika slags miljöer, se avsnitt 2 och bilaga 2. Generellt ingår ett stort antal ämnen i kategorin toxiska ämnen; både olika metaller och stabila organiska ämnen. Flyktiga organiska ämnen som släpps ut till luft kan teoretiskt ge höga halter lokalt kring en utsläppskälla. Det är dock ovanligt idag med så stora utsläpp att förhöjda halter uppkommer lokalt. Snarare är det den diffusa spridning över längre tid som ger upphov till risker för hälsa och miljö. När det gäller avfallshantering är det stabila organiska ämnen och metaller som är de viktigaste föroreningarna att studera.

Att beskriva miljöpåverkan från toxiska ämnen är inte enkelt, främst för sådana ämnen som inte ger akuttoxiska effekter, utan för vilka effekten i huvudsak är en följd av en långsam och diffus ackumulering av stabila ämnen. Det finns metoder utvecklade för detta, som används i livscykelanalyser. Ett flertal modeller finns och har använts för att beskriva olika slag av miljöpåverkan bl.a. för avfallshantering. Metodiken har funnits länge och modellerna har gradvis utvecklats och blivit mer sofistikerade. Ett exempel är EDIP-modellen, som har funnit i ett flertal versioner och som nu även utvecklats mot att värderingen ska ske platsspecifikt, se t.ex. rapporter som Hauschildt och Potting (2005) och Potting och Hauschildt (2005).

I den mer platsspecifika versionen ingår faktorer som är viktiga för exponeringen. Då skiljer man på ämnen som släpps ut via olika höga skorstenar, respektive markutsläpp. Genom att även inkludera samband från en modell som beskriver de storskaliga föroreningstransporterna över Europa (GAINS-modellen<sup>2</sup>) har man kunnat visa på skillnader i spridning och därmed värdering av utsläpp beroende på var i Europa utsläpp sker. Man har schabloniserat spridningsbetingelserna, genom att dela upp Europa i fyra typregioner för spridning. Situationen i Västra Götaland beskrivs bäst av data från Nederländerna (Potting och Hauschildt, 2005, och Hauschildt m.fl. 2006). Den platsspecifika EDIP-metoden har vi dock inte tillgång till och det skulle kräva betydande insatser för att testa denna metod. Dessutom har arbetet fokuserats på Västra Götaland och Sverige, vilket innebär ett mindre behov att göra värderingarna för olika geografiska regioner i Europa.

Generellt är dock metodiken för att värdera toxicitet inte lätt applicerbar för toxiska ämnen. De miljösystemanalyser som gjorts hittills har i därför de flesta fall fokuserat på annan miljöpåverkan än toxiska effekter. Ofta har inte ens de toxiska ämnena tagits med i beskrivningen och bedömningen eftersom få data finns tillgängliga om förekomst i olika avfall och i olika miljöer. Detta gäller inte bara avfallshantering utan även analyser av verksamheter som el- och fjärrvärmeproduktion, produkters miljöpåverkan m.m., se t.ex. Sundqvist (1999), Finnveden m.fl. (2001); och Kemikalieinspektionen (2004). Alternativt

---

<sup>2</sup> Modell som används för förhandlingarna om långväga gränsöverskridande luftföroreningar utarbetad av IIASA, se <http://gains.iiasa.ac.at/index.php/home-page/241-on-line-access-to-gains>

har de toxiska ämnena behandlats var för sig eftersom det varit svårt att väga samman effekter av olika ämnen, se t.ex. Bengtson och Paradis (2006) och Sundqvist m.fl. (2002).

En ytterligare komplikation vid tolkning av livscykeldata är också att olika metoder ger olika resultat. För ämnen där kunskapsluckorna är stora kan variationerna bli avsevärda, se t.ex. Sundqvist m.fl. (2002b). Studien visade att för toxiska ämnen förekom betydligt större dataluckor än för övriga emissioner. Dessutom var de toxiska ämnena svårare att aggregera och utvärdera än för andra presenterade miljöpåverkanskategorier. Karaktäriseringsfaktorer finns t.ex. inte för alla de ämnen som är av intresse. En betydande del av osäkerheterna berodde på att man hade tillgång till data över olika ämnen för olika processer. En slutsats som Sundqvist m.fl. kunde dra, trots osäkerheterna i uppskattningarna, var att metaller i rötrest och kompost som återförs till jordbruksmark utgör ett av de viktiga bidragen till miljöpåverkan från avfallshantering.

En belysning av problematiken med att studera de toxiska ämnena med livscykelanalysmetodik och de svårigheter som föreligger när det gäller att göra värderingarna för toxicitet har nyligen gjorts av Finnveden m.fl. (2009). Denna artikel pekar inte bara på avsaknaden av uppgifter om förekomst utan även på att beskrivningen av toxicitet också kompliceras av avsaknaden robusta fysikalisk-kemiska och toxikologiska data för intressanta ämnen.

Det är dock viktigt att inte bortse från de toxiska ämnena vid beskrivningen av miljöpåverkan. Stora mängder kemikalier används i samhället och hamnar förr eller senare i avfallet. Såväl kemikalieanvändningen som avfallsmängderna har ökat under senare år. Det finns sålunda risker för spridning av metaller och stabila organiska ämnen vid behandlingen av avfall. Inte minst är det viktigt att inkludera de toxiska ämnena vid bedömning av olika alternativa behandlingar.

Ett försök har därför gjorts att studera dels hur de befintliga modellerna ORWARE och EDIP97, dels hur den nya modell "USETox" som är under utveckling inom United Nations Environment Program (UNEP) – Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) kan användas i värderingarna. USETox utvecklas genom ett initiativ för att harmonisera karaktäriseringsfaktorer m.m. för att värderingar som görs inom systemanalyser ska baseras på gemensamt grundunderlag (se t.ex. Rosenbaum m.fl., 2008). Bakgrunden till initiativet har varit att harmonisera värderingarna av olika miljöaspekter, något som annars kan skilja sig betydligt mellan olika metoder.

## 5.2 Test av metodik för beskrivning och sammanvägning av toxisk miljöpåverkan

Bland de modeller som testats i arbetet finns ORWARE, EDIP97 och USETox-modellerna. Dessa arbetar med karaktäriseringsfaktorer för en lång rad olika ämnen för humantoxicitet och ekotoxicitet i akvatiska system, sediment och terrestra ekosystem. Listan på ämnen innehåller bl.a. metaller, dioxiner, AOX, fenoler och polycykliska aromatiska kolväten.

### **ORWARE**

I avfallssystemmodellen ORWARE finns insamlat data från olika värderingsmetoder för att väga toxicitet från olika ämnen. Dessa karaktäriseringsfaktorer omfattar dock enbart en

delmängd av de ämnen som studeras här. Dessutom uppvisar de en stor spridning mellan olika värderingsmetoder. Merparten av datainsamlingen i ORWARE rörande toxicitetsvärdering skedde under 1990-talet och början av 2000-talet. Sedan dess har man inom forskarvärlden aktivt arbetat med att minska spridningen i toxicitetsvärderingen inom ramen för arbetet med USETox (se nedan).

Mot bakgrund av ovanstående gjordes bedömningen i projektgruppen att fokus bör läggas på USETox istället för de äldre och inte heltäckande karaktäriseringsfaktorer som finns samlade i ORWARE.

### EDIP97

Även i modellen EDIP97 (Hauschildt och Potting, 2005) saknas karaktäriseringsfaktorer för några av de valda ämnena; ftalaten DEHP och det bromerade flamskyddsmedlet HBCDD. För PCB kan karaktäriseringsfaktorn relateras till dioxin (se bilaga 1) om data finns som WHO-TE eller separat för de olika PCB-kongenerna. Måttet på toxicitet utgörs av den volym luft, vatten och jord som kan förorenas av den emitterade mängden upp till den dos eller nivå som inte bedöms förorsaka effekter under en livstidsexponering. I tabell 20 har sammanställts uppskattade toxicitetsindex för hälsa till följd av luftförorening för de ämnen som varit möjliga att beräkna för utsläppen till luft från behandling av 8 800 ton matavfall (endast förbränning ger utsläpp av de valda ämnena).

*Tabell 20. Uppskattade toxicitetsindex (miljoner m<sup>3</sup> som kan förorenas med emitterade mängden upp till referensdos som inte ger effekter på människors hälsa) genom utsläppen till luft förbränning av matavfall*

*Table 20. Estimated toxicity impact (million m<sup>3</sup> that can be polluted up to a reference no effect level to human health) from emissions to air at combustion of food waste*

| Utsläpp          | sort                | As                   | Cd                  | Hg                  | Pb                  | Dioxin               | SUM |
|------------------|---------------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------|-----|
| Luft Förbränn    | g/år                | 0,33                 | 0,25                | 2                   | 0,068               | 0,013                |     |
| Andel med luft   |                     | 0,68                 | 0,42                | 1                   | 0,95                | 0,93                 |     |
| Karakt fakt      | m <sup>3</sup> /g   | 9,5* 10 <sup>6</sup> | 1,1*10 <sup>8</sup> | 6,7*10 <sup>6</sup> | 1,0*10 <sup>8</sup> | 2,9*10 <sup>10</sup> |     |
| Volym luft       | milj m <sup>3</sup> | 2,1                  | 12                  | 13                  | 6,5                 | 350                  | 380 |
| Andel av tot tox | %                   | 0,56                 | 3,0                 | 3,5                 | 1,7                 | 91                   |     |

De beräkningar som redovisas i tabellen innehåller stora osäkerheter, såväl genom osäkerheterna i emissioner som osäkerheter i karaktäriseringsfaktorer. Tabellen ger en antydning om att den huvudsakliga toxiciteten från behandling av matavfall erhålls genom dioxinemissionen från förbränning av avfallet. Inga luftemissioner uppskattas ske vid kompostering och rötning

I tabell 21 har motsvarande uppskattning gjorts av toxiciteten gentemot markecosystem till följd av utsläpp till mark genom spridning av kompost och rötrest samt genom deposition av utsläpp till luft från förbränning. Båda fallen rör behandlingen av 8 800 ton matavfall per år. Tabellen indikerar att den totala toxiciteten från deposition av luftemitterade föroreningar är ca en tredjedel av den genom spridning av kompost/rötrest. Beroende på stora osäkerheter i underlaget är det sannolikt ingen större skillnad i toxicitet från de olika behandlingsteknikerna. Tabellen antyder dessutom att toxicitetsbidragen är likartade från

arsenik, kvicksilver och dioxin vid spridning av kompost och rötrest och att bidragen från kadmium och bly är något mindre. Tabellen antyder vidare att det blir ett lika stort toxicitetsbidrag till mark för kvicksilver oberoende av vilken avfallsbehandling som sker.

**Tabell 21. Uppskattade toxicitetsindex ( $m^3$  jord som kan förorenas med emitterade mängden upp till referensdos som inte ger effekter på markecosystem) genom utsläppen till luft förbränning av matavfall och genom spridningen med kompost/rötrest**

**Table 21. Estimated toxicity impact ( $m^3$  of soil that can be polluted up to a reference no effect level to terrestrial ecosystems) from emissions to air at combustion of food waste and from emissions via use of compost/anaerobic digestion residue**

| Utsläpp             | sort               | As   | Cd   | Hg  | Pb      | Dioxin | SUM |
|---------------------|--------------------|------|------|-----|---------|--------|-----|
| Luft m förbr t mark | g/år               | 0,22 | 0,11 | 2   | 0,065   | 0,012  |     |
| Karakt fakt         | m <sup>3</sup> /g  | 100  | 4,5  | 81  | 0,0083  | 14000  |     |
| Volym jord          | m <sup>3</sup> /år | 22   | 0,47 | 160 | 0,00054 | 170    | 350 |
| Andel av tot tox    | %                  | 6,3  | 0,13 | 46  | 0,00015 | 48     |     |
| Mark komp+röt*      | g/år               | 1100 | 44   | 30  | 130     | 0,02   |     |
| Karakt fakt         | m <sup>3</sup> /g  | 0,33 | 2,2  | 5,3 | 0,01    | 15000  |     |
| Volym jord          | m <sup>3</sup> /år | 360  | 97   | 160 | 1,3     | 300    | 920 |
| Andel av tot tox    | %                  | 39   | 11   | 17  | 0,14    | 33     |     |

\* För de ämnen som toxiciteten kunnat beräknas blir resultaten desamma för kompostering och rötning

Användningen av modellen i studien begränsades av att det inte var möjligt att studera alla valda ämnen. PCB kunde grovt uppskattas ge ett mindre toxicitetsbidrag till det totala, men för DEHP och HBCDD saknas underlag. Valet av ämnen och de bedömningar som ligger bakom karaktäriseringsfaktorerna blir mycket viktiga för uppskattningarna av den totala toxiciteten och kan därmed ge osäkerheter i värderingarna av vilka behandlingsmetoder som är att föredra. Att toxicitetsbidraget för dioxin vid förbränningen är så viktigt som tabell 20 antyder är delvis förväntat. Dioxin är ett av de giftigaste ämnen vi känner till. Men det är ändå inte självklart att kadmium och kvicksilver utifrån modellresultaten kan bedömas vara mindre viktiga. Att arsenik ger större toxicitet vid spridningen av kompost och rötrest än kadmium är inte helt förväntat, men resultatet beror sannolikt på osäkerheter i ingångsdata och på värderingar som gjorts vad gäller karaktäriseringsfaktorerna. Att genomskåda de bakomliggande aspekter som bidrar till resultatet är i många fall inte enkelt. Detta innebär en viss begränsning i användbarheten av modellerna.

### USETox

USETox-modellen är mer lockande att använda med tanke på att den baseras på ett genomarbetat och kvalitetssäkrat värderingsunderlag från många befintliga modeller. Karaktäriseringsfaktorer har tagits fram för ett stort antal ämnen med toxisk effekt, för att karaktärisera den toxiska effekten såväl av utsläpp till luft och vatten som till mark. Modellen innehåller värderingsparametrar för ett stort antal kemiska ämnen utifrån CAS-nummer.

Rosenbaum et al., (2008) som beskriver modellen konstaterar att den utgör ett användbart verktyg för att uppskatta karaktäriseringsfaktorer för människors hälsa och ekosystem. Modellen i nuvarande skick är dock i huvudsak utformad för att arbeta med icke-polära kemikalier. Detta avspeglas i att data inte finns för metallerna i sig, utan endast för metaller

bundna till större organiska molekyler. Dessutom finns enstaka data för arsenit/arsenat vid utsläpp till luft, sötvatten och jordbruksmark, samt för DEHP. För övriga valda ämnen saknas data. Av tillgängliga data på toxiska ämnens förekomst i avfall och utsläpp är metalldata sannolikt de mest tillförlitliga, men det finns inga uppgifter om den kemiska form de föreligger i; om de är rena metaller, joner, sulfider, eller bundna i större organiska molekyler.

Rosenbaum m.fl. (2008) som deltagit i utvecklingsarbetet och som beskriver metodiken anger att karaktäriseringsfaktorerna måste användas på ett sätt som återspeglar den stora osäkerheten i de olika faktorerna. Detta innebär att bidrag till den totala toxiciteten på 1 %, 5 % eller 90 % är i stort sett lika. I praktiken innebär detta att faktorerna är mest användbara för att identifiera de viktigaste ämnena att ta hänsyn till vid bedömningen av toxiciteten i ett system.

Angreppssättet var att välja ut ett antal ämnen som är av intresse ur avfallssynpunkt och för vilka data förekommer för. Därmed var det inte möjligt att försöka få fram sammanvägda mått på toxicitet med modellen som den är i nuläge. I en andra fas kommer USETox-modellen att vidareutvecklas, med bl.a. fler ämnen (metaller) och ökad kvalitetssäkring.

### ***Resulterande bedömning***

Det visade sig inte vara möjligt att få fram ett samlat ”toxicitetsmått” för de valda toxiska ämnena och med de testade modellerna för de jämförelser som ingick i studien, t.ex. för behandling av matavfall med olika metodik. Testerna har inte bedömts vara användbara eftersom karaktäriseringsfaktorer endast funnits tillgängliga för en del av de valda ämnena. Genom att använda olika metoder erhålls olika resultat, bl.a. beroende på vilka ämnen som kan inkluderas, vilket ger modellanvändaren svårigheter att tolka resultaten. Även om det hade varit möjligt att i ett första steg beskriva toxiciteten med ett sammanvägt index, hade det sannolikt inte varit enkelt att i ett andra steg tolka och värdera resultaten i de olika specifika fallen. Kvarvarande alternativ bedömdes då vara att beskriva och värdera de toxiska ämnenas miljöpåverkan var för sig från flera olika perspektiv, se avsnitt 6.

## 6 Alternativt sätt att beskriva och värdera miljöpåverkan från toxiska ämnen

### 6.1 Aspekter vid värdering av toxiska ämnens miljöpåverkan

En alternativ beskrivning och värdering av miljöpåverkan genom toxiska ämnen har gjorts, innebärande en genomgång av följande aspekter:

- Bidrag till halter av luftföroreningar lokalt i relation till miljö kvalitetsnormer och miljömål (delmål) (avsnitt 6.2.1)
- Bidrag till deposition av luftföroreningar i relation till bakgrundsnedfall (avsnitt 6.2.2)
- Bidrag till föroreningshalter i vatten (avsnitt 6.2.3)
- Bidrag till föroreningshalter i mark genom spridning med produkterna från kompostering och rötning (avsnitt 6.2.4)
- Spridning och nedbrytning av ämnen som tillförs mark (6.2.5)
- Risker för skador på jordlevande organismer (6.2.6)
- Upptag av toxiska ämnen i växter (6.2.7)
- Upptag i näringskedjor och människors exponering för toxiska ämnen (6.2.8)

Utifrån dessa aspekter kan riskerna som är förknippade med spridningen av toxiska ämnen värderas ur ett lokalt perspektiv. Utöver detta görs en värdering av avfallsbehandlings betydelse för miljöpåverkan sett ur ett nationellt perspektiv

Viktiga aspekter i värderingen är både utsläppens storlek och den lokala miljös känslighet och belastning.

#### ***Utsläppens storlek***

Utsläppens storlek behöver dessutom ställas i relation till andra källor för spridning av toxiska ämnen. Allvaret i den miljöpåverkan som uppkommer på en specifik plats beror inte bara på en enskild källas bidrag utan på den samlade belastningen från alla källor. Bidraget från en enskilda källa kan vara betydande eller marginellt i relation till den totala belastningen. För miljöpåverkan genom förorening, övergödning och bildning av marknära ozon bidrar källor utanför Sverige med huvuddelen (ca 90 %) av den totala belastningen (Gauss, m.fl. 2008). I tätortsluft ger trafiken ett stort bidrag till de lokala halterna av både partiklar och kvävedioxid. En bidragande orsak är den låga utsläppshöjden. Utsläpp av kväveoxider från en punktkälla hinner spädas betydligt innan rökgaspolymeren når marknivå. En lokal punktkälla ger för vissa ämnen oftast ett mycket litet bidrag på marginalen till förekommande haltnivåer i relation till trafiken och till långdistanstransporten.

#### ***Den lokala miljön – känslighet och belastning***

En faktor som är viktig för värderingen av ett utsläpp är i vilken miljö utsläppet sker. Det finns en lokal aspekt, där vissa områden är ”känsligare” för utsläpp än andra. Miljöpåverkan beror ju både av lokal föroreningsbelastning och av lokal känslighet. Bland faktorer som påverkar känsligheten hos ekosystem är förekomst av känsliga organismer i området och olika ekosystemegenskaper. För förorening är till exempel den lokala vittringsförmågan i mark en avgörande faktor för hur stort nedfall marken förmår att motverka. Sådana

faktorer kan variera stort även på mycket lokal skala. Även lokala spridningsförhållanden och nederbörds mängder bidrar till olika påverkan av samma utsläppsmängder. För toxicitet kan den lokala känsligheten bestå av t.ex. skyddsvärd natur.

## 6.2 Lokal miljöpåverkan från toxiska ämnen vid avfallsbehandling

### 6.2.1 Bidrag till lokala luftföroreningshalter

Spridningen av emitterade ämnen vid förbränning sker till förbränningsanläggningarnas närområde, inom några km upp till 10 km avstånd. Genom att spridningen till luft sker genom höga skorstenar, kommer plymen att spädas ut innan plymen når mark och deponering sker. Beräkningar har gjorts för att kvantifiera haltbidrag från förbränningsanläggningar vid tillståndsärenden för att avgöra dels vilka lokala haltbidrag som erhålls, dels hur stora dessa är i relation till miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft.

Beräknade halter har genomgående varit mycket låga, vid ett utsläpp av 1 kg/år har haltbidragen i maxpunkten beräknats vara betydligt under 1 ng/m<sup>3</sup> (beräkningar SMHI för Sundsvall Energi år 2002). För arsenik, kadmium och bly finns normer som anger att årsmedelvärdena av respektive ämne inte bör överskrida 5 ng/m<sup>3</sup>, 6 ng/m<sup>3</sup> och 500 ng/m<sup>3</sup>. Moderna förbränningsanläggningar för avfall innebär inte några risker för att miljö kvalitetsnormer ska överskridas.

*Tabell 22. Grovt uppskattade haltbidrag för As, Cd och Pb för en anläggning av Sävenäs storlek. Uppskattat utifrån en beräkning gjord av SMHI för Sundsvall Energi, 2002*

*Table 22. Estimates of air concentrations of As, Cd and Pb from an incineration plant of the size of Sävenäs made from a calculation by SMHI for Sundsvall Energi 2002*

| Halter som årsmedelvärden<br>ng/m <sup>3</sup> | As   | Cd   | Pb  |
|------------------------------------------------|------|------|-----|
| Antagen emission kg/år                         | 1,3  | 0,6  | 50  |
| Grovt uppskattad maxhalt kring<br>förbränning  | ≤1,3 | ≤0,6 | ≤50 |
| Miljö kvalitetsnorm                            | 5    | 6    | 500 |

Tabellen visar att haltbidraget för arsenik, kadmium och bly från en förbränningsanläggning av Sävenäs storlek i det mest påverkade området, blir betydligt lägre än fastställda miljö kvalitetsnormer. Normerna är fastställda med tanke på att skydda hälsan och att ge en exponering via luften som inte innebär direkta risker. Dessa normer är ”bör”-normer, d.v.s. de visar en strävan att inte överskridas dessa. Många andra miljö kvalitetsnormer är ”skall”-normer, som inte får överskridas.

Den värdering som kan göras av resultaten i tabellen är att utsläppen till luft inte innebär några betydande risker för människors hälsa genom inandning av metallhalter i luft. För de organiska ämnena finns inga miljö kvalitetsnormer fastställda, främst av det skälet att det inte är deras förekomst i luften som är viktig ur miljö- och hälsosynpunkt.

Mer information om miljö kvalitetsnormer finns på

***Miljö kvalitetsnormer vatten***

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/Miljokvalitetsnormer/Miljokvalitetsnormer--utveckling-av-nya/Miljokvalitetsnormer-for-vatten/>

***Miljö kvalitetsnormer för fisk och musselvatten***

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/Miljokvalitetsnormer/Miljokvalitetsnormer--nuvarande/Miljokvalitetsnormer-for-fisk--och-musselvatten/>

***Miljö kvalitetsnormer för utomhusluft***

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/Miljokvalitetsnormer/Miljokvalitetsnormer--nuvarande/Miljokvalitetsnormer-for-utomhusluft/>

### 6.2.2 Bidrag till deposition av luftföroreningar

Den spridning som sker av toxiska ämnen till yttre miljö genom avfallsbehandling kommer att leda till ett ytterligare tillskott till befintliga nivåer av stabila ämnen i miljön. Samtidigt utgör en del av de emitterade ämnena en viss ”rundgång” genom att de i viss utsträckning förekommer som en förorening i det avfall som behandlas. Denna aspekt värderas inte i det fortsatta arbetet, men den generella kontamineringen av miljön är en viktig fråga totalt sett när det gäller toxiska ämnen och åtgärder mot vidare spridning.

Spridningen till mark kan ske antingen genom deposition från atmosfären eller via utspridning av jordförbättringsmedel. Effekter vad gäller den vidare spridningen uppskattas bli desamma. Eventuella skillnader i biologisk tillgänglighet har inte bedömts eftersom uppgifter saknas.

Depositionen från atmosfären kommer att ge ett tillskott lokalt till befintlig förekomst även om detta bidrag till den totala föroreningsbelastningen kommer att vara litet. Beräkningar av nedfallet kring avfallsförbränningsanläggningar har gjorts i samband med tillståndsärenden för förbränningsanläggningar. I ett fall innebar ett utsläpp av 1 kg/år ett lokalt depositionsbidrag i närområdet som uppgick till 4 µg/m<sup>2</sup> och år (gäller endast de partikelbundna ämnena, ej Hg, beräkningar SMHI för Sundsvall Energi år 2002). Samma storleksordning 1-10 µg/m<sup>2</sup> kan förväntas från flertalet anläggningar, även om variationer föreligger mellan anläggningar och mellan geografiska orter, bl.a. beroende på väderförhållanden och topografi. Nivån kan jämföras med bakgrundsdepositionen. Bakgrundsdepositionen är den deposition som mäts upp i områden som inte har några lokala källor och där deposition i betydande utsträckning härrör från lågdistanstransport. Mätningar görs på ett fåtal stationer över landet inom den nationella miljöövervakningen för vissa metaller och vissa organiska toxiska ämnen. Enligt datavärden för luftdata ([www.ivl.se](http://www.ivl.se) miljödata) uppgick den i Västra Götaland (mätstation Gårdsjön) till:

**Tabell 23. Uppskattade depositionsbidrag för metaller och PCB för en anläggning av Sävenäs storlek, i relation till regionala bakgrundsdepositionen i Västra Götaland (nationella miljöövervakningsdata)**

**Table 23. Estimated deposition for metals and PCB for a plant of the size of Sävenäs in relation to the regional background deposition (national environmental monitoring)**

| $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ år}$                         | As   | Cd  | Cu     | Hg     | Pb    | PCB* |
|-------------------------------------------------------------|------|-----|--------|--------|-------|------|
| Antagen emission kg/år                                      | 1,3  | 0,6 | 39     | 2,7    | 8,9   | ca 0 |
| Grovt uppskattat depositionsbidrag $\mu\text{g}/\text{m}^2$ | ca 5 | 2-3 | ca 150 | i.u.** | 30-40 | ca 0 |
| Bakgrundsdeposition $\mu\text{g}/\text{m}^2$                | 100  | 40  | 800    | 6-7    | 1000  | 2    |

\*sum 7, se sid 9 under tabell 1

\*\*deponeras i huvudsak ej med partiklar

Depositionen från atmosfären till närområdet från avfallsförbränning kommer sålunda att ge ett tillskott inom de närmste få kilometrarna som är i storleksordningen 5-20 % av bidraget från bakgrundsdepositionen.

Värderingen som görs är att den atmosfäriska depositionen innebär ett ofrånkomligt tillskott, men det finns andra källor som är viktigare. För Göteborgsregionen finns inga karteringar av vad andra utsläpp av metaller och stabila organiska ämnen innebär för depositionsnivåerna.

### 6.2.3 Bidrag till föroreningshalter i vatten

I studien har utsläppen av toxiska ämnen till vatten från avfallsbehandling endast uppskattats för avfallsförbränning. Dessa utsläpp är små. Även lakvattenutsläppen från deponering av flygaska bedöms utifrån tillgängliga mätdata att vara små.

För kompostering och rötning kommer utsläppen som sker med lakvatten och annat att föras till rening och beräknas vara små även de. Någon kvantifiering har dock inte kunnat göras. Mängderna ingår dock i den mängd som uppskattats spridas med kompost respektive rötrest.

Underlag för att göra en värdering av de lokala riskerna med avfallsbehandlingens utsläpp till vatten saknas sålunda, men bedömningen är att de mängder som sprids med vatten är små och riskerna för akuta effekter är mycket marginella.

### 6.2.4 Bidrag till föroreningshalter i mark genom spridning av kompost och rötrest

Vid kompostering och rötning kommer metallerna i huvudsak att följa med kompost och rötrest och spridas till den yttre miljön vid användning av produkterna. Genom att kompostering och rötning inte innebär någon avskiljning av metaller, kommer huvuddelen av dessa att spridas till yttre miljö. Detsamma gäller några av de mest stabila organiska

ämnena i matavfallet. För de studerade ämnena uppskattas inga betydande skillnader föreligga mellan utsläppta mängder spårämnen totalt sett mellan kompostering och rötning. Däremot kan skillnader föreligga i kemisk förekomstform och halter i relation till näringsämnena mellan de olika produkterna, vilket skulle kunna innebära olika risker ur effektsynpunkt. Detta har saknas dock ingen kunskap om.

För biogödsel och kompost finns ett särskilt certifieringssystem som sätter ramar för den vidare användningen. Detta bör säkerställa att utspridningen av produkterna sker kontrollerat.

När det gäller alla uppskattningar som gjorts av spridning till yttre miljö främst av toxiska organiska ämnen från avfallsbehandling måste man hålla i minnet att det förekommer osäkerheter rörande innehåll i ingående avfall och utgående produkter. Generellt gäller att de mest stabila ämnena sannolikt till dominerande del passerar genom processen och går ut med produkten. De mest lättnedbrytbara kommer att brytas ner helt. Sådana ämnen innebär inget problem i den fortsatta användningen av produkterna. För mer måttligt stabila förekommer osäkerheter om vad som händer. Ett exempel utgörs av ftalaten DEHP, vilken liksom flera andra måttligt stabila ämnen, som utifrån fåtaliga data i litteraturen om nedbrytningen vid biologisk behandling, bedöms brytas ner något mer effektivt vid kompostering (i huvudsak under syretillförsel) än vid den anaeroba rötningen, men som analyserats i såväl kompost som rötrest.

Mängden kompost eller rötrest som sprids till åkermark beror av vilken gröda som ska växa på marken och dess behov av näringsämnena. Det finns dock regler för vilka maximala mängder av spårämnen som får tillsättas till marken (se t.ex. Sundqvist m.fl., 2002). I Naturvårdsverket (2002) anges att den genomsnittliga fosfortillförseln till svensk åkermark 1999 var 17 kg P/ha, varav 6 kg P/ha med handelsgödsel. Kompostprodukten från Marieholm innehåller 0,8 kg P per ton produkt. Om i första hand fosfortillförsel med handelsgödsel ersätts motsvarar detta en tillförsel av 7,5 ton kompost per ha. Totala kompostproduktionen i Marieholm räcker då till nästan 2400 ha. Mängden toxiska ämnen som då skulle spridas till åkermark framgår av tabell 24.

Tillförseln av metaller och PCB till åkermark enligt tabell 24 är en faktor 2-3 gånger högre än bakgrundsdepositionen. För kadmium ger den årliga spridningen en tillförsel som är ca 60 % av bakgrundsdepositionen. Att spridningen av toxiska ämnen via kompost och rötrest är ett av de viktigaste bidragen till miljöpåverkan från avfallsbehandling var också en slutsats bl.a. av Sundqvist m.fl. (2002b). Spridningen ligger dock under maximalt tillåtna nivåer för tillförsel till åkermark, se tabell 25. Om motsvarande spridning hade skett med handelsgödsel hade tillförseln av kadmium varit ungefär densamma. För övriga metaller saknas data.

*Tabell 24. Spridningen av toxiska ämnen med kompost från Marieholm i relation till bakgrundsnedfallet från luft (Västra Götaland). Osäkerhetsintervallet för organiska ämnen inkluderar både haltvariationer och osäkerheter i nedbrytning*

*Table 24. Emission of toxic substances with compost from Marieholm in relation to the regional background deposition. The interval of uncertainties include variations in concentrations and degradation*

|                                                         | As    | Cd    | Cu    | Hg    | Pb    | PCB      | dioxin                        | DEHP     | HBCD       |
|---------------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|-------------------------------|----------|------------|
|                                                         | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år    | kg/år                         | kg/år    | kg/år      |
| Mängd i totalt producerad kompost kg/år                 | 6,1   | 0,61  | 61    | 0,06  | 18    | 0,02-0,4 | (15-150)<br>*10 <sup>-6</sup> | 2-62     | 0,001-0,03 |
| Motsvarar tillförsel till mark µg/m <sup>2</sup> och år | 260   | 26    | 2600  | 2,5   | 800   | 0,7-14   | (0,6-6)<br>*10 <sup>-3</sup>  | 110-2200 | 0,05-1     |
| Bakgrunds deposition µg/m <sup>2</sup> och år           | 100   | 40    | 800   | 7     | 1000  | 2        | i.u.                          | i.u.     | i.u.       |
| Kvot = tillförsel till mark /bakgr deposition           | 2,6   | 0,64  | 3,2   | 1,5   | 2,6   | 1,9      | -                             | -        | -          |

*Tabell 25. Spridningen av metaller till åkermark vid användning av kompost respektive handelsgödsel i jämförelse med maximalt tillåten årlig tillförsel av metaller till åkermark (Sundqvist m.fl., 2002)*

*Table 25. Emission of metals to soil when using compost or fertilizer in relation to max allowed annual input to arable land (Sundqvist m.fl., 2002)*

|                                                                     | Fosfor (P) | Pb   | Cd    | Hg    | Cu  |
|---------------------------------------------------------------------|------------|------|-------|-------|-----|
| Max tillåten tillförsel till åkermark mg/m <sup>2</sup> år          | 2200       | 12,5 | 0,075 | 0,15  | 30  |
| Tillförsel om spridning sker genom kompost mg/m <sup>2</sup> år     | 600        | 2,8  | 0,026 | 0,010 | 2,6 |
| Tillförsel om spridning sker med handelsgödsel mg/m <sup>2</sup> år | 600        | -    | 0,021 | -     | -   |
| Spridning med bakgrundsnedfall                                      | -          | 1    | 0,04  | 0,007 | 0,8 |

### 6.2.5 Vad händer med ämnena som tillförs mark

Generellt gäller att toxiska ämnen som emitteras till luft når mark eller vatten med atmosfärsdeposition. Toxiska ämnen som sprids med jordförbättringsmedel hamnar initialt i jorden. När de toxiska ämnena väl kommit ut i miljön, kommer de att spridas vidare på olika sätt och det slutliga "ödet" avgörs av ämnenas fysikalisk-kemiska och biologiska egenskaper. På sin väg genom ekosystemen kommer de att kunna tas upp av växter och att kunna ge upphov till att såväl människor som djur exponeras.

För ämnen som tillförs mark finns ett antal spridningsvägar. De kan ledas bort med avrinnande vatten från ytlig nivå till sjöar och vattendrag, transport till djupare markskikt och slutligen till grundvattnet. Alternativt kan de bindas in i marken på olika sätt. Upptag kan ske i växter och ämnena kan föras vidare in i näringskedjor.

### ***Metaller och grundämnen***

Metaller är grundämnen och dessa bryts inte ned utan omfördelas i olika medier. Metallers effekt på människor och djur styrs i betydande utsträckning av biotillgängligheten. För att metallerna ska ge effekter krävs att de finns i en vattenlöslig form eller är organiskt bundna. För upptag ur mark in i växter krävs att metallerna är i vattenlöslig form. Metaller kan även anrikas i näringskedjorna. Ett exempel är metylkvicksilver som anrikas i fisk. Slutligen kommer metallerna alltmer att återfinnas som svårslösliga spårämnen i anaeroba sediment (till exempel kvicksilversulfid, kadmiumsulfid, etc.). Där kommer de att vara relativt hårt bundna. Men förändrade omgivningsförhållanden kan innebära att de åter frigörs.

### ***Dioxiner***

För dioxiner sker en mycket långsam nedbrytning i mark och sediment. Ämnena har låg flyktighet och återemitteras därför inte till luft. Genom att föreningarna är hydrofoba (inte vattenlösliga), har de en låg rörlighet i mark (Pettersson, 1990). De är fettlösliga och kommer i hög utsträckning att anrikas i näringskedjor. Det slutliga ödet för dioxiner är nedbrytning till grundämnena kol, klor, väte och syre.

### ***PCB***

PCB-er bryts ner långsamt till måttligt (Pettersson, 1990). Liksom dioxinerna är PCB-erna svårflyktiga och har låg rörlighet i mark. Den främsta risken bedöms vara deras förmåga att bioackumuleras.

### ***HBCDD***

För bromerade flamskyddsmedel har inte påträffats några data om slutligt öde i miljön. HBCDD är inte ett "lätt nedbrytbart" ämne och bör enligt Sveriges preliminära bedömning klassas som ett PBT-ämne (persistent, bioackumulerbart och toxiskt). De bromerade flamskyddsmedlen liknar PCB, både med avseende på upptag, effekter, och struktur och de antas ha liknade egenskaper vad gäller nedbrytbarhet och bioackumulerbarhet, se t.ex. (<http://www.wwf.se/v/kemikalier/1128791-kemikalietest-vilka-kemikalier>).

### ***DEHP***

Ftalaten DEHP bedöms vara den mest stabila ftalat av de som påträffas i miljön idag. I miljön återfinns DEHP oftast i jord, om den släppts ut via luft eller till mark. Om den släppts ut till vatten kunde den huvudsakligen återfinnas i sediment. Livslängden har i en studie uppskattats till 100-300 dagar (Palm Cousines m.fl., 2007). Den återfinns ofta i högst halt av analyserade ftalaterna i avfall (RVF 2005a). DEHP som finns kvar i kompost eller

biogödsel är svårslösligt. Eftersom den är en stor molekyl tas den inte upp av växter i någon större utsträckning (Pettersson, 1990). Relativt snabb nedbrytning, jämfört med dioxin och PCB, bedöms ske i mark (Pettersson, 1990).

#### **6.2.6 Risker med organiska ämnen för jordlevande organismer**

En rad studier som redovisas i RVF (2005a) leder till slutsatserna att organiska ämnen sannolikt inte har någon effekt på organismer i jord. Innehållet av pesticider i kompost och biogödsel är lägre än vad som kan förväntas i brukad jord och det anses mycket osannolikt att haltnivåerna kommer att ha någon som helst effekt på jordlevande organismer.

#### **6.2.7 Upptag i växter**

Det vidare ödet för toxiska ämnen som deponerats från luften eller spridits ut via användning av jordförbättringsmedel har studerats i många arbeten. Växt Eko (1990) redovisar hur metaller och toxiska ämnen tas upp i växter. Ett examensarbete vid Umeå Universitet (Gruffman Rönnlund 2003) redovisar i underlaget för sin bedömning (som gäller spridningen av slam) att metaller som tillförs marken i stor utsträckning blir kvar, om de inte lakas ut t.ex. av sur nederbörd och leds bort med avrinnande markvatten eller tas upp av växter.

Upptaget i växten begränsas dock genom att ämnena adsorberas till markpartiklar och genom att biologiska och kemiska omsättningar påverkar upptaget. Om man jämför halterna i jord och växter för metaller som bly och krom, så kan de vara hundratals gånger högre i jorden än i de växter som finns där. Undantaget utgörs av den lättlösliga metallen kadmium.

Organiska svårnedbrytbara ämnen som tillförs jordbruksmark binds oftast hårt i marken och i huvudsak blir de kvar tills de bryts ner. Detta kan ta tid, från några dagar till upp emot 10-15 år för de mest svårslösliga. Ämnena är hydrofoba, d.v.s. de är inte vattenlösliga, och molekylerna är stora. Därigenom motverkas upptag i växter. I några fall sker upptag genom att de löses i tillgängliga fetter. Grönsaker som morötter och andra rotsaker har fettlösliga skal och kan därigenom ta upp organiska molekyler.

För de flesta ämnen som tillförs till marken fungerar sålunda mark och växtsystemet i många fall som en effektiv barriär. Det finns även hinder för transport både till och genom växten, som begränsar de mängder som kan tas upp i växtens ätliga delar. Även marklevande organismer är ofta skyddade mot effekter av dessa ämnen av olika hinder.

Riskerna som föreligger bestäms av om barriärerna under vissa omständigheter och för vissa ämnen inte är tillräckligt effektiva. Som nämnts är det av de valda ämnena främst för kadmium, som risker bedöms föreligga. Då handlar det i första hand om risker för människor och djur. En stor del av kadmiumintaget i födan går via växterna. Kadmiums löslighet och därigenom upptag i växter, är större än för många andra metaller. Marken och växterna skadas först vid mycket högre halter, än de som räknas som kritiska för att människan ska skadas.

### 6.2.8 Upptag i näringskedjor och människors exponering

De metaller och de organiska miljögifter som kommit ut i luft, mark och vatten kommer att kunna tas upp av organismer i mark och vatten för att anrikas allt mer ju högre upp i näringskedjan ämnena kommer. Förhöjda halter i näringskedjorna utgör ett varningstecken, även om inte några synbara effekter kan förknippas med dem. Det kan också vara så att effekter som observeras kan misstänkas höra ihop med förekommande förhöjda halter, även om det inte alltid är lätt att härleda sambanden.

Metaller som emitteras till yttre miljö, kommer mer eller mindre effektivt kunna komma in i djur och människor via inandning, dricksvatten eller föda. Människans exponering för stabila organiska ämnen anses huvudsakligen ske genom födan. Detsamma gäller delvis för metaller. Kadmium en metall som effektivare än andra tas upp via växter och intas via föda. Exponering kan även ske via jord, till exempel genom att barn sätter i sig jord (med innehåll av miljögifter).

Exponeringen och effekten i kroppen är olika för olika ämnen. Koppar är en essentiell metall som människor och djur behöver i vissa mängder för att livsviktiga enzymatiska processer i kroppen ska fungera. Flera metaller är giftiga i relativt låga halter; kadmium, bly, kvicksilver och arsenik.

Kvicksilver omvandlas i yttre miljö, med hjälp av bakterier i mark, till metylkvicksilver. Denna förening kan anrikas i näringskedjorna. Särskilt återfinns metylkvicksilvret i fettvävnad. De metylkvicksilverhalter som förekommer i sötvattenfisk gör att restriktioner ställs på människors konsumtion av fisken. Kvicksilver anses idag dock vara ett ämne vars förekomst inte i någon betydande utsträckning påverkas genom lokala utsläpp och lokala åtgärder. Kvicksilver har en lång uppehållstid i atmosfären och sprids över långa avstånd, upp till hemisfärisk skala (över norra halvklotet). Se t.ex. Kemi (2009).

Toxiska organiska ämnen kommer genom att de är fettlösliga inte i så hög grad att spridas via mark och vatten utan snarare via näringskedjorna. Avfallet är dock endast en av de spridningsvägar som finns för toxiska ämnen till miljön. Utsläpp till luft och vatten sker vid tillverkning av varor, i samband med transporter, energiproduktion, jordbruk och andra verksamheter i samhället. Arbetsmiljö är eller har varit en väg för exponering av människor när det gäller ämnen som ftalater och bromerade flamskyddsmedel.

Toxiska ämnen i varor kan också spridas under användningsfasen till människa och miljö. Det gäller bland annat ämnen som är löst inbundna i ett material, till exempel ligger löst inne i en organisk matris, ofta en polymerstruktur. Så är fallet med mjukgörare som ftalater, och med flamskyddsmedel. Drivkraften för utsläppet är diffusion. Kemikalien strävar efter att fördelas jämnt i materialet. Då avdunstning sker vid materialytan sker en transport mot ytan från inre delar av materialet. Bland annat sker förändringar i plasten när den åldras, under solljusets inverkan och vid temperaturförändringar som gör att ytskiktet förändras, vilket kan underrätta spridandet till omgivningen (Kemi 2004).

Ämnen som är starkt bundna kemiskt till materialet kommer inte att spridas förrän i samband med att varan blir avfall (Kemi, 2004). Diffusion kan också ske från ett material till ett annat. PCB i fogmassor har visat sig kunna vandra in i betong och andra material och därmed förorena dessa. Kemikalier kan även vandra från förpackningsmaterial in i livsmedel.

Människor kan sålunda exponeras för ftalater och flamskyddsmedel vid användande av plaster, kläder, skor samt arbetsredskap inklusive datorer, i minst lika hög grad som då dessa ämnen sprids i samband med avfallshantering. För detta finns begränsat med material, som möjliggör effektstudier.

Värderingen som görs i flera studier är att förekomsten av organiska miljögifter i kompost inte bör innebära några akuta risker (se t.ex. Lystad och Vethe, 2002). Även i rapport RVF (2005a) drogs slutsatsen att eftersom de toxiska ämnena i matavfallet återfinns i hushållet så kan man anta att den största exponeringen inte sker till följd av spridningen genom kompost och rötrest, utan genom födointag och produktanvändning. Användning av kompost och rötrest bedöms inte innebära några akuta risker för effekter på människor. Risker på längre sikt värderas nedan.

#### **6.2.9 Värdering av risker till följd av ökad tillförsel av toxiska ämnen till mark**

Användningen av kompost och rötrest som jordförbättringsmedel innebär en tillförsel av toxiska ämnen till mark. Det samma gäller utsläpp från avfallsförbränning. Från uppskattningarna ovan kan spridningen kvantifieras och ställas i relation till förhållandena i miljön. Det gäller dock endast för de valda ämnena och för vilka jämförelsedata i form av uppmätt bakgrundsdeposition och gränsvärden finns att tillgå:

- Haltnivåerna i de produkter som tillförs till mark begränsas av de gränsvärden som fastställts. Enligt uppskattningarna innebär tillförsel ett tillskott på toxiska ämnen som är en faktor 3-4 högre än bakgrundsdepositionen, men betydligt lägre än fastställda maxgränser för t.ex. metalltillförsel (avsnitt 6.2.1).
- Depositionen från atmosfären är oftast relativt begränsad och utgör enligt uppskattningarna ovan i storleksordningen 5 – 20 % av den bakgrundsdeposition som förekommer i Västra Götaland (avsnitt 6.2.2).
- Upptaget i växter är för flera av de studerade ämnena begränsat. Stark bindning till det organiska materialet anges dock göra tillgängligheten liten. Värderingen som görs i flera studier är att förekomsten av organiska miljögifter i kompost och biogödsel inte innebär några risker för effekter på människan. Eftersom de toxiska ämnena i matavfallet återfinns i hushållet antas att den största exponeringen inte sker till följd av spridningen genom kompost och rötrest utan genom hantering i hushållet. (avsnitt 6.2.4-6.2.8)
- Den viktiga effekten i miljön när det gäller de valda ämnena är inte akuta risker för människors hälsa eller för miljön, utan den stora risken är uppbyggnaden av höga halter och risken för bioackumulering. I nuläget förväntas inga akuta risker vare sig för människor och ekosystem kring förbränningsanläggningar eller för markorganismer och miljö i områden där produkterna sprids. (avsnitt 6.2.4-6.2.8). Riskerna är huvudsakligen förknippade med att mängderna som sprids ut till miljön ökar (om än i mycket liten utsträckning) och de tillsammans med befintlig belastning av metaller och stabila toxiska ämnen kan ge upphov till ytterligare anrikning i miljön.

- Slutsatser som kan dras är också att någon sammanvägning av toxicitets-egenskaperna för alla de studerade nio ämnena inte var möjlig med de modeller som använts. Tillförseln till miljön kvantifierades därför för varje enskilt ämne för sig.

En första värdering av olika behandlingars och olika avfalls bidrag till spridningen av toxiska ämnen och förknippade risker är sålunda att toxiciteten kan kvantifieras med utgående mängder av olika studerade ämnen, i ett första steg oberoende av hur utsläppet sker, via luft, vatten eller genom spridning på mark.

### 6.3 Förslag till metodik för värdering av toxisk miljöpåverkan från avfallsbehandling

För att beskriva den toxiska miljöpåverkan som avfallsbehandlingen ger upphov till har testats möjligheten att ta fram ett sammanvägt index. Något index som kunde inkludera alla de valda ämnena var som framgår av kap 5.2 inte möjligt att få fram. I kapitel 6.2 har beskrivits de miljöaspekter som är viktiga när det gäller de toxiska ämnena. Underlaget är tänkt att kunna användas som bakgrund för en alternativ, kompletterande beskrivning av miljöpåverkan från spridning av toxiska ämnen vid avfallsbehandling. Måttet på toxicitet föreslås utgöras av de sammanlagda mängderna som sprids ut till luft, vatten och mark av olika toxiska ämnen. Argumenten för detta är att inga akuta risker kan förväntas av utsläppen från avfallsbehandling utan att riskerna i stort sett endast är förknippade med en viss men liten tillförsel av stabila ämnen till befintliga nivåer i miljön.

I tabell 26 har gjorts en jämförelse för behandling av matavfall med tre olika metoder. Beräkningarna är hypotetiska utifrån antaganden i kapitel 4.5 med syfte att visa på hur toxiciteten kan beskrivas alternativt.

*Tabell 26. Jämförelse mellan uppskattad spridning av toxiska ämnen från förbränning,, kompostering och rötning (fr. tabell 13) av 8800 ton matavfall per år*

*Table 26. Comparison between emissions of toxic substances from incineration, composting and anaerobic digestion of 8800 tons per year of food waste*

| Spridning till miljön<br>kg/år | As                    | Cd                    | Cu   | Hg                 | Pb                     | PCB         | dioxin                         | DEH<br>P | HBCD<br>D    |
|--------------------------------|-----------------------|-----------------------|------|--------------------|------------------------|-------------|--------------------------------|----------|--------------|
| <b>FÖRBRÄNNING</b>             |                       |                       |      |                    |                        |             |                                |          |              |
| Utgående med luft och vatten*  | 0,33*10 <sup>-3</sup> | 0,25*10 <sup>-3</sup> | i.u. | 2*10 <sup>-3</sup> | 0,068*10 <sup>-3</sup> | 0           | 0,013*10 <sup>-3</sup>         | 0        | 0            |
| <b>KOMPOSTERING</b>            |                       |                       |      |                    |                        |             |                                |          |              |
| Ut med produkt                 | 1,1                   | 0,044                 | i.u. | 0,03               | 0,13                   | 0,044-0,088 | (0,004-0,044)*10 <sup>-3</sup> | 12-30    | 0,0066-0,013 |
| <b>RÖTNING</b>                 |                       |                       |      |                    |                        |             |                                |          |              |
| Ut med produkt                 | 1,1                   | 0,044                 | i.u. | 0,03               | 0,13                   | 0,044-0,088 | (0,004-0,044)*10 <sup>-3</sup> | 18-30    | 0,0066-0,013 |

\*exklusive emission med lakvatten från deponi

Jämförelsen mellan användning av olika behandling av matavfall (från tabell 13) visar att för förbränningen ger den absolut minsta spridningen av toxiska ämnen. För dioxin-

spridning är skillnaden liten mellan metoderna. Kompostering och rötning är relativt likvärdiga med de nedbrytningsgrader antagits gälla. Det finns uppgifter på att komposteringen skulle vara effektivare för nedbrytningen av stabila organiska ämnen. Detta behöver dock bekräftas av ytterligare data.

Emitterade mängder kan sedan jämföras med mängder från andra källor och andra verksamheter och ställas i relation till totala utsläpp regionalt och nationellt, se nedan.

## 6.4 Värdering av avfallsbehandlingsens utsläpp av toxiska ämnen sett ur ett nationellt perspektiv

### 6.4.1 Behandling av det totala hushålls och verksamhetsavfallet i Sverige

Utsläppen och spridningen på annat sätt av toxiska ämnen har redovisats i avsnitt 4.1-4.2 för avfallsbehandlingen i Göteborgsregionen genom förbränning och kompostering. En uppskattning har också gjorts av totala utsläppen från avfallsbehandling i Sverige. Uppskattningen har gjorts genom en enkel proportionering av det totala svenska avfallet till förbränning respektive kompostering. Avsikten är att jämföra avfallsbehandlingen med annan verksamhet i samhället, som också ger upphov till spridning av toxiska ämnen.

#### *Förbränning*

I Sävenäs förbrändes under 2007 drygt 444 000 ton avfall. I Sverige som helhet förbrändes samma år enligt Avfall Sverige (2008) ca 4,47 Mt avfall totalt. Om allt detta avfall skulle ha samma sammansättning som det vid Sävenäs och förbränningen skulle ske med motsvarande effektivitet och rening, skulle också utsläppen till luft och vatten vara ungefär en faktor 10 större, se tabell 27.

*Tabell 27. Uppskattade flöden ut från avfallsförbränning i Göteborgsregionen (Sävenäs) samt i landet totalt under antagande att allt hushålls- och brännbart verksamhetsavfall skulle förbrännas på samma sätt och ha samma sammansättning.*

*Tabel 27. Estimted emissions from waste incineration in Gothenburg (Sävenäs) and in Sweden under the assumption that all combustible waste is incinerated in a plant with the same efficiency and emissions and under the condition that the toxic content in waste is the same.*

| Utgående med                          | As    | Cd    | Cu    | Hg    | Pb    | dioxin | PCB   | HBCDD | DEHP  |
|---------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
| luft                                  | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | mg/år  | kg/år | kg/år | kg/år |
| I Gbgsregionen (Sävenäs)              | 1,3   | 0,6   | 39    | 2,7   | 8,9   | 12     | <     | <     | <     |
| Totalt i Sverige enl. proportionering | 13    | 6,0   | 390   | 27    | 90    | 120    | <     | <     | <     |
| Totalt i Sverige enl Avfall Sv.       | i.u.  | 6*    | i.u.  | 36    | 136   | 800    | i.u.  | i.u.  | i.u.  |
| vatten                                | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | kg/år | mg/år  |       |       |       |
| I Gbgsregionen (Sävenäs)              | 0,6   | 0,8   | i.u.  | 0,01  | 0,5   | 0,9    | <     | <     | <     |
| Totalt i Sverige enl. proportionering | 6,0   | 8,1   | i.u.  | 0,10  | 5,0   | 9,1    | <     | <     | <     |

\* anges som Cd+Tl

Utsläppen till luft (däremot inte utsläppen till vatten) i samband med avfallsförbränning i Sverige redovisas årligen av Avfall Sverige, se tabell 27. Tabellen indikerar för utsläppen till luft genomgående lägre utsläpp om förbränningen skett vid Sävenäsanläggningen än totalt från svenska anläggningar.

### ***Kompostering av biologiskt avfall i Sverige***

En uppskattning har också gjorts av spridningen av toxiska ämnen för hela mängden avfall till kompostering i Sverige (515 300 ton per år) under förutsättning att förhållandena i Göteborgsregionen skulle vara representativa för hela Sverige (Tabell 28). Den sammanlagda mängden avfall till kompostering blir då en faktor 25 gånger högre.

*Tabell 28. Spridningen av toxiska ämnen i miljön vid kompostering av totala mängder komposterbart avfall i Sverige.*

*Table 28. Emissions of toxic substances to the environment from composting of the total amount of biodegradable waste in Sweden*

| Ut med prod.<br>fr. komposter.<br>av avfall 2007 | As<br>kg/år | Cd<br>kg/år | Cu<br>kg/år | Hg<br>kg/år | Pb<br>kg/år | dioxin<br>kg/år     | PCB<br>kg/år | HBCD<br>D<br>kg/år | DEHP<br>kg/år |
|--------------------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------------|--------------|--------------------|---------------|
| <i>Göteborgsregionen<br/>(Mariefhamn)</i>        |             |             |             |             |             |                     |              |                    |               |
| mängd kg/år                                      | 6,1         | 0,61        | 61          | 0,061       | 18          | 80*10 <sup>-6</sup> | 0,09         | 0,007              | 14            |
| <i>Totalt Sverige</i>                            |             |             |             |             |             |                     |              |                    |               |
| mängd kg/år                                      | 150         | 15          | 1500        | 15          | 450         | 0,0020              | 2,3          | 0,18               | 350           |

I de beräkningar som gjorts inom ramen för testfallen har de utgående mängderna med luft och vatten uppskattats från förbränning vid Sävenäs (av hushålls- och verksamhetsavfall), samt med produkter från kompostering vid Mariefhamn (av mat- och trädgårdsavfall). Dessa redovisas i tabell 29 för verksamheterna i Göteborgsregionen och med en enkel uppskalning till hela Sverige.

Om man ser till summerade mängder av toxiska ämnen som sprids ut genom avfallsbehandling i Göteborgsområdet, framgår av tabell 29 att de största mängderna går ut med produkten från kompostering. Detta gäller för arsenik (70-80 %), koppar (60-70 %, dock saknas uppgift för vattenutsläppen), bly (60-70 %), dioxin (80-90 %) samt de övriga organiska ämnena för vilka förbränningen bedöms destruera huvuddelen. För två av metallerna dominerar spridningen med luft och vatten från förbränning; i stort sett hela den kvicksilvermängd som sprids går ut till med rökgaserna från förbränning och för kadmium går ca 30 % ut med luft och 40 % med vatten.

**Tabell 29. Spridning av metaller och organiska ämnen vid avfallsbehandling i Göteborgsregionen och i Sverige**

**Table 29. Emissions of metals and organic substances from waste treatment in Gothenburg and in Sweden**

| Göteborgsregionen<br>kg/år               | As<br>kg/år | Cd<br>kg/år | Cu<br>kg/år | Hg<br>kg/år | Pb<br>kg/år | dioxin<br>g/år | PCB<br>kg/år | HBCDD<br>g/år | DEHP<br>kg/år |
|------------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------|--------------|---------------|---------------|
| <i>Förbränning</i>                       |             |             |             |             |             |                |              |               |               |
| Till luft, kg/år                         | 1,3         | 0,6         | 39          | 2,7         | 8,9         | 0,012          | <            | <             | <             |
| Till vatten, kg/år                       | 0,6         | 0,8         | i.u.        | 0,01        | 0,5         | 0,0009         | <            | <             | <             |
| <i>Kompostering av organiskt avfall</i>  |             |             |             |             |             |                |              |               |               |
| Med produkt, kg/år                       | 6,1         | 0,6         | 61          | 0,061       | 18          | 0,079          | 0,09         | 7             | 14            |
| <b>Summa utsläpp från avfallsbehand.</b> | <b>8,0</b>  | <b>2,0</b>  | <b>100</b>  | <b>2,8</b>  | <b>27</b>   | <b>0,092</b>   | <b>0,09</b>  | <b>7</b>      | <b>14</b>     |
| <i>Sverige kg/år</i>                     |             |             |             |             |             |                |              |               |               |
| <i>Förbränning</i>                       |             |             |             |             |             |                |              |               |               |
| Till luft, kg/år                         | 13          | 6,0         | 390         | 27          | 90          | 0,120          | <            | <             | <             |
| Till vatten, kg/år                       | 6,0         | 8,1         | i.u.        | 0,10        | 5,0         | 0,0091         | <            | <             | <             |
| <i>Kompostering av organiskt avfall</i>  |             |             |             |             |             |                |              |               |               |
| Med produkt                              | 150         | 15          | 1500        | 1,5         | 450         | 2,0            | 2,3          | 180           | 35            |
| <b>Summa utsläpp från avfallsbehand.</b> | <b>170</b>  | <b>29</b>   | <b>1900</b> | <b>29</b>   | <b>560</b>  | <b>2,1</b>     | <b>2,3</b>   | <b>180</b>    | <b>350</b>    |

I samband med uppskalningarna har den initiala osäkerheten i data bedömts, d.v.s. för utsläppen uppskattade för Göteborgsregionen. Metalldata har bedömts vara i rätt storleksordning. Osäkerhetsuppskattningar gjordes därför för de organiska ämnena och inkluderade, dels variationer i halter, dels osäkerheter förknippade med nedbrytning. I det mest konservativa fallet antogs att ingen nedbrytning alls skedde. Osäkerheterna i själva uppskalningen har inte inkluderats. Utsläppta mängder framgår då av intervallen i tabell 30.

**Tabell 30. Uppskattad spridning av organiska ämnen från avfallsbehandling uppskalat till Sverigenivå, inkl. de osäkerheter som bedöms föreligga i uppskattningarna för Göteborgsområdet.**

**Table 30. Estimated emissions of organic substances from waste treatment up-scaled to national level including the uncertainties**

| Sverige<br>kg/år                            | PCB          | Dioxin                           | HBCDD           | DEHP           |
|---------------------------------------------|--------------|----------------------------------|-----------------|----------------|
| Förbränning av avfall                       |              |                                  |                 |                |
| Med utsläpp till luft och vatten            | -            | 0,130 *10 <sup>-3</sup>          | -               | -              |
| Kompostering av organiskt avfall            |              |                                  |                 |                |
| Med produkt                                 | 0,2-4        | (0,35-3,5)*10 <sup>-3</sup>      | 0,03-0,8        | 63-1500        |
| <b>Summa utsläpp från avfallsbehandling</b> | <b>0,2-4</b> | <b>(0,5-3,6)*10<sup>-3</sup></b> | <b>0,03-0,8</b> | <b>63-1500</b> |

Mängderna som sprids ökar om halterna i ingående avfall är något större än vad som initialt antogs och dessutom ingen nedbrytning sker. Vad de uppskattade mängderna innebär ur effektsynpunkt beskrivs nedan, i kapitel 6.4.2.

#### 6.4.2 Utsläppta mängder av toxiska ämnen vid avfallshantering och totalt i Sverige – avfallsbehandlings betydelse

Ur ett nationellt perspektiv kan jämföras vilka mängder som sprids med avfallsbehandling och vilka mängder som sprids via andra verksamheter. En jämförelse presenteras i tabell 31. Mer data finns också för de viktigaste källorna för utsläpp till luft i i tabell 32.

Uppskalningen av spridning av toxiska ämnen med luft- och vattenutsläppen till att gälla hela Sverige bedöms vara relativt god. På luftsidan finns utsläppsdata att jämföra med. Dock inte på vattensidan.

*Tabell 31. Uppskattad spridning av toxiska ämnen till luft och vatten från avfallsbehandling i Sverige jämfört med totala utsläpp till luft och vatten*

*Table 31. Estimated emissions of toxic substances to air and water from waste treatment in Sweden, compared to total emissions to air and water*

| Utsläpp i ton/år                                     | As    | Cd    | Cu    | Hg    | Pb    | dioxin                |
|------------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-----------------------|
| UPPSKATTAD SPRIDNING MED AVFALLSBEHANDLING I SVERIGE |       |       |       |       |       |                       |
| Till luft och vatten*                                | 0,019 | 0,014 | >0,39 | 0,027 | 0,095 | 0,13*10 <sup>-3</sup> |
| TOTAL UTSLÄPP I SVERIGE                              |       |       |       |       |       |                       |
| Till luft                                            | 1,2   | 0,58  | 51    | 0,63  | 15,7  | 36*10 <sup>-6</sup>   |
| Till vatten**                                        | i.u.  | 10,8  | 412   | 1,2   | i.u.  | i.u.                  |

\*med avfallsförbränning, övriga vattenutsläpp har ej kunnat kvantifieras \*\* till fem vattendistrikt

I tabellen anges utsläppen för metallerna med ett värde, eftersom underlaget för att uppskatta denna mängd som tidigare nämnts bedömts vara relativt gott. För de organiska ämnena anges ett intervall baserat på osäkerhetsuppskattningen. För dessa ämnen saknas också i viss utsträckning jämförelsedata för andra utsläppskällor nationellt.

Det framgår av tabell 31 att avfallsbehandlingen (förbränning) är en källa som för de flesta ämnena uppgår till i storleksordningen 1 % eller mindre av den totala emissionen till luft och vatten. För arsenik, dioxiner och PCB ger avfallsbehandlingen ca 10 % och för bly, någonstans däremellan, ca 3 %. Avfallshanteringen bedöms ge relativt små tillskott till luft och vatten, exkl. spridning till mark. Bedömningen förutsätter dock att hanteringen sker enligt gällande regler och med tillräckliga skyddsåtgärder. Utsläppen från felaktig hantering av farligt avfall kan vid enskilda tillfällen ha stor påverkan på miljön. Det samma gäller utsläpp på grund av försummelse från främst deponier men även till viss del från förbränning. Bedömningen är densamma som den som Naturvårdsverket tog fram för 2002. När det gällde uppfyllandet av miljömålet Giftfri Miljö uppskattades utsläppen av bly, kadmium, kvicksilver och dioxin till luft från avfallsbehandling (förbränning) stå för 2-3 % som bruttobidrag. För nettobidraget saknades uppgift<sup>3</sup>. Det försök som gjorts visar (avsnitt 5.3) att det finns tillräckligt med data att göra en beräkning av avfallsbehandlings nettobidrag endast för kadmium.

<sup>3</sup><http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Mal-strategier-och-resultat/Miljopaverkan-fran-avfall/>

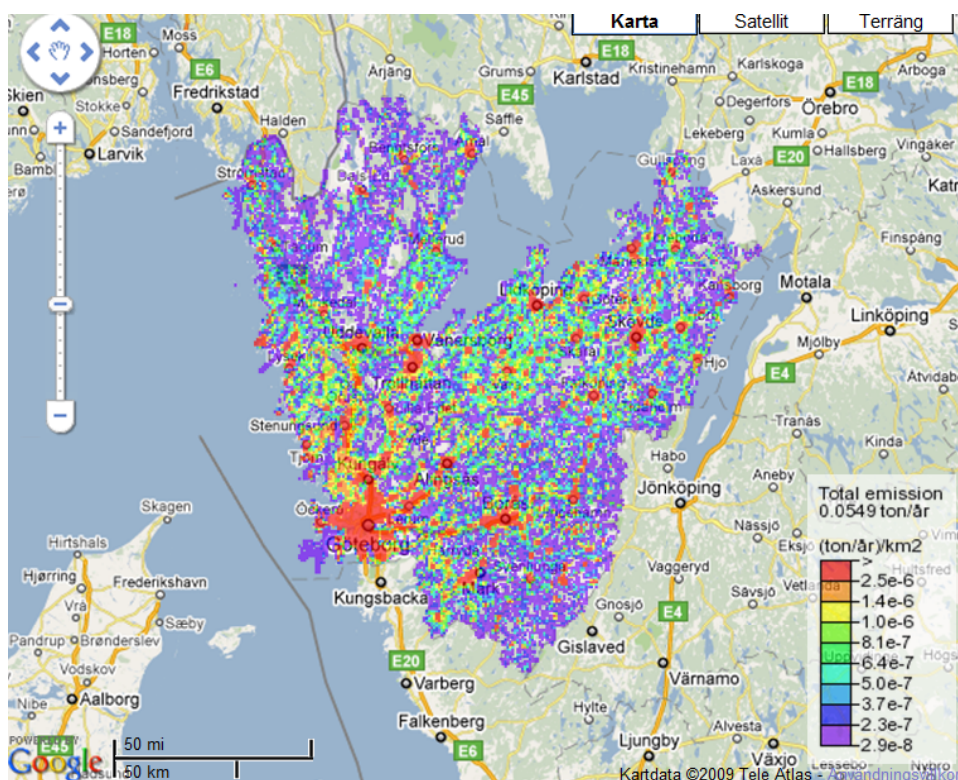
Det förekommer stora skillnader mellan regioner när det gäller att värdera avfallshandlingens bidrag till helheten. Detta framgår när man studerar olika källors bidrag till utsläppen, se tabell 32. Skillnader i spridning förekommer mellan stad och landsbygd. Bidragen från trafik och energisektor till luft sker ofta i tätorter. Spridningen på åkermark sker på landsbygd. Skillnaderna är också betydande mellan södra och norra Sverige. Götaland drabbas generellt sett av en betydligt större bakgrundsdeposition av metaller och organiska toxiska ämnen än norra Sverige. I norr finns också källor till långväga transport (Murmanskområdet), även om långdistanstransporten norrifrån ifrån mätningar bedöms vara relativt litet. I norra Sverige finns även andra källor till bland annat metallutsläpp. På nationell skala har läckage från gruvavfall visats vara den dominerande källan till metallförorening av vatten idag (Naturvårdsverket 2002).

*Tabell 32. Källor till utsläpp av till luft i Sverige. Data från den nationella utsläppsrapporteringen*

*Table 32. Sources of emissions to air in Sweden. Data from the national emission report*

|          | Tot. utsläpp<br>ton/år | De tre viktigaste källtyperna<br>(avfallsförbränningen ingår som en del i energisektorn)    |
|----------|------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
| As       | 1,17                   | metallindustri 0,6 t/år, energisektorn 0,4 t/år, skogsindustrin 0,1 t/år                    |
| Cd       | 0,58                   | Energiesektorn 0,25 t/år, småskalig uppvärmning 0,15 t/år, metallindustri 0,12 t/år         |
| Cu       | 51                     | 44 t/år vägtrafik (förslitning av bromsar), metallindustri 3,5 t/år, energisektorn 2,5 t/år |
| Hg       | 0,63                   | energiesektorn 0,25, metallindustrin 0,14 t/år, skogsindustrin 0,2 t/år                     |
| Pb       | 15,7                   | Vägtrafik 5,3 t/år, metallindustri 5 t/år, energisektorn 4 t/år                             |
| dioxiner | 36 g I-TE              | Energiesektorn 26 t/år, småskalig uppvärmning 3,5 t/år, metallindustrin 3 t/år              |
| PCB      | 0,077 PCB-7            | Fartygstrafik 0,05 t/år utsläpp sker också från deponibränder                               |

Utsläppen till luft och den geografiska variationen framgår av data från Naturvårdsverkets utsläpp i siffror. Figur 6 visar att de största utsläppen per ytenhet sker i tätortsområden.



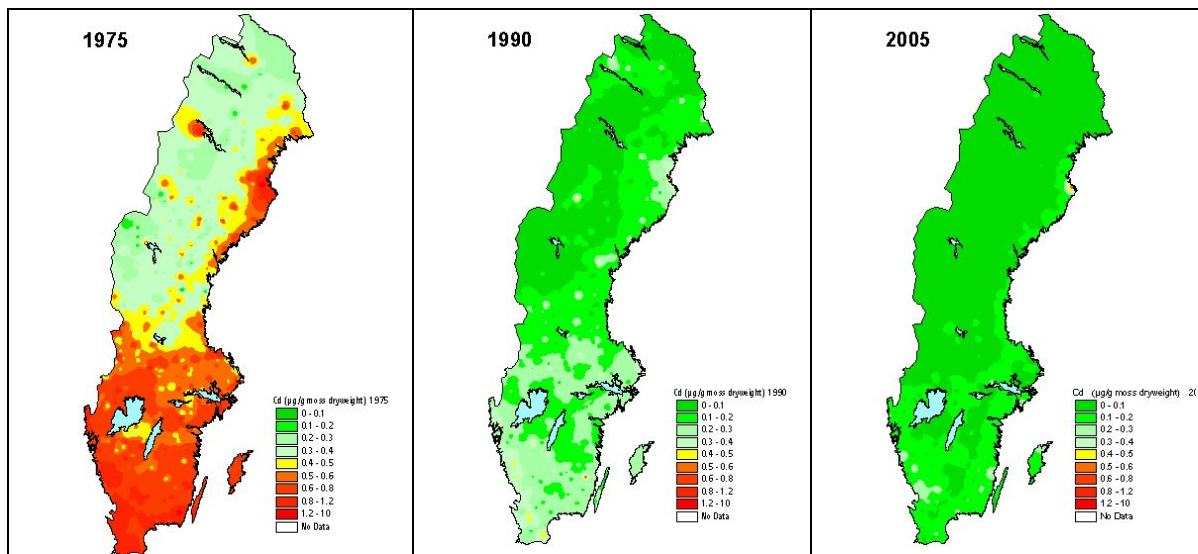
Figur 6. Utsläppen av kadmium i Västra Götaland enligt Naturvårdsverkets databas "Utsläpp i siffror". <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Alla-utslapp-till-luft/>

Figure 6. Emissions of cadmium in Västra Götaland region according to the Swedish EPA database "Utsläpp i siffror". <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Alla-utslapp-till-luft/>

## 6.5 Den framtida utvecklingen när det gäller spridning av toxiska ämnen till miljön

### 6.5.1 Trender och prognoser

De trender som kan ses från 1970-talet och fram till idag för metaller och miljögifter i miljön visar på att inte bara höga halter kan byggas upp vid okontrollerad spridning. De visar även på de möjligheter som finns att reducera förekomsten. Spridningen i miljön av olika stabila organiska ämnen och metaller har i många fall minskat betydligt jämfört med tidigare. Generellt har metallhalterna minskat i olika miljöer, vilket bland annat kan avläsas ur metallhalter i mossa. Halterna representerar vad som hänt med utsläppen till luft, och resultaten visar på en drastisk minskning sedan 1970-talet. Samma mönster ses för alla metaller som studerats.



Figur 7. Kadmiumhalter i mossa i Sverige 1975, 1990 och 2005

Figure 7. Cadmium concentrations in moss in Sweden 1975, 1990 and 2005

<http://www3.ivl.se/miljo/projekt/mossa/pb.asp>

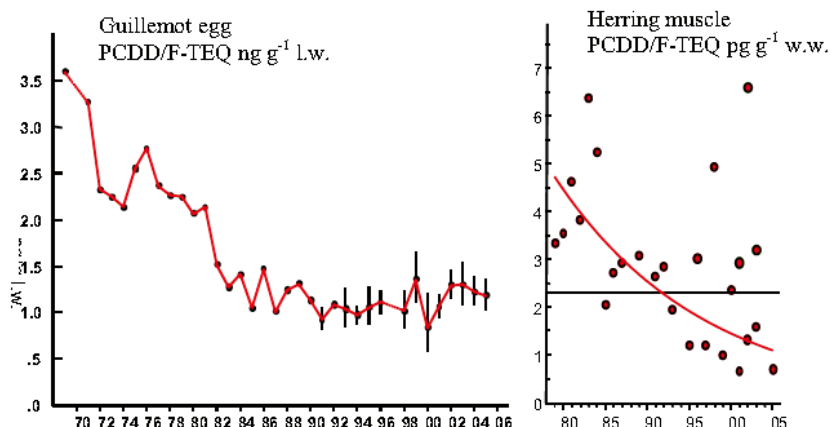
Kviksilverhalter i miljön har minskat även om de även fortsatt utgör ett viktigt miljöproblem. I dagens läge anses den huvudsakliga källan till kvicksilverförekomsten i miljön inte vara de lokala utsläpp utan mer på den spridning som sker över hemisfärsskala (över norra halvklotet) med emission och återemission av redan deponerade kvicksilvermängder.

Även för många andra metaller och stabila organiska ämnen har halterna minskat. För klassiska miljögifter som PCB och dioxiner minskade halterna i en rad biologiska material (fågelägg, fisk, mm.) under 1970-talet genom att åtgärder vidtogs för att undvika utsläpp. Åtgärdernas initiala effekt återspeglas bl.a. av analyser av sillgrisslägg från Stora Karlsö, se figur 8, där även trenden för dioxinhalt i fiskmuskel (sill) visas.

Minskningen var snabb från 1970-1990. Därefter har halterna i stort sett planat ut, vilket kan bero på att de lokala källornas bidrag kunnat åtgärdas, men att nu sker bidragen från mer avlägsna källor och genom spridning från "gamla synder".

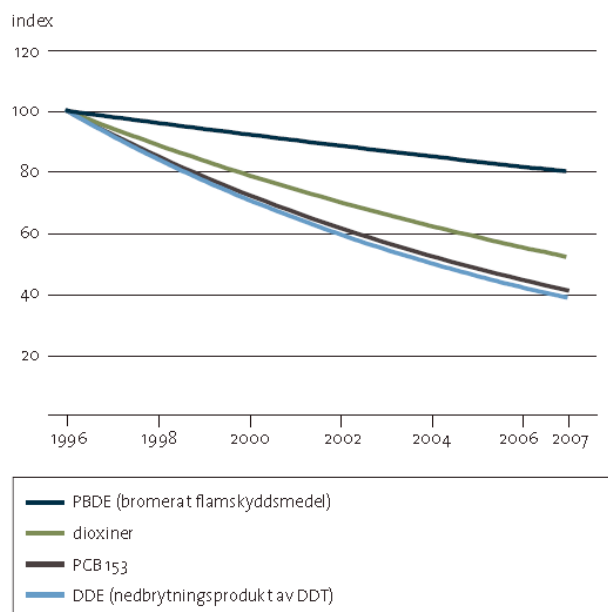
Vid uppföljning av miljömålet Giftfri miljö kunde man konstatera att inte bara halterna av dioxiner utan även halterna av ett flertal miljögifter minskat under det senaste decenniet.

För bromerade flamskyddsmedel finns inga generella halttrender. (Sternberg m.fl. 2001). Det förekommer olika trender för halter i fisk i Östersjön och i fisk i insjöar, vilket kan tyda på att exponeringen är olika i dessa miljöer. Halterna av flamskyddsmedel har ökat i bröstmjolk hos människa vilket kan tyda på att människan är utsatt för exponering på annat sätt än naturen, kanske via användningen av varor och produkter.



Figur 8. Tidsutvecklingen för dioxiner i sillgrissleägg och fiskmuskel (sill) Naturvårdsverket (2009b)

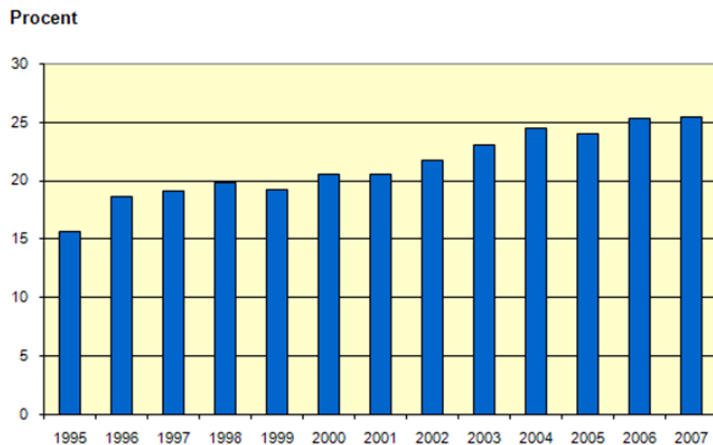
Figure 8. Time trend for dioxin in guillemot eggs and herring muscle (Naturvårdsverket 2009b)



Figur 9. Halter av dioxiner, PCB, DDE (nedbrytningsprodukt från DDT) bromerat flamskyddsmedel PBCD (Naturvårdsverket 2009)

Figure 9. Concentrations of dioxin, PCB, DDE, brominated flame retardant PBCD

För framtiden finns flera faktorer som kan medverka till en ökad spridning av toxiska ämnen till miljön. Användningen av kemikalier fortsätter att öka och de ämnen som återfinns i konsumentprodukter riskerar att förr eller senare hamna i naturen. Till exempel har andelen kemiska produkter som innehåller allergiframkallande ämnen ökat mellan 1995 och 2007.



Figur 10. Andel kemiska produkter med allergiframkallande ämnen 1995–2007. Från Kemikalieinspektionen KemIs hemsida

Figure 10. The share of chemical products containing allergenic substances 1995-2007. From [http://www.kemi.se/templates/Page\\_3689.aspx](http://www.kemi.se/templates/Page_3689.aspx)

Hur spridningen av metaller och toxiska ämnen totalt sett kommer att se ut i en framtida situation är som framgår osäker. Det finns både positiva och negativa trender. Mycket beror på hur man kommer att lyckas med utfasningen av en rad metaller och kemikalier ur varor. Detta är föremål för nationellt arbete under miljömålen. Frågan är i stor utsträckning också internationell. Inte minst framgår detta av bakgrundsdepositionens storlek. Arbete pågår under de internationella konventionerna, kanske inte så mycket med åtgärder i sig utan mer kartläggningsarbete.

Hur spridningen av toxiska ämnen med avfallshantering kommer att förändras framöver är också osäkert. Avfallsmängderna har hittills ökat kraftigt, men alla mål är att minska mängderna. Avfallens innehåll av kemikalier och toxisk kontaminering bedöms åtminstone på sikt reduceras, genom utfasning av de mest miljöfarliga och (förhoppningsvis) genom att ersättningsämnena är mindre miljöfarliga. Den toxiska kontamineringen av organiskt avfall bedöms vara en följd av att avfallet inte sorteras tillräckligt noggrant, utan att plast och annat följer med in i kompostering och rötning. Detta kan sannolikt förbättras. En annan faktor är den generella kontamineringen av miljön och allt omkring oss bedöms komma att minska om utsläppen kan begränsas inte bara i Sverige utan i hela Europa.

### 6.5.2 Mål och åtgärder som kan påverka bedömningen av avfallsbehandlingens spridning av toxiska ämnen

Målen som fastställts i samhället för toxiska ämnen är att spridningen till yttre miljö ska reduceras eller helst upphöra. Hur åtgärdsarbetet ska ske är bl.a. en följd av de toxiska ämnens ursprung.

De toxiska ämnen som studerats kommer från två huvudsakliga källkategorier. För att ta fram åtgärdsplaner för ämnena och för att värdera deras effekter är det av intresse att avgöra ursprunget för de olika ämnena.

- I ena fallet härrör de toxiska ämnena från produkter och varor, till vilka de har tillsatts i nytillverkad form, och som sedan blir avfall.
- Det andra fallet är att de förekommer i avfallet till behandling, som en oavsiktlig kontaminering.

Exempel på ursprungskällor i den förstnämnda kategorin är ftalater och bromerade flamskyddsmedel. Men de ämnen av dessa typer som valts att studeras, används i mindre grad idag än tidigare och är på väg att ersättas av nya ämnen. De kan därför kanske snarare anses tillhöra den senare kategorin, medan de ersättningsmedel som börjar användas tillhör den förstnämnda.

Exempel på ämnen i den sistnämnda kategorin är dioxiner, PCB och metaller. Alla dessa ämnen är antingen under utfasning för användning i nyproducerade varor eller så föreligger mycket stränga krav på utsläppen av dem. Emissionen till yttre miljö har skett långt tidigare och nu förekommer ämnena genom deras stabilitet i miljön i de flesta medier. Utsläpp till luft, vatten och mark av dessa ämnen är därför inte så mycket en nytillförsel utan i stor utsträckning en vidarespridning till yttre miljö, samtidigt som det sker en geografisk omfördelning.

Varifrån föroreningarna i avfallet kommer påverkar delvis åtgärderna som bör vidtas och värderingen av utsläppen. En värdering som kan göras är att det är allvarigare att sprida ut toxiska ämnen som inte tidigare funnits i miljön än att medverka till en cirkulering av redan toxiska ämnen som redan förekommer i miljön.

Bland de verktyg man har i värderings- och åtgärdsarbetet är de nationella miljömålen, som anger samhällets strävan att minska miljöpåverkan. Miljömålen ska genomsyra arbetet på alla nivåer och inom alla sektorer i samhället. Det är främst tre av de nationella miljömålen som är av primär betydelse i samband med avfallsbehandling; God bebyggd miljö, Begränsad klimatpåverkan och Giftfri miljö. (se bilaga 3 eller ta bort).

Inom ramen för miljömålet Giftfri miljö finns ett antal åtgärder för att reducera förekomsten av metaller och toxiska organiska ämnen i miljön. Den nya kemikalielagstiftningen inom EU (REACH, se nedan) bedöms på sikt kunna leda till minskad kemikalieanvändning och framför allt genom bättre kunskaper byte från mer miljöpåverkande ämnen till sådana som ger mindre påverkan. En rad ämnen kommer att fasas ut. Med minskade mängder kemikalier i de varor och produkter som används kommer även mängderna toxiska ämnen som sprids ut med avfallet att minska. Men miljömålet God Bebyggd Miljö förväntas leda till minskad spridning av toxiska ämnen genom strävan att minska mängderna avfall.

Ett tredje miljömål som är av intresse när det gäller avfallsbehandling är Begränsad klimatpåverkan. Detta mål bedöms dock inte vara av direkt betydelse för spridningen av toxiska ämnen.

### ***Förväntat resultat av miljömålsarbetet***

Det bedöms finnas relativt goda förutsättningar att miljömålsarbetet åtminstone leder i rätt riktning, både vad gäller avfallsmängder och innehåll av toxiska ämnen i avfall. Utvecklingen bedöms dock kunna ta tid. Inte bara det lokala arbetet kan ta tid för att ge

resultat utan det kommer också att ta tid för att alla ”gamla synder” ska sluta att bidra till kontaminering av miljön.

## 7 Spridning av toxiska ämnen från avfallsbehandling – syntes av studien och förslag till användning av resultat

### 7.1 Relevansen av att beakta spridningen av toxiska ämnen vid avfallshantering

Spridningen av toxiska ämnen är en av många miljöaspekter som är viktiga att arbeta med vid planering av hur olika avfall ska tas om hand och i det dagliga arbetet med avfall. Det bedöms inte vara en fråga som är av större vikt än andra, men det är en aspekt som man måste ha kunskap om och kontroll över. Arbetet med de toxiska ämnena i miljön ingår i miljömålet ”Giftfri miljö” som är ett av 16 nationella miljömål, som alla ska nås. Även kunskapskravet i miljöbalken gör att verksamhetsutövare behöver ha kunskap om vilka toxiska ämnen som kan emitteras och ha kontroll över att dessa inte utgör något miljöproblem.

### 7.2 Vilka toxiska ämnen är i första hand viktiga att arbeta med

#### *Olika typer av toxiska ämnen*

Det finns många typer av ämnen som kan definieras som toxiska. Vid avfallshantering kan man bortse från de som är lättflyktiga och de som är lätt nedbrytbara. Exempel på lättflyktiga är aldehyder, ketoner, estrar, aromatiska kolväten, m.fl. som kan emitteras under kompostering och som huvudsakligen kommer att återfinnas i luften tills de bryts ner. Exempel på lätt nedbrytbara ämnen är t.ex. godkända bekämpningsmedel som kommer att brytas ner relativt snabbt vid avfallsbehandling. Dessa ämnen kommer inte att emitteras i mängder som gör att de ger någon lokal giftverkan. De kommer inte heller att transporteras några längre sträckor eftersom de har en begränsad livslängd i miljön.

#### *Var bör fokus i första hand ligga?*

När det gäller avfallsbehandling stället bör fokus läggas på metaller och svårnedbrytbara organiska ämnen som är bioackumulerbara och som riskerar att ge upphov till anrikning i näringskedjor. För dessa ämnen är livslängden i miljön lång, från veckor till decennier och mer. De kan spridas över långa sträckor och återfinns i många olika miljöer.

Miljömålet ”Giftfri miljö” anger dels ett antal prioriterade metaller (kvicksilver, kadmium och bly) vars användning ska minskas till ett minimum. Målet tar även upp ämnen som är svårnedbrytbara och bioackumulerbara samt ämnen med cancerogen, mutagen och hormonstörande effekt. USETox-modellens karaktäriseringslistor kan i viss mån vara ett hjälpmedel i valet av ämnen att fokusera på. Tyvärr är listorna i nuläget inte fullständiga, men modellen är under utveckling och inom några år kan de utgöra ett bättre hjälpmedel.

#### *Förslag till metodik*

Förslaget är att välja ämnena i denna studie i ett inledande skede. De mest toxiska och prioriterade metallerna ingår. Två klassiska miljögifter, dioxin och PCB, har tagits med. Dessutom ingår två exempel på ämnen, en ftalat och ett bromerat flamskyddsmedel. Dessa är ämnen som används i produkter för att fylla en funktion, men som kan utgöra problem för kontaminering av miljön när produkterna blir avfall, och även under deras livstid.

Efter hand kan listan kompletteras eller ersättas med ämnen som är av mer direkt intresse för en specifik avfallsbehandlingsmetod. Den ftalat och det flamskyddsmedel som studerats är i ett utfasningsskede. Nya ämnen som tillkommer kan bli mer aktuella att ha kontroll över. Det kan även bli aktuellt att komplettera med någon tillkommande metall. Ett exempel är silver som börjar användas i bl.a. textilier. Bekämpningsmedel kan vara av vikt när det gäller behandling av matavfall.

### **7.3 Tillgång på data över toxiska ämnen vid avfallsbehandling**

#### ***Data över förekomst i avfall***

Genomgången av litteratur har visat, det som även framgått av en rad tidigare systemstudier för avfallsbehandling; att kännedomen om förekomsten av toxiska ämnen i olika delströmmar och olika miljöer är begränsad. Tillgången på data över metaller bedöms vara något bättre än tillgången på data om organiska ämnen.

Att det är så kan förklaras av att det finns ett stort antal ämnen som är av intresse att studera. Hela tiden tillkommer nya ämnen, när gamla utfasas. Framtagningen av data kompliceras av de svårigheter som är förknippade med att ta representativa prover på avfall och annat fast material. Det behövs också många prover för att erhålla representativt mått på förekommande haltvariationer. Att analyserna av avfallsprover på organiska ämnen ofta är komplicerade och kostsamma bidrar också till de begränsade mängderna data.

#### ***Underlag för nedbrytning vid avfallsbehandlingen***

Kunskapen är även begränsad för vad som händer med toxiska ämnen under olika behandlingsprocesser. Metall utsläpp från avfallsförbränning ger ett relativt begränsat tillskott. För organiska ämnen ger förbränningen ett mycket marginellt tillskott, eftersom förbränning är mycket effektiv. För dioxin sker viss nybildning, främst i samband med driftstörningar.

Vid kompostering och rötning uppskattas metallerna i huvudsak spridas i miljön vid användning av produkterna. Det föreligger vissa osäkerheter för vad som händer med de organiska ämnena vid kompostering och rötning. Många studier pekar på att nedbrytningen av medelstabila organiska ämnen sker snabbare vid syretillförsel, d.v.s. nedbrytningen skulle vara mer effektiv vid kompostering än vid rötning. För de organiska ämnena antogs en "rimlig" nedbrytningsgrad efter litteraturläsa.

#### ***Osäkerheter i gjorda uppskattningar***

Uppskattningarna av mängderna toxiska ämnen som sprids genom avfallsbehandling innehåller en hel del osäkerheter på grund av den begränsade datatillgången. Data saknas i betydande utsträckning över förekomsten av toxiska ämnen i varor och material till avfallsbehandling. Kunskapen om metaller är något bättre än för organiska ämnen. I beräkningarna bedöms underlaget för metaller i matavfall och metaller i avfall till förbränning vara relativt gott. För matavfallets innehåll av organiska ämnen gjordes även en osäkerhetsuppskattning där haltvariationen totalt sett uppskattades vara en faktor tio. Dessa osäkerhetsuppskattningar kompletterades dock även med det konservativa antagandet att "inget bryts ner".

### ***Kunskapsluckor***

För förekomsten av toxiska ämnen i ingående avfall till behandling och i utgående strömmar finns en hel del data i litteraturen. Det förekommer dock betydande variationer mellan olika avfallsfraktioner och inom en och samma fraktion beroende på att avfallet är ett mycket heterogent material. Därför är det inte enkelt att avgöra vilka halter som förekommer i ”medelavfallet”.

De kunskapsluckor som identifierats är främst att underlaget för att avgöra det intervall inom vilket halterna av toxiska ämnen normalt förekommer är knappt. Fler mätningar är önskvärda. En studie som har varit av mycket stort värde är de mätningar som gjorts på avfall till förbränning provtaget vid avfallsanläggningarna i Göteborg och Borås (Avfall Sverige 2009a). Finns sparade prover kvar skulle analyserna kompletteras med fler ämnen.

Det föreligger även ett begränsat underlag om nedbrytningen av olika organiska ämnen under rötning och kompostering. Litteraturen antyder att skillnader kan föreligga i nedbrytning av stabila organiska ämnen. Detta behöver studeras i mer detalj, för att kunna ge ett säkrare underlag.

Fler data finns om halter i produkterna än i avfallet till behandling. Detta är en kunskap som är viktig men det är även av intresse att veta vad som händer vid de olika processerna, inte minst i samband med avfallsplaneringen.

Slutligen finns kunskapsluckor i underlaget att värdera toxicitet. Detta är ett av skälen till att tillgången på karaktäriseringsfaktorer är begränsad. Här pågår arbete med underlaget, varför vissa förbättringar kan förväntas. Inte bara de enskilda ämnena i sig kan förväntas bidra till effektriskerna utan även samverkan genom exponering för olika ämnen.

## **7.4 Var i avfallshanteringen kan spridning av toxiska ämnen ske**

Studien har inkluderat tre olika behandlingsmetodiker; förbränning, kompostering och rötning. De huvudsakliga problemen med spridning av toxiska ämnen bedöms uppkomma vid användningen av kompost och rötrest.

Förbränningen innebär ett effektivt omhändertagande av de metaller som kommer i med avfallet. Endast för kvicksilver sker en emission till miljön som är större än 1 % av tillförda mängder. Huvuddelen av metallerna återfinns i flygaska som deponeras på ett kontrollerat sätt. De organiska ämnen som återfinns i avfallet förbränns effektivt. Viss nybildning av dioxin kan ske men totalt sett bedöms mängderna ut från förbränningen i stort sett vara desamma som de som går in med avfallet. Riskerna bedöms vara mycket små för att spridningen av toxiska ämnen från avfallsförbränning skulle innebära påverkan på människors hälsa och miljö.

Kompostering och rötning ger produkter som används som jordförbättringsmedel och som delvis ersätter handelsgödsel. För spridandet av produkten finns certifieringsregler som säkerställer att inte otillåtet stora mängder av toxiska ämnen sprids med produkterna. I jämförelsen var spridningen via kompost en faktor två till tre högre än den som sker via bakgrundsnedfallet från atmosfären.

I tillgängliga studier över nedbrytning av organiska ämnen finns indikationer om att nedbrytningen skulle ske mer effektivt vid kompostering jämfört med vid rötning. Resultaten är dock få och inte helt entydiga varför detta behöver studeras vidare.

## 7.5 Hur kan toxiciteten beskrivas

### *Möjligheter att beskriva miljöpåverkan med ett sammanvägt toxicitetsindex*

Ett försök har gjorts att beskriva den toxiska miljöpåverkan med ett sammanvägt index på liknande sätt som för annan miljöpåverkan i systemstudier för avfallsbehandling. Av de tre modeller som studerats bedömdes ingen vara direkt användbar, eftersom tillgången på karaktäriseringsfaktorer är begränsad för de valda toxiska ämnena. Testerna med EDIP97 gav vissa resultat, men dessa bedömdes vara behäftade med osäkerheter. När det gäller underlag för att karaktärisera vissa ämnen i tillgängliga modeller är arbete på gång, varför möjligheter kan finnas om några år att göra beskrivningar utifrån ett mer genomarbetat och kvalitetssäkrat underlag.

### *Beskrivning av miljöpåverkan på alternativt sätt*

I brist på ett sammanvägt toxicitetsindex, har stället miljöpåverkan för de valda ämnena beskrivits genom andra jämförelser, ur lokal effektsynpunkt och ur nationellt perspektiv. Jämförelserna visade att:

- Det lokala bidraget via atmosfärisk deposition, kan jämföras med bakgrundsdepositionen som härrör från långdistanstransport, främst från källor i Europa. Ur ett lokalt perspektiv uppskattas spridningen av toxiska ämnen till luft och vatten vara av en viss betydelse i jämförelse med totaldepositionen, endast inom ett mycket litet närområde kring utsläppspunkten. Utanför detta resulterar avfallsbehandlingen endast i ett marginellt tillskott till övrig, diffust spridd förorening i miljön.
- Ur lokal luftföroreningssynpunkt bedöms avfallsförbränning inte innebära några risker för att ge betydande bidrag till överskridande av miljökvalitetsnormer.
- Tillförseln av stabila organiska ämnen till mark med kompost och rötrest innebär risk för att höga halter ska kunna byggas upp i jord och spridas vidare i näringskedjor. Upptaget i växter är i de flesta fall begränsat genom mekanismer som motverkar transporter, dels av svårslösliga metaller och hydrofoba organiska ämnen, dels av stora organiska molekyler. Kadmium, som är en löslig metall, är den av de studerade som lättast tas upp ur jord av växter. Spridningen av toxiska ämnen med kompost och biogödsel kommer att ge ett visst bidrag till den totala spridningen av toxiska ämnen. Att minska denna spridning är dock ett viktigt mål i miljöarbetet, eftersom de ämnen som förekommer i miljön i sin tur även kontaminerar avfall till förbränning, inte minst livsmedel och annat biologiskt material.
- De mest stabila ämnena ansamlas i biota (bioackumulering, vilket innebär högre halt i biologiskt material än i omgivande vatten och mark) och i näringskedjor och kan där på sikt ge upphov till risker för både människa och natur (biomagnifiering, vilket innebär ökande halter i näringskedjor). Avfallsbehandling ger ett litet bidrag, liksom många andra verksamheter i samhället

- Människans exponering för toxiska ämnen t.ex. de toxiska metallerna kvicksilver och kadmium, bedöms i stor utsträckning ske genom födan och genom exponering i samband med användning av varor och produkter, inte minst i hemmet, och i mindre grad genom de mängder som sprids via avfallsbehandling.
- Spridningen av toxiska ämnen till luft och vatten med avfallsbehandling på en nationell skala är mellan 1 och 10 % av de totala utsläppen. Detta gäller för de ämnen för vilka jämförelsedata fanns att tillgå.

### ***Förslag till "toxicitetsmått" för avfallsbehandlingen***

Värderingen från genomgången av tänkbara miljöeffekter är att riskerna som kan förknippas med spridningen av toxiska ämnen från avfallshantering inte hänger ihop med akuta effekter för människans hälsa och miljö. Snarare bidrar avfallshanteringen i viss utsträckning till det mer långsamma och smygande förloppet att öka på förekomsten i miljön genom bioackumulering och biomagnifiering. Att kvantifiera de mängder, ämne för ämne, som sprids ut till miljön oberoende av i vilken form och på vilken plats detta sker, har i ett första steg bedömts utgöra ett användbart mått på betydelsen av tillskottet och riskerna för den vidare spridningen i miljön.

Förslagsvis används, i avsaknad på annat underlag, ämnena från denna studie. Metallerna kan (med undantag för koppar) anses tillhöra de som är de mest prioriterade ur miljösynpunkt. Koppar kan vara av intresse ur avfallssynpunkt, eftersom koppertillförseln från förbränning gav bidrag av större betydelse i relation till bakgrundsdepositionen. Eventuellt bör även andra metaller beaktas. De organiska ämnena utgör exempel på både klassiska miljögifter och på mer direkt avfallsrelaterade (ftalater och bromerade flamskyddsmedel). En omvärdering bör sedan göras utifrån mer omfattande analysdata, och med hänsyn tagen till att både DEHP och HBCDD är under utfasning. I stället för DEHP kan i fortsättningen ersättningsämnen (som diisononylftalat, DINP, och diisodecylftalat, DIDP) inkluderas.

## **7.6 Vad kan göras för att förbättra situationen?**

### ***Det generella miljömålsarbetet bidrar till förbättringar***

Spridningen av toxiska ämnen i miljön har i stor utsträckning minskat under de senaste decennierna, genom vidtagna åtgärder. Detta visar på de möjligheter som faktiskt finns att arbeta med åtgärder. Problemet är dock inte löst, utan utgör fortsatt en viktig fråga i miljöarbetet.

Att komma till rätta med spridningen av toxiska ämnen är inte enkelt. De lokala utsläppen är inte lätta att åtgärda genom den diffusa spridning som sker av de toxiska ämnena i hela samhället och som kontaminerar både mat- och trädgårdsavfall. Även från utländska källor sker en gränsöverskridande transport som endast kan undvikas genom internationella överenskommelser. Att nå resultat tar tid. Även återhämtningen i miljön tar tid. I nuläget sker en fortsatt utspridning även från gamla deponier och gamla lager.

Genom det generella miljömålsarbetet som ska genomsyra allt arbete som utförs av myndigheter och verksamhetsutövare kommer situationen att förbättras även om det, som nämnts, tar tid. På sikt kommer dock avfallet att vara betydligt renare än det är idag.

### ***Avfallshanteringen kan förbättras ytterligare***

Avfallshanteringen är en oundviklig verksamhet i vårt samhälle. För att minska spridningen av toxiska ämnen behövs åtgärder i samhället som helhet och inom branschen. Utfasning av oönskade ämnen liksom ny kemikalielagstiftning och förbättrade kunskapsnivåer bedöms leda till en bättre kunskap och minskad användning av stabila ämnen i varor och produkter som så småningom blir till avfall. Åtgärder i samhället bedöms därför på längre sikt leda till renare avfall och minskade utsläpp. Det finns dock motverkande trender, bl.a. med import av varor från länder med annan lagstiftning, vilket gör att halterna i såväl produkter som avfall behöver följas.

Inom samhället är åtgärder som mer effektiv källsortering en relativt enkel åtgärd som bör leda till att mindre mängder toxiska ämnen kommer med t.ex. i matavfall. En renare miljö, med ytterligare minskad förekomst av toxiska ämnen kommer att resultera i minskad kontaminering av livsmedel och biologiskt material. Även en förbättrad utsortering av det farliga avfallet bör kunna leda till att mindre mängder toxiska ämnen sprids till miljön. Inom branschen bedöms ytterligare optimering av processer kunna innebära en minskad spridning av toxiska ämnen.

## 8 Referenser

- Amundsen, C.E., Lystad H. och Eggen, T. (2001b) Stabilitet och nedbrytning av organiska föroreningar i avloppslam ved storskala kompostering ved Lindum Resurs og Gjenvinning Tema Nord 2001:588, 65. Nordiska Ministerrådet Köpenhamn.
- Amundsen, C.E. och Hartnik, T. (2003) Bromerte flammehemmere og klorerte parafiner i avloppslam, slamkompost, sedimenter og avløpsvann. Undersøkelser for Lindum Resurs og Gjenvinning AS og Drammen kommune 2003. Jordforsk-rapport 61/03, 28s Jordforsk 1432 Ås.
- Amlinger, F., Pollak, M. och Favoino, E. (2004) "Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilizers. Final report.  
<http://europa.eu.int/comm/environment/waste/compost/index.htm>
- Avfall Sverige (2009a) PCB- och dioxinnehåll i svenska avfallsbränslen Avfall Sverige Utveckling 2009:03
- Avfall Sverige (2009b) Svensk Avfallshantering 2009.
- Avfall Sverige (2009c) Uppföljande undersökning av dioxin i rester från svensk avfallsförbränning. F2009:08.
- Banat, F.A. Prechtel, S och Bishof F. (1999) Experimental Assessment of Big-Reduction of Di-2-Ethyl Phtalate (DEHP) Under Aerobic Thermophilic Conditions Chemosphere 39(12) 2097-2106.
- Bengtson, I och Paradis, H (2006). Miljöeffekter av alternativa system för behandling av hushållsavfall i Santiago, Chile. Examensarbete SLU, Uppsala.
- Bergkvist, P., Wallin, L., Andersson, A., Strömberg, A., Pearson, M. och Önell, A. (2007) "Utökad undersökning av bekämpningsmedelsrester i färsk ekologiska frukter och grönsaker 2006—2007; slutrapport. Livsmedelsverket Rapport 23.
- Björling, R. och Rådberg, E.-L. (2006) "Fördelar och risker med rotat hushållsavfall" JTI Informerar nr 115/2006.
- Brändli, R.C. Bucheli, T.D. Kupper, T. Furrer, R, Stadelmann, F.X. och Tarradellas J (2005). "Persistent Organic Pollutants in Source-Separated Compost and its Feedstock Materials –A Review of Field Studies J Environmental Quality, 34 (3) 735 -760.
- Brändli et al, (2006), "Organic Pollutants in Source-separated Compost" Organohalogen Compounds Vol 68, s 863-866. Kan laddas från [http://www.empa.ch/plugin/template/empa/\\*/60355/---/1=1](http://www.empa.ch/plugin/template/empa/*/60355/---/1=1)
- Cousins, I. och MacKay, D. (2001) "Final Report Prepared for the European Chemical Industry Council (CEFIC)" Canadian Environmental Modelling Centre, Trent University, Peterborough, Ontario, Canada K9J 7K6 CEMC Report No. 200101 <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/CEMC200101.pdf>
- Dahl Thomsen, C, Larssen, C, och Holst E COWI A/S Hauge, B. I/S Vestforbrænding
- Ejhed, H., Zakrisson, J. Ryegård A., Liljeberg, M., Westling, O., Munthe, J., Uggla, E. Ulén, B, Sonesten L., Karlsson, B. Wikström, H. (2005) "Uppskattning av utsläpp för Cd, Hg, Cu och Zn på TRK-områden". SMED Rapport Nr 15
- EMEP (2009), The *Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*. <http://www.msceast.org/modelling.html>
- Finnveden, G, Johansson, J, Moberg, Å, Palm, V, Wadeskog, A (2001). Miljöpåverkan från olika varugrupper. Forskningsgruppen för Miljöstrategiska studier, fms rapport 167.

Finnveden, G., Hauschildt MZ, Ekvall, T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S., Koehler, A., Pennington, D, Suh, S. (2009) "Recent developments in Life Cycle Assessment" *Journal of Environmental Management* 91, 1-21

Frostgård, G. (2010) Yara, personlig kommunikation, 2010-01-14

Gruffman Rönnlund, L. (2003) Framtida hantering av kommunalt avloppsslam – en studie av och för små Norrlandskommuner [http://www.acc.umu.se/~ha-grahn/Lina/exjobb/exjobb\\_hemsida/exjobb\\_hemsida.htm](http://www.acc.umu.se/~ha-grahn/Lina/exjobb/exjobb_hemsida/exjobb_hemsida.htm)

Haglund, P. och Olofsson, U. (2007) "Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2004, 2005 och 2006 års provtagningar" Miljökemi, Umeå universitet  
[http://www3.ivl.se/miljo/projekt/dvss/pdf/UmU\\_slamresultat\\_2004-2006.pdf](http://www3.ivl.se/miljo/projekt/dvss/pdf/UmU_slamresultat_2004-2006.pdf)

Haglund, P. och Olofsson, U. (2008) "Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2007 års provtagningar" Miljökemi, Umeå universitet.  
<http://www3.ivl.se/miljo/projekt/dvss/pdf/Slamresultat2007.pdf>

Hartmann H och Ahring B.K. (2002) Phtalic Esters found in Municipal Organic Waste: Enhanced Anaerobic Degradation under Hyper-thermophilic Condition. In Proceedings of IWAs 3<sup>rd</sup> International Symposium on Anaerobic Digestion of solid wastes >Munich/Garching 18-20 Sept 2002.

Hauschildt M & Potting J (2005), Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment – The EDIP 2003 Methodology. Danish Ministry of the Environment, Environmental News No 80.

Hauschildt M Z, Potting J, Hertel O, Schöpp W, Bastrup-Birk A. (2006). Spatial Differentiation in the Characterisation of Photochemical Ozone Formation The EDIP 2003 Methodology. *Int J LCA* 11 Special issue1, 72-80.

KemI (2004), Vägledning vid bedömning av diffusa emissioner från varor PM nr 7/04  
[http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/PM/PM7\\_04.pdf](http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/PM/PM7_04.pdf)

KemI (2007) Underlag till den fördjupade utvärderingen av miljökvalitetsmålet Giftfri Miljö

KemI (2006) Hexabromcyklododekan (HBCDD) och tetrabromobisfenol-A (TBBPA), rapport från ett regeringsuppdrag, [KemI rapport 3/06](#), Kemikalieinspektionen 2006.

KemI (2009) [http://www.kemi.se/templates/Page\\_3320.aspx](http://www.kemi.se/templates/Page_3320.aspx)

Kirsch, E.J. och Wukash, R.F. (1985) Fate of eight organic pollutants in biological waste treatment EPA Cooperative agreement No CR 8076380-10 Draft Report Water Engineering Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati Ohio.

Kjølholt J., Thomsen, C.D. og Hansen, E. (1998) "Cadmium og DEHP i kompost og bioafgasset materiale, Miljøprojekt nr 385, Miljøstyrelsen, Danmark

Kupper T., Bucheli, T., Brändli, R.C. Ortelli D., och Edder, P. (2008) Dissipation of pesticides during composting and anaerobic digestion of source-separated organic waste at full-scale plants *Bioresource Technology*, Volume 99 (17) 7988-7994

Lystad H och Vethe Ø (2002) Fakta om biologisk avfallsbehandling – kompostering Jordforsk rapport nr 43/02

Mai, P., Jungersen, G. Elsgaard I Vinter, F.P. og Tørlev J. (1999). Nedbrytning af miljøfremmede stoffer i biogassreaktorer. Miljøprojekt nr 500, Miljøstyrelsen Danmark.

Miljøstyrelsen (2003) "Tungmetaller i affald" Rapport från Miljøprojekt Nr 851

Naturvårdsverket (2001) "Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda." Naturvårdsverket rapport 5148.

Naturvårdsverket (2002) Ett ekologiskt hållbart omhändertagande av avfall. Naturvårdsverket rapport 5177.

Naturvårdsverket (2005a) Höga halter av miljöfarliga ämnen i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 1996-2003 Naturvårdsverket Rapport 5449.

Naturvårdsverket (2005b) "Kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen" Naturvårdsverket Rapport 5462

Naturvårdsverket (2006) Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 2003-2004. Naturvårdsverket Rapport 5524.

Naturvårdsverket (2007) "Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Miljöövervakningens screeningprogram 2005-2007 Naturvårdsverket Rapport 5744.

Naturvårdsverket (2009) "Miljömålen i halvtid" Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges miljömål". de Facto 2009

Naturvårdsverket (2009b) Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment Naturvårdsverket Rapport 5912

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5912-5.pdf>

Nilsson, M.L. Occurrence and Fate of Organic Contaminants in Wastes. Avhandling SLU Uppsala 2000

Olsson M och Petersson G "Biobränsle från hushållsavfall Chalmers Tekniska Högskola AB Kemisk Miljövetenskap (2004)

Palm-Cousins, A., Remberger M, Kaj, L., Ekheden Y, Dusan B Brorström-Lundén (2007) "Results from the Swedish National Screening Programme 2006 Sbreport 1: Phtalates IVL Rapport B1750.

Paulsrud, B., Wien A. og Nedland K.T. (1997) Miljøgifter i norsk kompost og husdyrgjødsel. SFT-rapport 97:26, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.

Paulsrud och Lyngstad (2003) Reduksjon av organiske miljøgifter og smittestoffer ved ulike behandlingsmetoder for organisk avfall – Litteraturstudium, Aquateam-rapport 02-033 for ORIO-programmet Aquateam AS Oslo.

Pettersson, O. (1990) Avloppsslam i jordbruket? VäxtEko SLU Fakta Mark/Växter Nr 9

[http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/fakta\\_mark\\_vaxter/FMV90-09/FMV90-09.HTM](http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/fakta_mark_vaxter/FMV90-09/FMV90-09.HTM)

Potting J & Hauschildt M (2005) Background for Spatial Differentiation in the LCA Impact Assessment. The EDIP 2003 Methodology. Danish Ministry of the Environment Project No 996 2005 Miljöprojekt.

Profu (2005) SEA 3 – Sammansättning och egenskaper hos olika avfallsslag – version 3.

Profu 2007) Avfallshanteringens påverkan på växthuseffekten – fallstudie Renova. På uppdrag av Renova.

Profu (2010), Arbetsmaterial från Waste Refinery projekt WR21, att publiceras feb. 2010 )

Rosenbaum, R.K. Bachmann, TM, Swirsky Gold Huijbregts, A.J., Joliet, O, Juraske R , Koehler, A., Larsen, H.F. MacLeod, M. Margni, M, McKone, T.E. Payet, J. Schuhmacher, M, van de Meent D, YHauschild MZ. (2008) "USETox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. Int J LLife Cycle Assess 13:532-546.

RVF (2001) "Förbränning av avfall En kunskapssammanställning om dioxiner" RVF Rapport 2001:13

RVF (2005a) Organiske forurensninger i kompost og bioest. N rapport från BUS-projektet. RVF Utveckling 2005:13

RVF (2005b) Emissioner fra kompostering En rapport från BUS-projektet. RVF Utveckling 2005:13

Scheithauer och Marb (2002) "Schadstoffgehalte von Bio- und Grünabfallkomposten" Müll u Abfall 2 60-68.

Schramm, K.W., Klimm, C., Henkelmann, K. och Kettrup, A. (1996) Formation of octa and heptachlorodibenzo-p-dioxins during semianaerobic digestion of sewage sludge. In: Organohalogen Compounds., Vol, 27 Dioxin '96.

SP (2009) Certifieringsregler för Biogödsel SPCR 120

Sternbeck, J., Remberger M., Kaj I Strömberg, K. Palm, A., Brorström-Lundén E (2001) "HBCD i Sverige – screening av ett bromerat flamskyddsmedel" IVL Rapport B 1434

Sundqvist, JO, Baky, A, Björklund, A, Carlsson M. Eriksson, O, Frostell, B, Granat, J, och Thyselius, L (1999). Systemanalys av energitnyttjande från avfall – Utvärdering av energi, miljö och ekonomi – Fallstudie Älvdalen. IVL-Rapport B1382.

Sundqvist J.-O., Baky, A., Carlsson Reich, M., Eriksson, O., Granath, J. (2002) "Hur skall hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder" IVL Rapport B 1462.

Sundqvist, JO, Finnveden, G, Sundberg, J (2002b). Syntes av systemanalyser av avfallshantering. IVL-Rapport B1491.

Svensson, A. (2002) Miljögifter i avloppsslam - en studie omfattande 19 reningsverk i Västra Götaland Rapport 2002:39 (<http://www4.o.lst.se/pdf/rapport200239.pdf>)

Torstensson, L. (1990) Vad händer med kemiska bekämpningsmedel i marken? SLU Info/ rapporter trädgård. Institutionen för mikrobiologi SLU Alnarp.  
[http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/slu\\_info\\_rapp\\_tradg/IRT357/IRT357L.HTM](http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/slu_info_rapp_tradg/IRT357/IRT357L.HTM)

## Bilaga A Beräkning av summa toxiska ekvivalenter

Ett grundläggande antagande är att man kan summera effekten av varje enskild komponent till en sammanlagd giftverkan. Mängden av varje giftig komponent multipliceras med en viktningsfaktor (TEF) som relaterar till giftigheten av 2,3,7,8-tetraklordibenso-*p*-dioxin. Därefter summeras dessa till summa toxiska ekvivalenter förkortat TE eller TEQ (tidigare TCDD-ekvivalenter). Nya forskningsresultat har tillkommit och nya viktningsfaktorer har successivt utvecklats, först de "Nordiska" dioxinekvivalenterna, sedan de "internationella" och nu "WHO-ekvivalenter" (som även omfattar PCB). Den grundläggande modellen är densamma. I tabellen nedan redovisas några av använda viktningsfaktorer.

Se vidare bl.a. <http://www.tomasoberg.com/swedish/tcdd.htm>.

***Olika viktningsfaktorer (TEF) för att beräkna mängd toxiska ekvivalenter (TE).***

| Kongen                      | Eadon | Nordiska | Internat. | WHO     |
|-----------------------------|-------|----------|-----------|---------|
| Dibenso- <i>p</i> -dioxiner |       |          |           |         |
| 2,3,7,8-TCDD                | 1     | 1        | 1         | 1       |
| 1,2,3,7,8-PeCDD             | 1     | 0.5      | 0.5       | 1       |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDD           | 0.03  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDD           | 0.03  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDD           | 0.03  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD         | 0     | 0.01     | 0.01      | 0.01    |
| OCDD                        | 0     | 0.001    | 0.001     | 0.0001  |
| Dibensofuraner              |       |          |           |         |
| 2,3,7,8-TCDF                | 0.33  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 1,2,3,7,8-PeCDF             | 0.33  | 0.01     | 0.05      | 0.05    |
| 2,3,4,7,8-PeCDF             | 0.33  | 0.5      | 0.5       | 0.5     |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDF           | 0.01  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDF           | 0.01  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDF           | 0.01  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 2,3,4,6,7,8-HxCDF           | 0.01  | 0.1      | 0.1       | 0.1     |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF         | 0     | 0.01     | 0.01      | 0.01    |
| 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF         | 0     | 0.01     | 0.01      | 0.01    |
| ODCF                        | 0     | 0.001    | 0.001     | 0.0001  |
| Icke- <i>orto</i> PCB*      |       |          |           |         |
| PCB 77                      | 0     | 0        | 0         | 0.0001  |
| PCB 81                      | 0     | 0        | 0         | 0.0001  |
| PCB 126                     | 0     | 0        | 0         | 0.1     |
| PCB 169                     | 0     | 0        | 0         | 0.01    |
| Mono- <i>orto</i> PCB*      |       |          |           |         |
| PCB 105                     | 0     | 0        | 0         | 0.0001  |
| PCB 114                     | 0     | 0        | 0         | 0.0005  |
| PCB 118                     | 0     | 0        | 0         | 0.0001  |
| PCB 123                     | 0     | 0        | 0         | 0.0001  |
| PCB 156                     | 0     | 0        | 0         | 0.0005  |
| PCB 157                     | 0     | 0        | 0         | 0.0005  |
| PCB 167                     | 0     | 0        | 0         | 0.00001 |
| PCB 189                     | 0     | 0        | 0         | 0.0001  |

## Bilaga B Kortfattat om de utvalda ämnena

### Arsenik

#### *Kemiska egenskaper och användning*

Arsenik är ett grundämne som återfinns naturligt i berggrunden. De högsta halterna förekommer i områden med sulfidrika bergarter i Västerbotten. Arsenik används främst som träsnyddsmiddel och för konservering av olika material, bl.a. uppstoppade djur-. I vissa länder används arsenik även i växtbekämpningsmedel. I områden där arsenik återfinns i betydande halter i mark, kan arsenik även återfinnas i dricksvatten. Arsenik är också ett grundämne som delvis sprids genom långdistanstransport av luftföroreningar.

#### *Hälso- och miljöeffekter*

Arsenik kan ge allvarliga effekter vid både akut och kronisk exponering. Människor exponeras via dricksvatten, mark och luft för oorganisk arsenik, och via föda för organisk arsenik, framför allt via fisk och skaldjur. Arsenik är cancerframkallande och kan efter många års exponering ge tumörer i hud, lunga, urinblåsa och njure.

Kronisk exponering för oorganisk arsenik kan skada perifera blodkärl, främst i fötter och ben, men kan även leda till leverskador och diabetes.

#### *Anknytning till avfall och avfallsbehandling*

Arsenik är dels ett grundämne som är spritt i miljön och kan förekomma i de flesta avfallsfraktioner. Specifikt förekommer arsenik i impregnerat träavfall.

### Bly

#### *Kemiska egenskaper och användning*

Bly har använts under lång tid i en rad olika vardagliga produkter; i mynt, färgpigment, kokkärl, keramik och konservburkar, men även i vattenledningssystem. Bly användes tidigare som antiknackningstillsats i bensin, men denna användning har nu helt upphört i Sverige (och EU?). I dagens läge används bly i batterier, kablar, färgpigment, ammunition, fiskesänken samt lödmaterial. Genom den allmänna användningen är metallen allmänt spridd i miljön, i luft, mark, vatten och även föda. Halterna av bly är högre i södra Sverige än i norra Sverige vilket visar på bidrag från långdistanstransport.

Bly tillhör den grupp av ”särskilt farliga ämnen” som enligt miljömålet ”Giftfri miljö” ska fasas ut. Nyproducerade varor ska senast år 2010 vara fria från bly.

#### *Hälso- och miljöeffekter*

Blyexponering kan skada nervsystemet redan vid låga halter, och leda till försämrad intellektuell utveckling samt beteendestörningar hos barn. Foster och barn är särskilt känsliga för bly. Hos vuxna kan blyexponering ge ökad förekomst av hjärt- och kärlsjukdomar. Den tidigare användningen av bly i bensin gav upphov till en allmän spridning av bly i miljön. Förhöjda halter kunde ses i mark samt växter och bär främst längs vägar och i blod hos barn främst i tätorter. Sedan utfasning av bly i bensin skedde 1995 har

halterna generellt minskat. Nivåerna är dock fortsatt tillräckligt höga för att de inte ska öka ytterligare och för att de ska behöva övervakas hos känsliga grupper.

Blyhalterna i skogsmark bedöms vara i nivå med eller t.o.m. högre än nivåer där effekter observeras.

### ***Anknytning till avfall och avfallsbehandling***

Genom att bly är väl spritt i samhället finns risker att spridning kan ske via avfall och avfallsbehandling.

## **Kadmium**

### ***Kemiska egenskaper och användning***

Kadmium är en annan av de metaller, som anses vara viktiga ur miljösynpunkt. Användningen av kadmium i en rad applikationer har förbjudits och i miljömålet "Giftfri Miljö" är ett av delmålen att kadmiumanvändningen och kadmiumspridningen till miljön ska upphöra. Kadmium är en biprodukt vid framställning av zink och handelsgödsel. Kadmium har använts som pigment i röda och gula målarfärger, plaster och keramiska glasyrer. Främsta användningen på senare år är i laddningsbara batterier (Ni-Cd). Sedan 1998 är dock sådana inte tillåtna.

Kadmium är en lättrörlig metall, som tas lätt upp av växternas rotsystem: Kadmium kan därvid spridas vidare i miljön genom förekomst i gödningsmedel samt slam och andra produkter som används för jordförbättring. Förutom detta sker en storskalig spridning av kadmium via långdistanstransporterade luftföroreningar, som bidrar till nedfall från luften, främst i södra Sverige.

### ***Hälsa- och miljöeffekter***

Människor exponeras för kadmium främst genom födan. Cigarettrökning är en annan viktig exponeringsväg för rökare. Kvinnor har generellt högre kadmiumbelastning än män. Detta beror på ett högre upptag av kadmium sker i magtarmkanalen hos kvinnor. Kadmium ansamlas framför allt i njurarna och det är i första hand i njurarna som skador har konstaterats. Den biologiska halveringstiden för kadmium är lång, 10-30 år.

Förekomst av kadmium i föda är delvis relaterat till att kadmium förekommer i handelsgödsel och rötslam som tillförs åkermark. Det sker fortfarande en genomsnittlig nettoökning av kadmiuminnehållet i åkermark. Kadmiumtillförsel via atmosfärsdeposition är en viktig tillförselväg.

Kadmiumhalten i svensk skogsmark ökade stadigt fram till mitten av 1980-talet. På senare tid har det minskat storskaligt nedfall i kombination med ökad markförsurning lett till att mer kadmium transporteras bort från de ytliga marklagren, jämfört med vad som tillförs. Därigenom minskar halterna av kadmium i markens (mårlagrets) och utläckaget till vatten ökar.

Inga storskaliga effekter (liknande de som orsakats av bly och kvicksilver på mikrobiologisk aktivitet) har kunnat påvisas som följd av kadmiumökningen i mark. Några effekter hos marklevande djur på grund av förhöjda kadmiumhalter har inte heller kunnat påvisas.

Toxiciteten av kadmium i mycket mjuka vatten, typiska för nordiska förhållanden, skall undersökas ytterligare innan slutsatser för dessa vatten kan dras.

#### ***Anknytning till avfall och avfallsbehandling***

Kadmium förekommer i det avfall som genereras i hushållen och som främst går till förbränning. Utsläpp till luft av kadmium till luft sker främst vid förbränning av dåligt sorterat avfall. En orsak anges vara ofullständig insamling av nickel-kadmiumbatterier.

## **Koppar**

#### ***Kemiska egenskaper och användning***

Koppar är en rödaktig metall som är smidbar och tålig samt har goda värmeledande egenskaper. En balans över koppar tillförseln har gjorts i:

([http://www.koppar.com/files/miljo\\_o\\_halsa\\_sv.pdf](http://www.koppar.com/files/miljo_o_halsa_sv.pdf)) och visar största mängderna till mark erhålls med nederbörden. Inom jordbruket sprids kopparberikad gödsel för att ge nödvändigt mineral till grödan. Vägtrafikens utsläpp ger via slitage av bromsar samt via vägdamm och bränslepartiklar utsläpp av koppar. Koppar avges också vid användning av produkter som husfärger och båtbottnfärger, samt genom korrosion av koppartak och vattenledningar.

#### ***Hälso- och miljöeffekter***

Koppar är en metall som är livsnödvändig i vissa doser (essentiell metall) och som bl.a. behövs för barns tillväxt och för hjärnans utveckling. Även hjärta och blodkärl är beroende av koppar och koppar behövs dessutom för att järnet i blodet ska kunna transportera syre. Koppar är vidare en antioxidant och viktig för immunförsvaret samt ger skelettet styrka och elasticitet. Koppar har alltså många positiva egenskaper, men överdosering kan ge skador på människans hälsa och troligen kunna leda till hjärtskador, mentala störningar samt illamående. Vattenledningsvatten med hög kopparhalt kan ge diarréer hos barn. Överdoser av koppar kan även påverka upptaget av järn negativt, varvid järn lagras in i levern i för stora doser vilket kan leda till blodbrist, se vidare.

<http://www.halsosidorna.se/Koppar.htm>

Det är dock inte önskvärt att kopparhalterna ska öka i miljön, eftersom förhöjda halter kan ge upphov till skadliga effekter på mark- och vattenorganismer. Sådana effekter anses kunna uppträda vid de haltnivåer som uppmäts i förorenade miljöer till exempel i storstäder.

Genom att studera miljön runt Falun kan slutsatser dras om hur naturen kan påverkas av stora utsläpp av svaveldioxid och metaller. Spåren i miljön runt Falu koppargruva är tydliga än idag.

#### ***Anknytning till avfall och avfallsbehandling***

Koppar förekommer liksom övriga metaller väl spridd i miljön och förekommer i en rad varor och produkter till avfall. Metalliskt koppar återvinns i dag i stor omfattning. Genom att kopparn betingar ett högt pris är det givetvis eftertraktat för insamling och försäljning.

## Kvicksilver

### *Kemiska egenskaper och användning*

Kvicksilver är den enda metall som är flytande vid rumstemperatur. Kvicksilver är så lättflyktigt att det lätt förgasas redan vid rumstemperatur. Metallångorna är giftiga, liksom alla kemiska föreningar som innehåller kvicksilver. Genom att kvicksilver även är bioackumulerbart (det löser sig i fettvävnad och utsöndras inte med urinen) kan ämnet anrikas i organismer och näringskedjor. Bioackumulerbarheten gör att kvicksilver klassas som miljöfarligt.

Användningen av kvicksilver har minskat drastiskt sedan 1960-talet, och inom EU har man fattat beslut om utfasning av i stort sett all användning. Som ett led i arbetet med miljömålet Giftfri miljö har beslut fattats om utfasning av kvicksilver. Kvicksilver tillhör den tidigare nämnda gruppen av ”särskilt farliga ämnen” och från 2003 får nyproducerade varor inte innehålla kvicksilver. Amalgamfyllningar av hål i tänderna görs inte längre. Lysrör och lågenergilampor innehåller kvicksilver, vilket kräver särskilt omhändertagande som farligt avfall.

### *Hälsa- och miljöeffekter*

Kvicksilver och kvicksilverföreningar är giftiga. Ett mycket giftigt ämne är metylkvicksilver som anrikas i näringskedjor. Hälsoeffekter kan uppkomma genom inandning av kvicksilverånga i luft men också genom intag av kvicksilver via föda, främst fisk med förhöjda metylkvicksilverhalter. Exponering kan ge skador på nervsystemet och på en rad andra system som hjärtskärlsystemet, immunsystemet, på reproduktionen och njurarna. Gravida kvinnors intag av metylkvicksilver överförs till fostret, genom att det kan passera blod-hjärnbarriären. En särskild fara med detta är att den mentala utvecklingen hos barn troligen hämmas redan vid låga halter.

Exponeringen sker i stor utsträckning via födan. Särskilt befolkningsgrupper som äter mycket fisk, skaldjur och marina däggdjur är särskilt utsatta för betydande exponering. Kostrekommendationer med angivande av maximala intag av främst insjöfisk, har utfärdats till gravida kvinnor.

Kvicksilverspridning genom att använda metylkvicksilver för bekämpning av svampar i utsäde gav under 1950 och -60-talet upphov till en omfattande rovfågeldöd i Sverige.

### *Anknytning till avfall och avfallsbehandling*

Kvicksilver förekommer liksom övriga nämnda metaller väl spritt i samhället. Kvicksilver har dessutom genom sin flyktighet förmåga att emitteras, deponeras och återemitteras i miljön.

## Bromerade flamskyddsmedel

### *Kemiska egenskaper och användning*

Bromerade organiska föreningar (flamskyddsmedel) är en hel grupp ämnen som till följd av deras flamskyddande egenskaper utnyttjats för att skydda olika produkter från brand. De

används i produkter som textilier av olika slag, plaster, möbler i offentlig miljö, skyddskläder, gummikablar, isoleringsmaterial samt elektriska och elektroniska produkter, inte minst i datorer. Ämnena ska skydda produkterna under hela deras livstid och det är därmed en fördel ur brandskyddssynpunkt att de är kemiskt stabila. Det är dock en nackdel, när varorna ska skrotas. Ämnena som används är stabila i miljön och vissa har vissa miljöegenskaper som liknar kända miljögifter. De är fettlösliga

Flamskyddsmedel är betydande bärare av brom, men bedöms inte vara föregångsämnen till nybildning.

Ämnena sprids genom diffust läckage från industriella applikationer och varor, redan innan de utgör avfall.

### ***Enskilda ämnen som används***

Bland de använda ämnena inom gruppen finns tre ungefär lika stora undergrupper; polybromerade difenyletrar (PBDE), tetrabrombisfenol A (TBBPA) och en grupp olika produkter innehållande polybromerade bifenyler (PBB) och hexabromcyklododekan (HBCDD).

PBDE förekommer i de tekniska produkterna penta- och okta-BDE (blandningar av olika kongener) samt deka-BDE som endast består av deka-BDE. Hexabromcyklododekan (HBCDD) används i polystyren och som isolationsmaterial i byggnader och infrastruktur. Tetra och pentaBDE är starkt bioackumulerbara.

I och med att flamskyddsmedlen sprids med använda produkter och riskerar att komma ut i yttre miljö, utgör de ett samhällsproblem. Spridningen till yttre miljö sker genom läckage och diffus spridning från varor och vid hantering av avfall samt i samband med avfallsförbränning eller materialåtervinning (av ädelmetaller i brandskyddad elektronik). Kontrollerad förbränning innebär en effektiv destruktion av de bromerade ämnena varvid spridning i miljön undvikas.

De medel som ingår i gruppen flamskyddsmedel har olika grad av miljöpåverkan, vilket medfört att vissa av dem är inte är tillåtna i Sverige och inom EU.

### ***Hälso- och miljöeffekter***

Ämnena ansamlas i fettrik vävnad i kroppen och ansamlas i näringskedjan. Exponeringen sker främst genom födan, där fisk och skaldjur ger största bidragen. Exponering sker dessutom via hudkontakt och inandning, kanske främst i arbetsmiljön, men även via damm i inomhusmiljön.

Kunskapen om de bromerade flamskyddsmedlens miljö- och hälsoegenskaper är begränsad. Det bedöms dock finnas anledning att misstänka ämnena för att kunna ge allvarliga problem, genom de strukturella likheter som föreligger med välkända miljögifter som t ex PCB. Långvarig exponering i djurförsök har visat på effekter på lever, sköldkörtel, reproduktion, fosterutveckling och allergi. Att ämnena är persistenta, ansamlas i fettvävnader och anrikas i näringskedjor kan innebära stora problem på längre sikt. Bromerade flamskyddsmedel har uppmätts i olika delar av näringskedjan; i fågel och fisk samt mänsklig bröstmjölk samt i luft och nederbörd på avlägsna platser som Gotska Sandön. Detta indikerar att en bred spridning skett i miljön.

Långvarig exponering i djurförsök har visat på effekter på lever, sköldkörtel, reproduktion och fosterutveckling samt allergi. För en ordentlig riskbedömning behövs dock bättre kunskaper om förekomst och spridning, samt kunskap om neurotoxiska och hormonella hälsoeffekter. Bland de enskilda ämnena finns HBCDD som i nyligen gjorda studier har visat hormonstörande egenskaper och egenskaper som påverkar fosterutvecklingen.

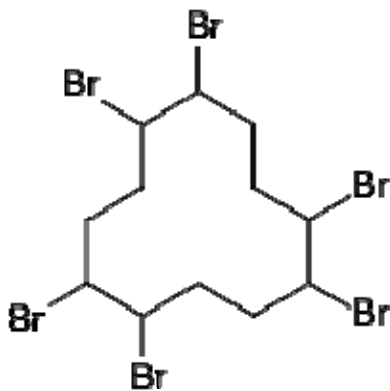
Några riktvärden eller riskbedömningar har inte utarbetats för dessa ämne. Se vidare Karolinska Institutets riskweb<sup>4</sup>. Data från nedbrytbarhetstester pekar mot att ämnet har låg nedbrytbarhet i sediment. Potentialen att bioackumuleras är klart högre än det tröskelvärde som ansatts. Detsamma gäller toxicitet för vattenorganismer. I Sverige anses att HBCDD uppfyller kriterierna för ett PBT-ämne (KemI 2006).

Dekabromdifenyleter (dekaBDE) - underlag till ett nationellt förbud. [KemI rapport 5/04](#), Kemikalieinspektionen 2004. Bromerade flamskyddsmedel – Förutsättningar för ett nationellt förbud. [KemI Rapport 4/03](#), Kemikalieinspektionen 2003. Flamskyddsprojektet. KemI Rapport 16/95, Kemikalieinspektionen 1995,

Öberg, T. KemI, PM 14/1994. [http://www.tomasoberg.com/pdf/kemi\\_94\\_14.pdf](http://www.tomasoberg.com/pdf/kemi_94_14.pdf)

***Kemisk formel, ett exempel Hexabromcyklododekan (HBCDD)***

Hexabromcyklododekan (HBCDD) har en kemisk struktur i form av en ring med tolv kolatomer och sex bromatomer bundna till ringen.



<sup>4</sup> <http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=11353&a=5742&cid=11359&l=sv>.

## Dioxin

### *Kemiska egenskaper och användning*

Dioxiner är ett samlingsnamn på en rad olika enskilda ämnen (kongener); polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD), polyklorerade dibensofuraner (PCDF) och vissa s.k. dioxinlika PCB-er. Den mest toxiska och välstuderade är TCDD (2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin). En sammanvägt mått beräknas av de analyserade kongenerna genom att de multipliceras med en faktor (TEF) för deras giftighet till en summa dioxinekvivalenter (TE). Olika modeller finns I-TE, WHO-TE etc. som använder något olika toxicitetsfaktorer

(se <http://www.tomasoberg.com/swedish/tcdd.htm>).

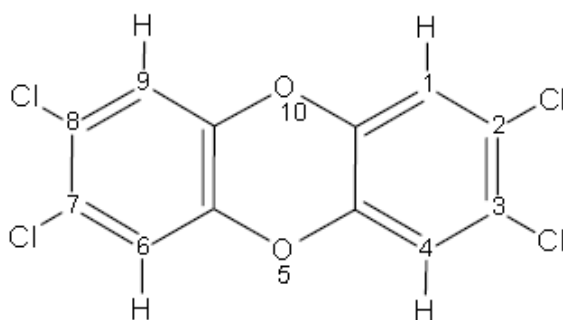
Dioxiner bildas i spårmängder vid en rad processer under värme, där organiska ämnen och klor förekommer; sopförbränning, produktion av järn- och stål, tidigare även klorblekning av pappersmassa. Numera är utsläppen från flera av dessa källor betydligt lägre än på 1990-talet.

### *Hälso- och miljöeffekter*

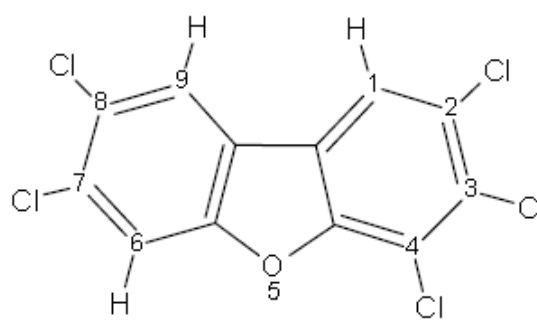
Människors exponering för dioxiner – liksom för PCB-er - sker huvudsakligen via feta animaliska livsmedel, fisk, kött och mjölk samt modersmjölk. Halterna av dioxin i fisk och modersmjölk har som nämnts sjunkit kraftigt sedan 1970-talet även om en viss utplaning skett på senare år. Halterna i strömming var på samma nivå 2005 som på 1990-talet. Tillförseln till Östersjön bedöms fortsätta även om källorna inte är helt kända.

Långtidsexponering för låga doser av dioxiner har vid djurförsök visat kunna ge upphov till cancer, försämrat immunförsvar samt reproduktions och utvecklingsskador. Reproduktionsstörningar påverkar både hannar och honor. Foster är särskilt känsliga. Exponeringen bedöms även kunna leda till sjukdomar som diabetes, hjärt- och kärlsjukdom och osteoporos (benskörhet).

### *Kemisk struktur ett exempel*



2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin



2,3,4,7,8-pentaklordibenzofuran

### *Anknytning till avfall och avfallsbehandling*

Dioxin förekommer som en förorening i många material. Dioxin anrikas i fettvävnad och förekommer i större mängder i animaliskt matavfall än i avfall av vegetabiliskt ursprung.

## Polyklorerade bifenyl (PCB)

### *Kemiska egenskaper och användning*

PCB är samlingsnamn på en stor grupp naturfrämmande ämnen, som tillverkats av människan. De olika kongenerna har liknande kemisk struktur, fast olika antal kloratomer bundna och på olika ställen i molekylerna. De fettlösliga och svårnedbrytbara och bioackumulerbara. De tolv giftigaste kan ge samma effekter som dioxiner. PCB har länge använts som isolermedel i kondensatorer och transformatorer. Nyanvändning förbjöds redan på 1970-talet och sedan mer än tio år får inga PCB-innehållande produkter användas. PCB läcker dock fortsatt ut i miljön via avfallshantering och förbränningsprocesser. Stora mängder PCB finns i fogmassor och andra byggmaterial, vilket fortsatt utgör en källa till PCB i miljön.

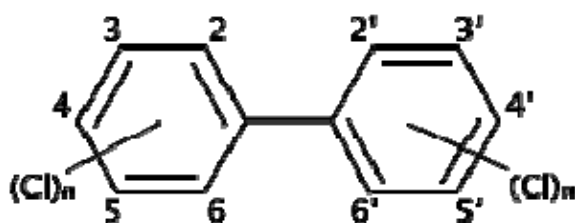
### *Hälsa- och miljöeffekter*

Människor exponeras framför allt via födan. Feta animaliska livsmedel, som fisk, mjölk och kött ger de högsta halterna. Halterna av PCB i fisk och modersmjölk har sjunkit sedan 1970-talet, men minskningen har nu plant ut. Förhöjda halter har uppmätts i blod hos personer som bor i hus som innehåller PCB-haltiga fogmassor.

Studier har visat att exponering för dessa ämnen är hormontörande, kan ge cancer, försämrat immunförsvar och beteendeförändringar. Fosterutvecklingen är den mest känsliga perioden för PCB-exponering.

### *Kemisk struktur*

PCB



### *Anknytning till avfall och avfallsbehandling*

I Sverige förekommer inte längre någon registrerad nyanvändning av PCB. Användningen av PCB-fyllda transformatorer och kraftkondensatorer avvecklades helt under 1990-talet. PCB-föreningar kan dock förekomma som föroreningar i andra produkter. Endast ett fåtal analysresultat finns rapporterade. Tidigare återfanns förhöjda halter i vissa returpappersprodukter. Huvuddelen av PCB återfanns i byggnadsmaterial.

[Hela rapporten som en PDF-fil, 272 kb](#)

## Ftalater

### *Kemiska egenskaper och användning*

Även ftalater är ett samlingsnamn för en rad kemiska föreningar, som tillverkats utgående från ftalsyra. De används bland annat som mjukgörare i plast, främst PVC-plast. Mängden ftalat i plast kan uppgå till ungefär hälften av den totala plastens vikt. Ftalater är inte kemiskt bundna i plasten varför de kan läcka ut till omgivningen i takt med att varorna slits och därmed spridas till miljön.

DEHP De refflista sid 28 i screen Carlsson mfl

Olika enskilda ftalater

Tidigare var den vanligaste ftalaten dietylhexylftalat (DEHP) och det är den ftalat som undersökts mest. DEHP är relativt stabil, varför man ersatt denna med andra ftalater, diisodecylftalat (DIDP) och diisononylftalat (DINP).

### *Hälso- och miljöeffekter*

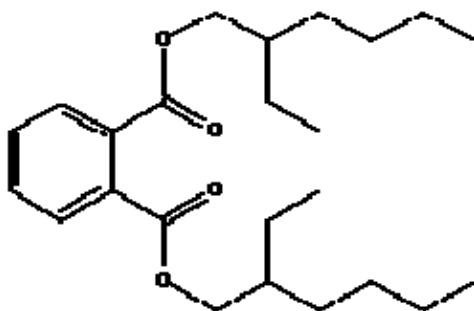
Ftalater är väl spridda i miljön och förekommer i låga halter i stort sett över allt. Spridning till miljön sker dels under hela den tid plastprodukterna används, dels i samband med avfallshanteringen. Exponeringen av människor sker genom inandning, via föda och dricksvatten samt genom huden. Små barn exponeras genom modersmjölk. Foster exponeras via mamman.

Djurförsök har visat att DEHP påverkar lever, könsorgan och fortplantning. Små barn och foster liksom unga djur, anses vara särskilt känsliga. Den diffusa spridningen och den kontinuerliga exponering som människor bedöms vara utsatta för, kan innebära en risk för hälsoeffekter.

Tidigare antogs åtminstone DEHP vara cancerframkallande ("möjligt cancerframkallande för människa"). DEHP är numera klassad som "inte cancerframkallande". (IARC Monograph vol. 77, 15-22 feb 2000.

### *Kemisk struktur*

#### *DEHP*



***Anknytning till avfall och avfallsbehandling***

Ftalater förekommer som mjukgörare i plaster. Ftalaterna kan diffundera ut från plasten under plastproduktens användning och därmed kontaminera andra material inte minst matvaror. .

[www.europarl.europa.eu/meetdocs/committees/itre/.../427193SV.doc](http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/committees/itre/.../427193SV.doc) - [Similar](#)

<http://www.naturskyddsforeningen.se/upload/Foreningsdokument/Rapporter/miljogifter/plastkor-sv.pdf>

## Bilaga C Verktug i värderings- och åtgärdsarbetet

### ***Miljömålet "Giftfri Miljö"***

Arbetet med att minska de toxiska ämnenas miljöpåverkan kan sammanfattas genom miljömålet "Giftfri miljö". Detta miljömål innebär att minska utsläppens storlek och fasa ut särskilt otrevliga ämnen, men även att öka kunskaperna om ämnena, både rörande förekomsten i samhället och i den industriella produktionen för att kunna ersätta toxiska ämnen, med mindre toxiska föreningar. Arbete och åtgärder under målet Giftfri miljö ska verka mot bättre kunskaper om kemikalier och toxiska ämnen samt en minskad användning av sådana. Målet ska nås inom en generation och innebär att: *"Miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden."* Miljömålet "Giftfri miljö" syftar till att inom en generation d.v.s. till år 2020 förbättra situationen så att:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrunds nivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll.
- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadlig för människor.

Ett antal delmål har preciserats till Giftfri miljö. Delmålen ska vara uppnådda senast 2020, många redan tidigare. Delmålen rör aspekter som:

- Ökad kunskap om egenskaperna hos alla avsiktligt framställda och utvunna kemiska ämnen. Information ska ges genom att varor förses med hälso- och miljöinformation.
- Utfasning ska ske av farliga ämnen. Nyproducerade varor ska så långt möjligt vara fria från cancerframkallande, arvmassepåverkande och fortplantningsstörande ämnen, organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerbara ämne, samt kvicksilver, kadmium och bly. I huvudsak ska detta ske före 2015.
- Förekomst av ämnen som försvårar återvinning av material ska undvikas.
- Riktvärden ska fastställas för vissa ämnen, där halten anges för högst i miljön eller högst exponering.
- Förorenade områden ska efterbehandlas.

Miljömålet "Giftfri miljö" bedöms vara svårt att nå. Utvecklingen mot målet sker långsamt och motverkas av den ökande kemikalieanvändningen. En annan faktor som i viss mån motverkar målen är att allt större del av produktionen av varor numera sker i länder med dålig kemikaliekontroll.

### ***Miljömålet god bebyggd miljö***

Målet God bebyggd miljö innehåller ett delmål som rör mängden genererat avfall:

- Den totala mängden genererat avfall ska inte öka och avfallsresursen ska tas till vara i så hög grad som möjligt samtidigt som miljöpåverkan ska minska.

- År 2010 ska minst 50 % av hushållsavfallet återvinnas genom materialåtervinning, inkl. biologisk behandling
- År 2010 ska minst 35 % av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. (källsorterat avfall till central behandling och hemkompostering
- År 2010 ska matavfallet från livsmedelsindustrin återvinnas genom biologisk behandling

Utvecklingen har för flera av delmålen gått åt rätt håll. Det är osäkert om målen nås fullständigt. Bedömningen är att det svåraste blir att stoppa ökningen av de totala avfallsmängderna.

### ***Ny kemikalielagstiftningen REACH inom EU***

Den nya kemikalielagstiftningen inom EU antogs 2006 och trädde året därpå i kraft i Sverige. Information finns på <http://www.sweden.gov.se/sb/d/6043>.

REACH-lagstiftningen innebär att alla ämnen som används ska registreras, både de som finns på marknaden och de som nyttillverkas. Registreringen innebär också krav på riskbedömning och godkännande. Både substitutionsprincipen och försiktighetsprincipen som finns i miljöbalken ingår. Den som tillverkar kemikalier ansvarar för att ta fram nödvändig kunskap om kemiska ämnen och deras egenskaper. Även riskbedömningar ska göras och åtgärder vidtas för att hantera riskerna. Konsumenterna ska kunna begära information om förekomst av särskilt farliga ämnen i varor. Genom dessa åtgärder kommer kunskaperna om kemikalier att öka. Farliga ämnen kommer inte att kunna användas utan speciellt tillstånd. Säkrare alternativ ska alltid övervägas.

Lagstiftningen kommer på sikt sannolikt att leda till en begränsning och utfasning av särskilt farliga ämnen och sannolikt också till en minskande mängd kemikalier som används i varor. .





**WASTE REFINERY**  
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut  
Box 857, 501 15 Borås  
[wasterefinery@sp.se](mailto:wasterefinery@sp.se)  
[www.wasterefinery.se](http://www.wasterefinery.se)