

# Miljöprestanda och samhällsekonomi för saneringsmetoder

RAPPORT 5793 • FEBRUARI 2008



Kunskapsprogrammet



# Miljöprestanda och samhällsekonomi för saneringsmetoder

Karin Andersson, SIK AB, Institutet för Livsmedel och Bioteknik/Akzo Nobel,

Technology & Engineering, Sustainable Development

Johan Alm, WSP Environmental

Thomas Angervall, SIK AB, Institutet för Livsmedel och Bioteknik

Joakim Johansson, WSP Analys & Strategi

John Sternbeck, WSP Environmental

Friederike Ziegler, SIK AB, Institutet för Livsmedel och Bioteknik

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

**Naturvårdsverket**

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: [natur@naturvardsverket.se](mailto:natur@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978- 91-620-5793-0.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2008

Tryck:CM Gruppen AB

Elektronisk publikation

Omslagsfoto: Rolf Randborg, SPIMFAB

# Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Föreliggande rapport redovisar projektet ”Miljöprestanda och samhällsekonomi för saneringsmetoder” som genomförts inom Hållbar sanering.

Följande personer har ingått i den projektgrupp som genomfört projektet och skrivit rapporten: Karin Andersson, SIK AB, Institutet för Livsmedel och Bioteknik/Akzo Nobel, Technology & Engineering, Sustainable Development, Johan Alm, WSP Environmental, Thomas Angervall, SIK AB, Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Joakim Johansson, WSP Analys & Strategi, John Sternbeck, WSP Environmental samt Friederike Ziegler, SIK AB, Institutet för Livsmedel och Bioteknik.

Följande personer har ingått i projektets referensgrupp: Jonny Bergman, Soilrem - Envirotech AB, Marcus Carlsson Reich, Naturvårdsverket, Henrik Ekman, EkoTec AB, Tomas Ekvall, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Per Johansson, WSP Environmental samt Sverker Molander, Chalmers. Författarna riktar ett stort tack till referensgruppen! Stort tack också till SPIMFAB för tillgång till haltdata i förorenad jord! Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Knut Per Hasund, Sveriges Lantbruksuniversitet.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket februari 2008



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>INNEHÅLL</b>	<b>5</b>
<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>8</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>11</b>
<b>1 INLEDNING</b>	<b>14</b>
1.1 Bakgrund	14
1.2 Projektets organisation och genomförande	14
1.3 Läsanvisning	15
<b>2 MÅL OCH OMFATTNING</b>	<b>17</b>
2.1 Syfte	17
2.2 Mål, målgrupp och användning	17
2.3 Upplägg och avgränsningar	18
2.4 Funktionell enhet	20
2.5 Insamling av data och datakvalitet	20
<b>3 FALLSTUDIEN</b>	<b>21</b>
3.1 Kort om saneringsmetoderna	22
3.1.1 Kompostering på plats	22
3.1.2 Kompostering i storskalig anläggning	23
3.1.3 In-situ (luftning)	23
3.2 Vår modell	23
<b>4 METODIK</b>	<b>26</b>
4.1 Toxiska ämnen och risk	26
4.1.1 Introduktion	26
4.1.2 Strategi toxiska ämnen	26
4.1.3 Sammansättning av föroreningar	27
4.1.4 Primära emissioner	28
4.1.5 Karakteriseringsmetodik för toxiska ämnen	31
4.1.6 Toxiska ämnen och riskbedömning	34
4.2 Miljöprestanda	36
4.2.1 Introduktion till livscykelanalys	36
4.2.2 Livscykelanalysens mål och omfattning	38
4.2.3 System, systemgränser och viktiga antaganden	39
4.2.4 Indata och datakällor	39
4.2.5 Karakteriseringsfaktorer för miljöpåverkansbedömning	45
4.3 Samhällsekonomi	46
4.3.1 Introduktion	46

4.3.2	Svårigheten att värdera risker monetärt	48
4.3.3	Värderingen av emissioner till luft	50
4.3.4	Kostnader för att genomföra saneringen	52
4.3.5	Underlag för ranking av saneringsmetod	53
<b>5</b>	<b>UTVÄRDERING AV RISK</b>	<b>54</b>
<b>6</b>	<b>UTVÄRDERING AV MILJÖPRESTANDA</b>	<b>55</b>
6.1	Inventering	55
6.1.1	Primära emissioner av toxiska ämnen	55
6.2	Miljöpåverkansbedömning	59
6.2.1	Primär miljöpåverkan	59
6.2.2	Sekundär miljöpåverkan	62
6.3	Tolkning	68
6.3.1	Dominansanalys med avseende på delsystem	68
6.3.2	Dominansanalys med avseende på substanser	71
6.3.3	Slutsatser miljöprestanda	77
6.4	Sammanfattning miljöprestanda	79
<b>7</b>	<b>UTVÄRDERING AV SAMHÄLLSEKONOMI</b>	<b>80</b>
7.1	Inledning	80
7.2	Kostnader för emissioner till luft	80
7.3	Saneringskostnad	85
7.4	Totala kostnader för sanering	86
7.5	Sammanfattning samhällsekonomi	88
<b>8</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>90</b>
8.1	Övergripande diskussion av vårt fall	90
8.1.1	Hur påverkas rankningen om föroreningsnivå eller ambitionsnivå förändras?	91
8.1.2	Hur påverkas rankningen om platsens betingelser ändras?	91
8.1.3	Hur påverkas rankningen av saneringsområdets storlek?	91
8.1.4	Hur påverkas rankningen om fallstudiens tidsperspektiv ändras?	92
8.1.5	Hur påverkas rankningen av om utvärderingens avgränsningar förändras?	92
8.2	Värdet av vår utvärdering	94
8.3	Svårigheter och begränsningar	94
8.4	Användbarhet	95
<b>9</b>	<b>SLUTSATSER</b>	<b>96</b>
<b>10</b>	<b>REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT ARBETE</b>	<b>98</b>
<b>11</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>99</b>
<b>12</b>	<b>ANVÄNDA FÖRKORTNINGAR</b>	<b>102</b>

<b>BILAGA 1 INFORMATIONSSÖKNING OCH LITTERATURSTUDIER</b>	<b>103</b>
Bilaga 1A	
Analyser av miljöprestanda med livscykel perspektiv	103
Bilaga 1B	
Analyser av samhällsekonomi med livscykel perspektiv	117
<b>BILAGA 2 MILJÖDATA FÖR ARBETSMASKINER</b>	
<b>BILAGA 3 MILJÖDATA FÖR TRANSPORTER</b>	
<b>BILAGA 4 BERÄKNADE KARAKTERISERINGSFAKTORER FÖR HUMAN TOXICITET OCH EKOTOXICITET</b>	



# Sammanfattning

Sanering av förorenad mark har studerats i ett livscykelperspektiv med avseende på risk, miljöprestanda och samhällsekonomi. Syftet har varit att ge underlag till beslut i samband med sanering av förorenad mark, särskilt beslut rörande val av saneringsmetod. Utvärderingen har följande viktiga avgränsning – den är tänkt för en situation där beslutet gäller hur sanering bäst skall ske, dvs. beslutet att sanera och till vilken nivå är redan är taget. För denna beslutsituation har en modell för jämförelse av saneringsmetoder utvecklats.

Modellen beskriver: (1) Risk; (2) Miljöprestanda; och (3) Samhällsekonomi. Risk beskrivs med den i Sverige rådande metodiken för riskbedömning av förorenad jord. Miljöprestanda beskrivs med livscykelanalys (kategorierna resursanvändning, klimatpåverkan, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, human toxicitet och ekotoxicitet). Samhällsekonomi beskrivs med en samhällsekonomisk bedömning som kvantitativt hanterar åtgärdskostnader och samhällsekonomiska kostnader av emissioner. Modellen och utvärderingens omfattning framgår av tabellen nedan

## Sammanfattning av avgränsningar med avseende på effekter och aspekter

	Risk	Miljöprestanda	Samhällsekonomi
Primära effekter (effekter på området)	Ja	Ja	Nej
Sekundära effekter (effekter från saneringen och dess servicesystem)	Nej	Ja	Ja
Tertiära effekter (effekter pga. av kommande markanvändning)	Nej	Nej	Nej

Modellen har testats i en fallstudie av sanering efter en bensinstation/oljedepå/omlastningsstation, där jorden är förorenad av alifater, aromater och BTEX. I fallstudien har följande saneringsmetoder jämförts:

- Kompostering på plats
- Kompostering i storskalig anläggning
- In-situ (luftning)

För samtliga tre saneringsmetoder har fyra scenarier jämförts. Scenarierna varierar med avseende på föroreningshalter vid start respektive slut av saneringen. Slutligen har en prototyp till förenklat verktyg utvecklats. Målgruppen för såväl utvärderingen som verktyget är problemägarens konsulter, entreprenörer samt beslutsfattare på Naturvårdsverket, länsstyrelser och kommuner.

Fallstudien visar att aspekter som miljöprestanda och samhällsekonomi kan hanteras systematiskt och kvantitativt. I detta generella fall har modellen inte kunnat användas för att ge underlag till beslut angående: 1) val av område att

sanera; och (2) val av ambitionsnivå/åtgärds mål vid sanering. För att ge underlag till ovanstående beslut är det nödvändigt att även inkludera:

- de primära effekterna (t.ex. nytta genom att risker för människor och ekosystem reduceras) och
- de tertiära effekterna (t.ex. att värdet av den mark som saneras ökar)

Om dessa effekter skall inkluderas kvantitativt bör specifika fall/saneringsprojekt studeras.

För att det skall bli praktiskt genomförbart att mer rutinmässigt inkludera aspekter som miljöprestanda och samhällsekonomi i riskvärderingar och åtgärdsutredningar krävs dels mer forskning och utveckling, dels förenklingar och eventuellt också förenklade verktyg. Exempelvis behövs verktyg för att värdera risker monetärt. Fler fallstudier av olika saneringsprojekt (generella såväl som specifika) och saneringsmetoder kan ge den kunskap som behövs för att kunna förenkla och utveckla förenklade verktyg för olika beslutssituationer.

Fallstudiens viktigaste slutsatser är att för:

- sekundär miljöpåverkan (miljöpåverkan från saneringen och dess servicesystem i ett livscykelperspektiv)
- åtgärds kostnader och samhällsekonomiska kostnader av emissioner

är valet av saneringsmetod betydligt mer avgörande än valet av ambitionsnivå. För vårt typfall kan saneringsmetoderna för dessa aspekter rankas enligt följande: (1, bäst) in-situ; (2) kompostering på plats; och (3, sämst) kompostering i storskalig anläggning.

Skillnaderna mellan in-situ och kompostering på plats är dock i regel mindre än skillnaderna mellan kompostering på plats och kompostering i storskalig anläggning. För risk är däremot ambitionsnivån avgörande, och kompostering på plats kan vara ett bättre val än in-situ, som inte alltid klarar åtgärds målet KM.

Enligt fallstudiens utvärdering av risk och primär miljöpåverkan (dvs. bidragen till human toxicitet och ekotoxicitet pga. att föroreningar läcker) gäller att:

- Naturlig utlakning under 50 år ger inte en tillräcklig riskminskning
- Starthalt och ambitionsnivån spelar stor roll för risk och primär miljöpåverkan

De sekundära bidragen till human toxicitet och ekotoxicitet är större än de primära, dvs. utsläppen av toxiska ämnen från saneringsprocesserna bidrar mer än utsläppen från det förorenade området under 50 år. Även om en sådan jämförelse är relevant, säger den inget om risken. För att kunna säga något om risk måste de sekundära emissionerna avgränsas i tid och rum.

Analysen av sekundär miljöpåverkan visar att:

- För kompostering på plats orsakar användningen av arbetsmaskiner störst miljöpåverkan.
- För kompostering i storskalig anläggning orsakas störst miljöpåverkan av användningen av arbetsmaskiner och transporterna av förorenad jord till behandlingsanläggning
- För in-situ är det elproduktion och tillverkning av konstgödsel som orsakar störst miljöpåverkan.

För miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet bidrar dessutom:

- processer uppströms tillverkning och underhåll av lastbilar
- processer uppströms tillverkning av arbetsmaskiner
- tillverkning av konstgödsel
- för vissa scenarier läckage av förorening under och efter sanering

Den partiella (se tabellen ovan) samhällsekonomiska analysen visar att:

- De samhällsekonomiska kostnaderna av de emissioner ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ , VOC, partiklar och  $\text{CO}_2$ ) som saneringen och dess servicesystem orsakar i ett livscykelperspektiv varierar med befolkningstätheten i det område emissionerna sker. Högre befolkningstäthet medför högre kostnader. Beräkningar har gjorts för Stockholm, Södertälje och Laholm
- Jämfört med de samhällsekonomiska åtgärds-kostnaderna (baserat på entreprenadkostnaderna) är de samhällsekonomiska kostnaderna av emissioner små eller mycket små, beroende på befolkningstätheten i området för sanering

# Summary

Soile remediation has been studied with a life cycle perspective and in terms of risk, environmental performance and socioeconomy (CBA). The purpose is to support decision making concerning contaminated sites. A model for evaluation of remediation alternatives was developed. It is intended for a situation when it is already decided that remediation is necessary and to which level of residual risk; the question is which remediation alternative offers the optimal solution.

The model includes the aspects: (1) risk; (2) environmental performance; and (3) socioeconomy (CBA). Our model handles risk by use of the in Sweden prevailing methodology for risk assessment of contaminated soil. Environmental performance is described by use of Life Cycle Assessment, LCA (included impact categories: resource use, climate change, acidification, eutrophication, ozone formation, human toxicity and ecotoxicity). Socioeconomy is described in terms of cost calculations which quantitatively handle the life cycle costs for clean-up plus the socioeconomic costs due to secondary emissions. The delimitations of the model and the evaluation conducted are presented in the Table below.

## Summary of delimitations in terms of effects and aspects

	Risk	Environmental performance	Socioeconomy
Primary effects (effects related to the soil contamination and the contaminated area)	Yes	Yes	No
Secondary effects (effects related to the remediation process and its service system)	No	Yes	Yes
Tertiary effects (effects related to e.g. possible land use after remediation)	No	No	No

The model was tested in a case study of remediation of soil contaminated with aliphatics, aromatics and BTEX (typically a gas station remediation project). The following remediation alternatives were compared:

- Composting on-site
- Composting off-site
- In-situ (aeration)

For all three remediation alternatives, four scenarios were compared. The scenarios vary in terms of levels of contamination at start and end of remediation. Finally a simplified tool prototype was developed. The target group for the evaluation as well as the tool prototype is consultants, entrepreneurs, and decision makers at the Swedish EPA, County Administrative Boards and municipalities.

The case study shows that environmental performance and socioeconomy can be systematically handled and quantitatively evaluated. The case study conducted

cannot, however, support decisions regarding choice of: (1) area to remediate; and (2) level of residual risk. In order to support such decisions, it is necessary to include also:

- the primary effects (e.g. socioeconomic benefits due to reduced risks for humans and ecosystems); and
- the tertiary effects (e.g. the increased value of land after remediation)

When primary and tertiary effects are to be quantitatively included, specific cases/remediation projects should be studied.

In order to make it feasible to include aspects such as environmental performance and socioeconomy on a more regular basis, e.g. in risk assessments, more research and development as well as simplifications and perhaps also simplified tools are needed. For instance, methods to assess the socioeconomic costs related to risks need to be further developed. Case studies of remediation projects (both general and specific) and remediation alternatives can contribute to the knowledge needed to make simplifications and develop simplified tools to aid decision making.

The most important conclusion of the case study is that, in terms of:

- secondary environmental effects
- life cycle costs for clean-up
- socioeconomic costs due to secondary emissions

is the choice of remediation alternative much more important than level of residual risk. The remediation alternatives evaluated can be ranked as follows: (1, best) in-situ; (2) composting on-site and (3, worst) composting off-site.

In general, the differences between in-situ and composting on-site in terms of secondary environmental effects and costs are small compared to the differences between composting on-site and composting off-site. The residual risk is of course most important in terms of risk. Composting on-site may in this context be the optimal choice, since in-situ cannot always reach the risk level classified as KM (sensitive land use).

For risk and primary environmental effects (i.e. the contributions to human toxicity and ecotoxicity), the case study shows that:

- Natural leakage during 50 years does not reduce the level of residual risk enough
- The levels of contamination at start and end of remediation are of utmost importance

The secondary contributions to human toxicity and ecotoxicity are larger than the corresponding primary contributions, or in other words the impact of the emissions of toxic substances from the remediation process (and its service system) are larger than the impact of leaking soil contaminants during 50 years. Though relevant,

such a comparison gives no information regarding the risk. Time frame and site specific conditions are crucial factors to evaluate the risk associated with the emissions.

The assessment of secondary environmental impact shows that:

- For composting on-site, the largest contribution is due to the use of construction machinery
- For composting off-site, the largest contribution is due to the use of construction machinery and the transportation of contaminated soil to the treatment facility
- For in-situ, the largest contribution is due to the production of electricity and fertilizers

For the impact categories human toxicity and ecotoxicity, significant additional hotspots are:

- Processes upstream the manufacturing and maintenance of trucks
- Processes upstream the manufacturing of construction machinery
- Fertilizer production
- Leakage of soil contaminants during and after remediation (for some of the scenarios)

According to the analysis of socioeconomy:

- The socioeconomic costs of the emissions (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOC, particles and CO<sub>2</sub>) caused by the remediation and its service system in a life cycle perspective vary with the population density in the area where the emissions occur. Higher population density results in higher costs. The cost calculations have been carried out for Stockholm, Södertälje and Laholm
- In comparison with the life cycle costs for clean-up, the socioeconomic costs of emissions are small or very small depending on the population density in the area for remediation

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Förorenade markområden kan utgöra en risk för hälsa och/eller miljö, beroende på hur föroreningarna kan spridas. I Sverige bedöms dessa risker vanligen med den så kallade MIFO-modellen. Haltnivåer i jord som inte utgör risk för hälsa eller miljö benämns riktvärden, och dessa jämförs med uppmätta halter på platsen (Naturvårdsverket, 1997). Generella riktvärden är framtagna för de vanligaste föroreningarna, men ofta beräknas platsspecifika riktvärden genom att beräkningarna anpassas till de på platsen rådande förhållandena.

Bara i Sverige har omkring 80 000 förorenade områden identifierats, och Naturvårdsverket har under de senaste åren anslagit över 400 Mkr per år för undersökningar och åtgärder. Sanering är en vanlig åtgärd som medför viss miljöpåverkan, vanligtvis begränsad i tid. Det finns därför ett intresse av att jämföra denna miljöpåverkan med de risker som det förorenade området utgör, och ställa detta i relation till kostnader, både ur samhällssynpunkt och för den enskilda problemägaren.

Med livscykelanalys (LCA) kan den miljöpåverkan som olika saneringsmetoder orsakar i ett livscykelperspektiv jämföras. I en LCA inkluderas vanligen miljöpåverkanskategorierna resursanvändning, klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildning av marknära ozon. Även human toxicitet och ekotoxicitet kan inkluderas i LCA, och detta är förstås centrala miljöpåverkanskategorier för förorenade områden. En LCA ger dock enbart en relativ bedömning av miljöpåverkan, varför risker inte kan beskrivas i absoluta termer.

I denna studie jämförs de tre saneringsmetoderna kompostering på plats, kompostering i storskalig anläggning och in-situ (luftning) med hjälp av riskbedömning, livscykelanalys och samhällsekonomisk bedömning. Syftet är att möjliggöra att aspekter som miljöprestanda och samhällsekonomi så småningom kan inkluderas mer rutinmässigt i underlaget till beslut i samband med sanering av förorenad mark

## 1.2 Projektets organisation och genomförande

Projektet startade hösten 2005 och avslutades våren 2007. Följande personer har medverkat i projektgruppen:

- Karin Andersson, SIK/Akzo Nobel, projektledare 2005-2006, ansvarig för helheten och utvärderingen av miljöprestanda
- Johan Alm, WSP Environmental, expert på marksanering
- Thomas Angervall, SIK, projektledare 2007
- Joakim Johansson, WSP Strategi & Analys, ansvarig för den samhälls-ekonomiska bedömningen
- John Sternbeck, WSP Environmental, ansvarig för riskbedömning och strategi för toxiska ämnen

- Friederike Ziegler, SIK, medverkade i utvärderingen av miljöprestanda 2007

För att säkert ta tillvara tidigare erfarenheter på området, i Sverige och internationellt, inleddes projektet med en informationssökning och litteraturstudie. Först efter detta arbete avgjordes vilka saneringsmetoder och scenarier som skulle studeras. I samband med projektstarten bemannades en referensgrupp som under hela projektetiden kommit med goda råd och fungerat som bollplank för projektgruppen. Projektgruppen och referensgruppen träffades vid tre tillfällen: (1) i startskedet för att diskutera projektets mål och omfattning; (2) halvvägs i samband med att preliminära resultat från livscykelanalysen var framme; och (3) inför projektets avslut.

## 1.3 Läsanvisning

En lista över använda förkortningar finns i slutet av rapporten. Vår litteraturstudie (som avslutades våren 2006) återfinns i Bilaga 1. Vi har identifierat och sammanfattande beskrivit:

- ett tiotal studier som behandlar marksanering och miljö med ett livscykelperspektiv
- två studier som behandlar marksanering och kostnadsnyttoanalyser
- en handfull studier som behandlar marksanering och på något sätt beaktat markanvändning

I kapitel 2 presenteras vår utvärderings mål och omfattning. Här finns en tabell som beskriver vilka effekter och aspekter som vår utvärdering beaktar.

Kapitel 3 beskriver fallstudiens upplägg. Här finns en kortfattad beskrivning av de olika saneringsmetoderna, en tabell som sammanfattar de 14 scenarier vi utvärderat och en figur som översiktligt beskriver vår modell.

I kapitel 4 beskrivs den metodik som använts för respektive del av vår utvärdering. Här presenteras beräkningsgång, viktiga indata, antaganden och avgränsningar. Flödesschema (eller processtråd) för de olika saneringsmetoderna återfinns i avsnitt 4.2.3.

I kapitel 5 presenteras resultatet av vår utvärdering av risk. Kapitlet är kort eftersom riskerna och riskreduktionen i vårt fiktiva fall är definierade i de olika scenarierna.

Kapitel 6 presenterar resultat och tolkning av livscykelanalysen. Den som snabbt vill få en inblick i utvärderingen av miljöprestanda läser först sammanfattningen i avsnitt 6.4. Notera att miljöpåverkansbedömningen har delats upp i bidrag till primär miljöpåverkan, dvs. miljöpåverkan pga. läckage av förorening (avsnitt 6.2.1)



och sekundär miljöpåverkan, dvs. miljöpåverkan orsakad av saneringen och dess servicesystem (avsnitt 6.2.2). Indata för primära emissioner (dvs. läckage av förorening före och efter sanering) redovisas i avsnitt 6.1.1.

I kapitel 7 presenteras den samhällsekonomiska bedömningen. Den som snabbt vill få en inblick i denna läser först sammanfattningen i avsnitt 7.5.

I kapitel 8 diskuteras utvärderingens resultat och slutsatser på ett övergripande sätt. Fallstudiens rankning av saneringsmetoder med avseende på känslighet för nyckelfaktorer och avgränsningar diskuteras, liksom svårigheter och begränsningar, studiens värde och användbarhet.

I kapitel 9 redovisas slutsatser utifrån utvärderingens alla delar.

Kapitel 10 summerar våra rekommendationer för fortsatt arbete.

## 2 Mål och omfattning

### 2.1 Syfte

Vårt syfte har varit att ge underlag till bedömning av miljömässiga och samhälls-ekonomiska konsekvenser av beslut i samband med sanering av förorenad mark, särskilt beslut rörande val av saneringsmetod.

### 2.2 Mål, målgrupp och användning

Projektets mål har varit att:

- Utveckla en modell för utvärdering av saneringsmetoder med avseende på risk, miljöprestanda och samhällsekonomi
- Testa modellen i en fallstudie (utvärdering av tre olika saneringsmetoder med avseende på risk, miljöprestanda och samhällsekonomi)
- Använda modellen tillsammans med data, resultat och slutsatser från fallstudien för att utveckla en prototyp till förenklat verktyg

Syftet med både utvärderingen/fallstudien och verktyget är att komplettera det underlag till beslut som idag används i riskvärderingar, men även i viss mån i åtgärdsutredningar (processen kring efterbehandlingsprojekt beskrivs bl.a. i Naturvårdsverket, 2003). Målgruppen för såväl utvärderingen som verktyget är:

- problemägarens konsulter
- entreprenörer
- beslutsfattare på Naturvårdsverket, länsstyrelser och kommuner

Den information som utvärderingen och verktyget genererar är tänkt att användas när beslut om sanering redan är taget, dvs. föroreningen är riskbedömd. Två frågor skall enligt Naturvårdsverket (2003) besvaras vid förenklad eller fördjupad riskbedömning:

- Vilka risker innebär föroreningsituationen idag och i framtiden?
- Hur mycket behöver riskerna reduceras för att undvika skador på hälsa och miljö?

Utvärderingen/fallstudien och prototypen till verktyg syftar till att ge en ökad förståelse för de avvägningar man alltid ställs inför i samband med marksanering, dvs. avvägningar mellan

- olika former av miljöpåverkan (riskreducering kontra miljöpåverkan orsakad av saneringsprocesserna och deras servicesystem)

- olika former av kostnader (entreprenadkostnader och miljökostnader pga. den miljöpåverkan som saneringsprocesserna och deras servicesystem orsakar) och nyttor (vinst pga. riskreducering)
- marginalnyttan och marginalkostnaden vid olika åtgärds mål.

## 2.3 Upplägg och avgränsningar

Vi har avgränsat oss till att göra en fallstudie av typfallet sanering efter en bensinstation/oljedepå/omlastningsstation. Detta typfall har valts eftersom sanering efter bensinstation är den vanligaste typen av sanering. I fallstudien jämförs följande tre saneringsmetoder:

- Kompostering på plats
- Kompostering i storskalig anläggning
- In-situ (luftning)

För samtliga tre saneringsmetoder har följande fyra scenarier som varierar med avseende på genomsnittliga halter av förorening (alifater, aromater och BTEX<sup>1</sup>) vid start respektive slut för saneringen jämförts:

- Från 5\*MKM till ca. MKM (MKM står för mindre känslig markanvändning. Om riktvärden enligt MKM uppnås kan t.ex. industriområde eller vägar byggas)
- Från 5\*MKM till ca KM (KM står för känslig markanvändning. Om riktvärden enligt KM uppnås kan t.ex. bostäder och daghem byggas)
- Från 2\*MKM till ca MKM
- Från 2\*MKM till ca KM

Dessutom har följande två noll-scenarier (dvs. att avstå från sanering) undersökts:

- Genomsnittlig starthalt om 5\*MKM
- Genomsnittlig starthalt om 2\*MKM.

Totalt har alltså 12 + 2 scenarier studerats. Fallstudien och de studerade scenarierna beskrivs mer i detalj i Kapitel 3.

Lesage *et al.* (2006a) definierar tre olika typer av potentiell miljöpåverkan av relevans vid sanering:

- Primär miljöpåverkan – pga. förändringar av platsens miljötillstånd, t.ex. läckage av toxiska substanser
- Sekundär miljöpåverkan – orsakas av själva saneringen och dess ”servicesystem”
- Tertiär miljöpåverkan – huruvida platsen saneras och åter kan användas (t.ex. bebyggas) eller inte inverkar på andra produktsystem, exempelvis

<sup>1</sup> BTEX står för bensen, toluen, etylbensen och xylen.

regionens markanvändning och marknaderna för ren jord, kontaminerad jord och konstruktionsmaterial

I vår fallstudie har vi gjort en beskrivande analys som kvantitativt inkluderar följande:

- Miljöprestanda: primära och sekundära effekter
- Samhällsekonomi: sekundära effekter

En konsekvensanalys bör (till skillnad från en beskrivande analys) inkludera även tertiära effekter (Lesage *et al.* 2006a och 2006b).

Våra avgränsningar med avseende på studerade effekter och aspekter (risk, miljöprestanda, företagsekonomi, samhällsekonomi och tidsåtgång för sanering) sammanfattas i Tabell 1.

**Tabell 1: Sammanfattning av avgränsningar med avseende på effekter och aspekter**

	Risk	Miljöprestanda	Entreprenadkostnader	Samhällsekonomi	Tidsåtgång för sanering
Primära effekter	Ja	Ja	Ej relevant	Nej	Ja
Sekundära effekter	Nej <sup>a)</sup>	Ja	Ja	Ja	Ja
Tertiära effekter <sup>b)</sup>	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej

a) Sekundära risker som t.ex. arbetsmiljörisker, risk för olyckor och risk för läckage från täckmassor på deponi har inte inkluderats i vår utvärdering.

b) För att inkludera tertiära effekter fordras kännedom om den specifika platsen för sanering.

Den metodik som har använts i utvärderingens tre olika delar (risk, miljöprestanda och samhällsekonomi) beskrivs i kapitel 4.

Toxiska ämnen har hanterats på olika men kompletterande sätt i utvärderingen av risk respektive miljöprestanda. Anledningen till denna uppdelning är att vid marksanering så är förekomsten av risk själva utgångspunkten för att man överväger en åtgärd. Med en livscykelanalys (LCA) som har använts för utvärdering av miljöprestanda kan risken med toxiska ämnen normalt inte bedömas, eftersom detta förutsätter kännedom om halter i miljön. I en LCA integreras alla emissioner i tid och rum varför halter inte kan beräknas. Däremot kan även små emissioner ge ett oönskat bidrag av toxiska ämnen till miljön, och särskilt för långlivade ämnen bidra till lokala, regionala eller globala risker. Därför har miljöpåverkanskategorierna eko- och human toxicitet inkluderats i livscykelanalysen.

I livscykelanalysen har även emissioner från det förorenade området inkluderats (primär miljöpåverkan). Detta bidrag till miljöpåverkan har vi valt att redovisa separat eftersom utsläpp från det förorenade området (till skillnad från sekundär miljöpåverkan) inte är avgränsade i tiden. Tidsperspektivet är viktigt för att kvantifiera läckage av föroreningar för de två nollscenarierna, men även för

övriga scenarier (läckage av återstående föroreningar). Vi har valt ett tidsperspektiv om 50 år, vilket är en rimlig tid för användning av ett nyanlagt bostadsområde.

## 2.4 Funktionell enhet

Funktionell enhet (räknebas) för utvärderingen av miljöprestanda och samhällsekonomi är per ton förorenad jord till sanering.

## 2.5 Insamling av data och datakvalitet

En svårighet med marksanering är att så mycket är beroende av platsen och beror från fall till fall. Nedan listas exempel på faktorer som kan påverka en jämförande utvärdering av saneringsmetoder med avseende på miljöprestanda och samhällsekonomi:

- jordartförhållanden (ju finare jordpartiklar desto längre tid tar en sanering)
- geografi (med tanke på avstånd till deponi etc.)
- koncentration av förorening vid start
- närvaro av inhiberande substanser (t.ex. tungmetaller)
- hur heterogen föroreningen är

För att göra det möjligt att jämföra alternativa saneringsmetoder har vi därför valt att generalisera och skapa ett fiktivt saneringsprojekt analogt med så som är gjort i Naturvårdsverkets rapport om generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 1997). Vårt fiktiva saneringsprojekt beskrivs mer i detalj i Kapitel 3. Istället för att samla in data från avslutade saneringsprojekt har vi tagit hjälp av två företag i efterbehandlingsbranschen. Dessa har först var för sig fyllt i vår enkät för datainsamling (data för in- och utflöden till livscykelanalysen samt uppgifter om kostnader till den samhällsekonomiska analysen) och sedan presterat en gemensam uppsättning data. De data vi har använt är med andra ord baserade på professionella uppskattningar.

För övriga processer (t.ex. energiproduktion, framställning av olika material, transporter och avfallshantering) har vi använt databaser (t.ex. Ecoinvent) och litteratur. Datakällor för miljödata beskrivs mer utförligt i Kapitel 4.2.

## 3 Fallstudien

Som redan nämnts i Kapitel 2.3 har vi i en fallstudie studerat typfallet sanering efter bensinstation/oljedepå/omlastningsstation. I fallstudien har följande tre saneringsmetoder jämförts:

- Kompostering på plats
- Kompostering i storskalig anläggning
- In-situ (luftning)

För samtliga tre saneringsmetoder har fyra kombinationer av genomsnittliga start- och sluthalter av förorening studerats. Med förorening avses här alifater och aromater och BTEX (BTEX inkluderar bensen, toluen, etylbensen och xylen). I Tabell 2 presenteras en sammanställning av de 14 studerade scenarierna. Notera att:

- Scenario 10 skiljer sig från scenarierna 2 och 6 med avseende på sluthalt. Anledningen är man vid sanering in-situ normalt inte klarar av att nå åtgärds målet KM om starthalten är 5MKM, åtminstone inte inom rimlig tid. Om starthalten är 5MKM och man vill nå åtgärds målet KM, är alltså sanering in-situ inte jämförbart med sanering enligt de två komposteringsmetoderna
- Saneringsmetoden kompostering i storskalig anläggning kan alltid klara åtgärds målet KM, eftersom de förorenade massorna grävs upp och ersätts med ”rena” massor

**Tabell 2: Sammanställning av samtliga studerade scenerier. MKM står för mindre känslig markanvändning och KM står för känslig markanvändning**

Saneringsmetod	Scenario	Genomsnittlig starthalt i de förorenade massorna	Genomsnittlig sluthalt i de förorenade massorna	Det sanerade området klarar åtgärds målet
Kompostering på plats	1	5 MKM	MKM	MKM
	2	5 MKM	KM	KM
	3	2 MKM	MKM	MKM
	4	2 MKM	KM	KM
Kompostering i storskalig anläggning	5	5 MKM	MKM	KM
	6	5 MKM	KM	KM
	7	2 MKM	MKM	KM
	8	2 MKM	KM	KM
In-situ	9	5 MKM	MKM	MKM
	10	5 MKM	3 KM	MKM
	11	2 MKM	MKM	MKM
	12	2 MKM	KM	KM
Ingen sanering / nollscenario	13	5 MKM		
	14	2 MKM		

Förfarandet vid sanering enligt de tre saneringsmetoderna beskrivs kortfattat i Kapitel 3.1 I Kapitel 2.5 nämndes att en svårighet med marksanering är att så mycket är beroende av platsen och beror från fall till fall. För att göra det möjligt att jämföra alternativa saneringsmetoder har vi generaliserat och skapat ett fiktivt saneringsprojekt analogt med så som är gjort i Naturvårdsverkets rapport om generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 1997). För vårt fiktiva saneringsprojekt har vi antagit följande:

- Ingen verksamhet pågår på fastigheten under saneringen
- Medelstort saneringsprojekt, dvs. vi antar att det förorenade området är 500 m<sup>2</sup> stort samt att föroreningen ligger på 1 -3 m djup (dvs. det översta skiktet 0 - 1 m antas vara rent). Detta medför att 1500 m<sup>3</sup> jord måste grävas upp, varav 1000 m<sup>3</sup> förorenad jord och 500 m<sup>3</sup> ren jord. För fast (inte uppgrävd) förorenad jord har vi räknat med densiteten 1,75 ton/m<sup>3</sup>
- Jordartsförhållanden – normaltät jord
- Geografi – tätort i storstadsregion, södra Sverige (inverkar bland annat på transportavstånd)
- Föroreningen är begränsad till ovan grundvattenytan.
- Ytan har antagits vara hårdgjord (dvs. asfalterad) vid projektstart och grusad (klass 0,8) vid projektslut för samtliga tre saneringsmetoder. Vid sanering enligt komposteringsmetoderna är det nödvändigt att riva upp en eventuell asfaltbeläggning. Det är vanligt att ytan efter en sanering lämnas grusad (klass 0,8). Vid sanering in-situ däremot, har asfalten en funktion (man vill ha en tät yta för att tvinga luften att gå i sidled). Det är alltså inte nödvändigt att ta bort asfalten vid en in-situ sanering. För att få så jämförbara alternativ som möjligt har vi dock valt att anta att vid sanering in-situ så är den ursprungliga asfalten kvar under saneringen, men efter avslutad sanering rivs asfalten upp och ytan lämnas grusad på samma sätt som efter en komposteringsanering

## 3.1 Kort om saneringsmetoderna

### 3.1.1 Kompostering på plats

Kompostering på plats innebär mycket kortfattat att de förorenade jordmassorna grävs upp och läggs i strängar för kompostering under plastduk. I vissa fall är en sådan sanering tillståndspliktig. I vår fallstudie har vi antagit att tillstånd inte behövs. Huruvida saneringen är tillståndspliktig eller inte inverkar på såväl projekt-tid och som kostnader för sanering.

Enligt uppgifter från saneringsföretagen kan en sanering med hjälp av kompostering på plats ta mellan tre och 18 månader, beroende på faktorer som starthalt, åtgärds mål och förfarande vid saneringen. Vid schaktningsarbetet används arbetsmaskiner som grävmaskiner (band), grävlastare, dumper och vibrovält. Schaktningsarbetet (uppgrävning och återställning) tar normalt ca en månad. Sen tillkommer tid för komposteringsprocessen. Vid komposteringen används vatten, näringsämnen, plaströr och ibland el till pump för luftning. Förorening och

nedbrytningsprodukter från komposteringsprocessen samlas upp på kolfilter som efter avslutad sanering går till SAKAB för destruktion.

### 3.1.2 Kompostering i storskalig anläggning

En sanering som inbegriper kompostering i storskalig anläggning innebär mycket kortfattat att de förorenade jordmassorna grävs upp, transporteras till en storskalig anläggning (vanligtvis i anslutning till en deponianläggning) där massorna läggs i strängar och komposteras under plastduk.

Enligt uppgifter från saneringsföretagen är tidsåtgången för att återställa ett förorenat område med hjälp av kompostering i storskalig anläggning en till två månader. Vid schaktningsarbetet används arbetsmaskiner som grävmaskiner (band), grävlastare, dumper och vibrovält. De förorenade massorna ersätts med rena massor, vilka skall utvinnas och transporteras. Vid komposteringen används vatten, näringsämnen, plaströr och ibland el till pump för luftning. Förorening och nedbrytningsprodukter från komposteringsprocessen samlas upp på kolfilter som går till SAKAB för destruktion. De sanerade massorna används vanligtvis som täckmassor på deponi.

### 3.1.3 In-situ (luftning)

Sanering med in-situ (luftning) är resurseffektivt eftersom de förorenade massorna varken behöver grävas upp eller transporteras bort och ersättas med rena massor. Förutsättningarna (t.ex. jordartsförhållanden, klimat och föroreningshalt vid start) måste dock vara de rätta för att metoden ska fungera så att man verkligen når uppställda åtgärds mål. Åtgärds målet KM är t.ex. mycket svårt att nå om föroreningshalten vid start är av storleksordningen 5MKM. Enligt uppgifter från saneringsföretagen kan en in-situ sanering med hjälp av luftning ta mellan tre månader och fem år beroende på faktorer som starthalt, åtgärds mål och förfarande vid saneringen.

Vid sanering in-situ (luftning) gräver man ner plaströr. Luftning sker med hjälp av en pump och med hjälp av ett tätt ytskikt (asfalt eller plastduk) tvingar man luften att gå i sidled. Liksom vid komposteringsmetoderna samlas avgående förorening och nedbrytningsprodukter från saneringsprocessen upp på kolfilter som går till SAKAB för destruktion. Vatten och näringsämnen används.

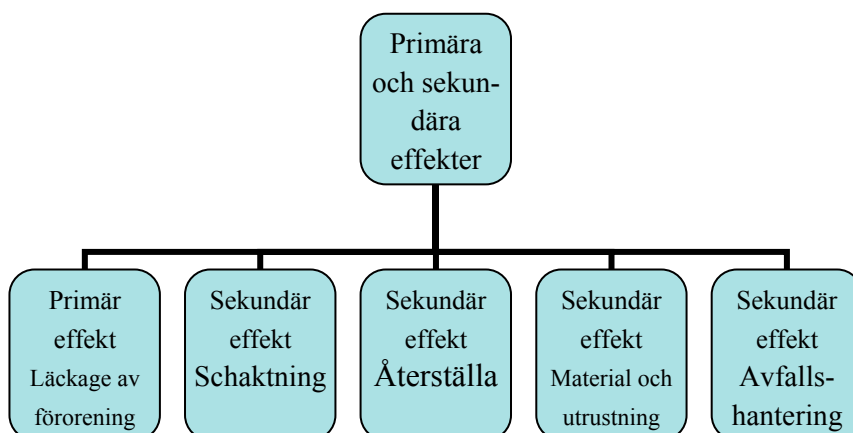
## 3.2 Vår modell

Som nämndes i Kapitel 2.3 har vi valt att avgränsa vår fallstudie till att omfatta:

- Primära effekter i utvärderingen av risk
- Primära och sekundära effekter i utvärderingen av miljöprestanda
- Sekundära effekter i utvärderingen av samhällsekonomi

Figur 1 visar schematiskt vilka primära och sekundära effekter som ingår i vår modell för utvärdering av saneringsmetoder.





Figur 1. Omfattningen av vår modell för utvärdering av de jämförda saneringssystemen.

Läckage av förorening har kvantifierats för en tidsram om 50 år dels för de två nollscenarierna, dels för de scenarier som innebär sanering av det förorenade området. I de fall sanering sker innebär det läckage både under och efter sanering. Efter sanering har läckage av återstående förorening kvantifierats ner till halter motsvarande KM. Metodiken för att kvantifiera läckage av förorening samt hur vår modell hanterar risk beskrivs i Kapitel 4.1 och utvärderingen av risk presenteras i Kapitel 5.

En sanering och dess ”servicesystem” orsakar sekundära effekter: nytta både ur miljö- och ekonomisynpunkt, men samtidigt miljöpåverkan och kostnader. För att underlätta utvärderingen har vi i vår modell valt att dela upp system sanering i fyra delsystem:

- Schaktning  
Här ingår användning och tillverkning av arbetsmaskiner, transport av uppbruten asfalt till asfaltåtervinning samt tillverkning av drivmedel till arbetsmaskiner och lastbilar
- Återställa  
Här ingår utvinning och transport av grus att helt eller delvis ersätta de förorenade massorna
- Material och utrustning  
Här ingår tillverkning av plaströr (HDPE<sup>2</sup> eller polypropen), plastdukar (HDPE), näringsämnen/näringslösning, användning av el (pump)
- Avfallshantering  
Här ingår förbränning av uttjänta plaströr och plastdukar

<sup>2</sup> HDPE är en förkortning av hög densitets polyeten.

Metodik och tillvägagångssätt för hantering av toxiska ämnen och risk i vår utvärdering beskrivs i Kapitel 4.1. Utvärderingen av risk presenteras i Kapitel 5.

Metodik och tillvägagångssätt för utvärderingen av miljöprestanda beskrivs i Kapitel 4.2. Livscykelanalysens resultat och tolkning presenteras i Kapitel 6.

Metodiken för att bedöma effekterna på samhällsekonomi beskrivs i Kapitel 4.3 och utvärderingen av samhällsekonomi presenteras i Kapitel 7.

## 4 Metodik

### 4.1 Toxiska ämnen och risk

#### 4.1.1 Introduktion

Påverkan av toxiska ämnen på hälsa eller miljö bedöms vanligen genom riskbedömning. Grundprincipen är att halter i miljön jämförs med en toxikologiskt definierad halt. Härigenom kan man sätta upp absoluta haltgränser eller exponeringsgränser, under vilka det inte föreligger någon risk för skada på hälsa eller miljö. Halter i olika media (luft, vatten, fisk etc.) kan beräknas eller mätas. Ett förorenat markområde kan påverka omgivningarna genom emissioner till luft och vatten. Emissioner kan konverteras till halter om man har fix geografisk avgränsning, samt platspecifik spridningsmodell. Riskbedömning är definierad i tiden och rummet.

Inom LCA har miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet vanligen karakteriserats som summan av produkten av emissioner och karakteriseringsfaktorer för respektive ämne:

$$MP = \sum (CF_s \times m_s),$$

där MP är miljöpåverkan, CF är karakteriseringsfaktorn och  $m$  är massflödet (emissionen) av ämnet  $s$ . Massflöden beräknas vanligen per funktionell enhet och integreras över tid och rum. Detta är en viktig skillnad mot riskbedömning, eftersom emissionerna härigenom inte kan omräknas till halter. En LCA kan därför inte användas för att bedöma om emissioner av toxiska ämnen från en process eller produkt är acceptabla, utan enbart ge en relativ bedömning. Genom att summera emissioner som äger rum på olika platser och vid olika tidpunkter säger detta väldigt lite om den risk som kan uppstå.

Med karakteriseringsfaktorerna sammanvägs alla toxiska ämnen utan hänsyn till deras verkningsmekanismer, men med hänsyn till deras potential att orsaka skada. Det finns olika system för att uppskatta denna potential.

#### 4.1.2 Strategi toxiska ämnen

Övergripande har vi valt att redovisa miljöpåverkan från toxiska ämnen med två metoder: Risk och LCA. Risker från det förorenade området beskrivs med den i Sverige rådande metodiken för riskbedömning av förorenad jord (t.ex. Naturvårdsverket, 1997). Därför beskrivs risk som förhållandet mellan aktuella halter i jord och förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer (Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998). Härmed beaktas både hälsa och miljö.

I denna studie är riskerna definierade med de olika utgångsscenarierna, dvs. 5 MKM eller 2 MKM, samt med åtgärds målen. Vi har antagit att sekundära emissioner inte leder till oacceptabla risker, även om toxiska ämnen emitteras. Däremot kan utsläpp från t.ex. transporter *bidra* till en risk eftersom de utgör en del av det totala transportsystemet i samhället. Antagandet att sekundära utsläpp inte utgör en risk kan vara svårt att verifiera. Att bevisa motsatsen är dock inte möjligt

eftersom dessa emissioner inte är preciserade i tid och rum. Antagandet är brukligt i dessa sammanhang (t.ex. Beinat och Van Drunen, 1997).

Toxiska ämnens påverkan på hälsa och miljö bedöms med LCA, utifrån beräknade emissioner till luft, vatten och mark. Primära och sekundära emissioner utvärderas separat. För att karakterisera de primära utsläppen krävs att följande aspekter definieras:

- Föroreningssammansättning vid start och efter sanering
- Emissioners storlek och varaktighet, för respektive ämne
- Karakteriseringsfaktorer för respektive ämne

#### 4.1.3 Sammansättning av föroreningar

Föroreningssituationen är per definition (i denna studie) karakteriserad av de ämnen som ingår i modellen för riktvärden för bensinstationer. Halterna av de styrande föroreningarna bestäms av utgångsscenarierna (5 MKM, 2 MKM; se avsnitt 4.1.6). Den relativa sammansättningen av föroreningar beror bl.a. av följande faktorer: 1) föroreningens ursprungliga sammansättning; 2) naturliga nedbrytningsprocesser som verkar selektivt på olika ämnen; 3) hur länge föroreningen legat i jorden. Antalet tänkbara sammansättningar är därmed närmast obegränsat. För att ändå erhålla en realistisk sammansättning har vi utgått från data i SPIMFABS databas över jord från nedlagda bensinstationer mellan 1985 och 1995. Endast objekt som gått till sanering har använts. En analys av dessa data (ca 860 prov; se Tabell 3) visar att:

- PAH nästan aldrig är över KM
- Aromater (C8-C10 & C10-C35) är oftast styrande vid 2 eller 5 MKM
- Bensen är nästan lika ofta styrande
- Detta motsvarar 94 percentil och 97 percentil, för 2 MKM och 5 MKM, respektive
- Bly och MTBE uppträder nästan uteslutande i låga halter

Vid fastställande av föroreningssammansättning har vi därför valt 94-percentilen och 97-percentilen för samtliga ämnen. Det kan förefalla märkligt att det är så sällsynt med höga halter, och att flertalet SPIMFAB-prov är < KM. Detta beror till stora delar på att flertalet jordprov är tagna för att avgränsa föroreningen, dvs. inte i det mest förorenade området. Objekt med halter över 2 respektive 5 MKM torde därför vara betydligt vanligare än de 3-7 % som halterna i databasen indikerar.

**Tabell 3: Antal jordprov med halter över KM eller MKM (enligt denna studie) i prov från SPIMFABs databas**

Ämnesgrupp	totalt antal prov	Halt > KM	Halt > MKM	Halt > 2MKM	Halt > 5MKM
Alifater C5C8	767	48	13	6	1
Alifater C8C10	773	51	16	5	3
Alifater C10C12	737	81	21	9	5
Alifater C12C16	737	93	33	11	5
Alifater C16C35	780	149	27	10	3
Bensen	767	86	<b>58</b>	<b>45</b>	<b>20</b>
ΣTEX	767	90	32	23	12
Aromater C8C10	635	123	<b>58</b>	<b>38</b>	<b>18</b>
Aromater C10C35	638	153	<b>114</b>	<b>32</b>	<b>16</b>
Σcanc PAH	587	7	4	3	1
Σ övriga PAH	589	16	6	5	2
MTBE	270	8	0	0	0

**Tabell 4: Föroreningshalter vid saneringsstart**

	2MKM	5MKM
Alifater C5C8	56	120
Alifater C8C10	117	248
Alifater C10C12	238	459
Alifater C12C16	410	695
Alifater C16C35	625	1263
Bensen	0.67	1.8
ΣTEX	34	101
Aromater C8C10	399	1000
Aromater C10C35	70	190
Σcanc PAH	2.0	3.8
Σövriga PAH	9	18

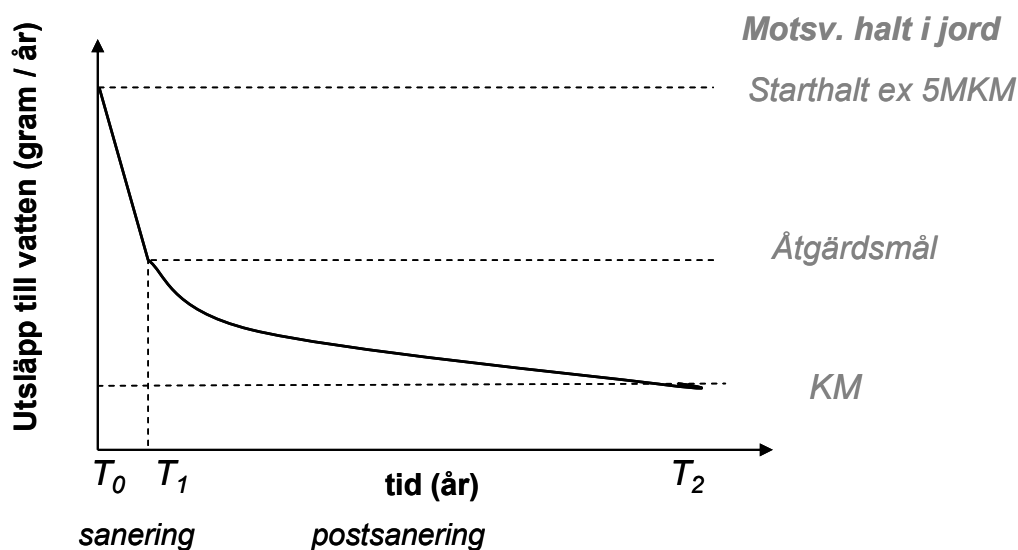
#### 4.1.4 Primära emissioner

Metodik för att beräkna primära emissioner till vatten och luft redovisas i detta avsnitt. Sekundära emissioner beräknas i livscykelanalysen, se Kapitel 4.2. De primära emissionerna till luft och vatten indelas i två faser: 1) saneringsfas; och 2) postsaneringsfas (Figur 2). Under saneringsfaserna har entreprenörerna angivit en schakttid om ca 1 månad för alternativ 1-8. Under denna månad beräknas belastning utifrån starthalter i jorden. Under övrig saneringstid i alternativ 1-8 samt hela alternativ 9-12 (in-situ) har det antagits att ingen belastning eller emissioner sker, eftersom områdena är övertäckta. Saneringstiderna ges lite olika för företag A

och B. Vi väljer att räkna på deras medeltid. Postsaneringstiden styrs av den modelltid som valts i modellen: 50 år.

I scenario 5-8 ersätts jorden på platsen, eftersom kompostering sker vid deponi. Ersättningsmassorna håller alltid halter under KM. Dessutom ställs det aldrig krav på att en sanering ska gå längre än till KM. Därför beräknas belastning endast på det som överstiger KM (Figur 2). På så vis erhåller inte heller de saneringsmetoder som går längre än önskat en extra positiv bedömning. I en platsspecifik beräkning skulle man kunna ersätta KM med lokala bakgrundshalter, varför en mer generell lämplig term än KM är referenshalter. Ett resultat av denna princip blir att belastning efter sanering är noll i scenario 5-8.

Eftersom en så lång tid som 50 år beaktas, kan utläckaget till vatten och luft av ämnen med hög vattenlöslighet eller hög flyktighet bli så stort att mängden i jord minskar. Detta hanteras också genom en lösningen av en differentialekvation, som redovisas längre ned i detta avsnitt. Denna process är förklaring till att halterna avtar exponentiellt även i postsaneringsfasen (Figur 2). Naturliga nedbrytningsprocesser försummas däremot, pga. stora osäkerheter kring vilka hastighetskonstanter som är realistiska.



Figur 2. Schematisk beskrivning av hur belastning till vatten från det förorenade området förändras över tid

### Belastning till vatten

Eftersom föroreningarna är belägna över grundvattenytan sker uttransport av föroreningar med infiltrerande vatten. Det faktum att ytan antas vara hårdjord försummas (vilket även NV/ SPIMFAB gör). Annars får nollscenarierna lägre belastning än alla åtgärdsalternativ där vi lämnar ytan grusad. Motiveringen är att det är svårt att garantera att en asfalterad yta kommer utgöra ett fullgott infiltrationskydd under t.ex. 50 år. På så vis kan emissionerna betraktas som ”potentiell belastning”.

Den hydrologiska uttransporten blir lika med infiltrationen eftersom föroreningen är belägen över grundvattenytan. Om detta inte vore fallet måste även det vattenflöde som beror på eventuell grundvattengradient läggas till. Dessutom antas att  $C_w/C_s$  är oberoende av tiden och att utlakning sker homogent i hela volymen. Belastningen av ämnet  $i$  ( $F_{\text{int}}$  [g]) kan beräknas som:

$$F_{\text{int}} = Q * \left( \int_{T_0}^{T_1} C_w dt + \int_{T_1}^{T_2} C_w dt \right),$$

där  $Q$  är vattenflöde [ $\text{m}^3/\text{år}$ ],  $C_w$  [mg/l] är halten i por/grundvatten av ett visst ämne, och  $dt$  är tiden.  $T_0$ ,  $T_1$  och  $T_2$  är tidpunkter enligt Figur 2, varför den första termen avser perioden under sanering och den andra termen avser perioden efter sanering eller nollalternativet.  $Q$  beräknas som produkten av infiltration  $I$  [ $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{år}$ ] och områdets areal  $A$  [ $\text{m}^2$ ].  $I$  är 200 mm/år ( $0.2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{år}$ ) enligt Naturvårdsverket och Petroleuminstitutet (1998).  $C_w$  beräknas utifrån halt i jord ( $C_s$ ),  $K_d$ -värden och porositeter med metodik och standardvärden för porositeter enligt SPIMFAB (1999).

Förhållandet mellan halt i löst och fast fas beskrivs som

$$C_w = C_s \times FF,$$

där fördelningsfaktorn  $FF$  är

$$FF [\text{kg/l}] = 1 / (K_d + (\theta_w + \theta_a H) / \rho_b).$$

$K_d$  är adsorptionsfaktorn,  $\theta_w$  är vattenporositet,  $\theta_a$  är luftporositet,  $H$  är den enhetslösa konstanten för Henrys lag, och  $\rho_b$  [ $\text{ton}/\text{m}^3$ ] är bulkdensitet.

Det momentana utläckaget  $F$  [ $\text{g}/\text{år}$ ] kan beskrivas som

$$F = C_w \times Q = C_s \times FF \times Q$$

Alltså är utläckaget proportionellt mot  $C_s$ , dvs

$$dC_s/dt = C_s \times B,$$

där  $B$  motsvarar  $Q \times FF / (V \times \rho_b)$  och  $V$  [ $\text{m}^3$ ] är volym jord. Härav följer att

$$C_s(t) = C_s(0) \times e^{-(B \times t)}, \text{ och}$$

$$F(t) = Q \times FF \times C_s(0) \times e^{-(B \times t)}.$$

$C_s(0)$  är halten i jord vid tiden noll. Dessutom måste beräkningarna korrigeras för att belastning som beror på halter i jord under KM inte beaktas (Figur 2). Om halterna i jord understiger KM vid en tidpunkt  $t_x$  som är lägre än vår modelltid (50 år), så avser beräkningarna perioden fram till den tidpunkten. Den integrerade belastningen  $F_{int}$  [gram] i nollalternativen eller efter sanering är följaktligen

$$\int_{t_1}^{t_x} F dt = V \rho_b C_{s(0)} (e^{-Bt_1} - e^{-Bt_x}) - C_{s(KM)} FFQ(t_1 - t_x) \rho_b,$$

där  $t_x$  är minimivärdet av  $t_2$  och 50 år.

### Belastning till luft

Avgång till luft från förorenad mark är en komplicerad process, vars storlek bäst bedöms genom mätningar i fält. I detta fiktiva fall har vi utgått från riktvärdesmodellens förenklade beskrivning för avgång till luft, där flödet beskrivs som en diffusionsprocess:

$$E = AD_{app} (C_a - C_b) / Z,$$

där  $E$  är flödet i gram/år;  $A$  [m<sup>2</sup>] är området areal,  $D_{app}$  [m<sup>2</sup> år<sup>-1</sup>] är den apparenta diffusionkoefficienten i markluft,  $Z$  [m] är det vertikala avståndet,  $C_a$  är halten i markluft och  $C_b$  är halten i urban bakgrundsluft. Den senare termen kan försummas för dessa föroreningar.

Emissionerna till luft är i detta fall lägre eller mycket lägre än belastningen till vatten. Därför har vi inte behövt korrigera flödet för den minskning av föroreningsmängden i jorden som emission till luft utgör. Halten i porluft beräknas utifrån halten i markvatten, varigenom hänsyn dock tas till minskande mängd över tid pga. utläckage med vatten.

Föroreningarna befinner sig på ett djup av 1-3 meter, och i beräkningarna har vi konservativt ansatt  $Z$  till 1 m. Under själva schaktningen så är emissionerna betydligt högre. Det finns, oss veterligen, ingen metod som *a priori* kan beräkna detta flöde utan kaliberande mätningar. För att ändå ta hänsyn till de högre emissionerna under schaktning har transportavståndet  $Z$  satts till 0,2 m för denna korta period. För perioden efter sanering eller i nollalternativen är emission till luft mellan  $t_1$  och  $t_x$  beräknad som:

$$\int_{t_1}^{t_x} E dt = \frac{AD_{app} H}{z} \frac{FF}{B} C_{s(0)} (e^{-Bt_1} - e^{-Bt_x}) - \frac{AD_{app} H}{z} C_{s(KM)} FF * (t_x - t_1).$$

#### 4.1.5 Karakteriseringsmetodik för toxiska ämnen

Det finns olika system för att beräkna karakteriseringsfaktorer för toxiska ämnen (se t.ex. TNO, 2004). Gemensamt är att man i karakteriseringsfaktorn försöker



väga in toxicitet samt ämnenas miljöegenskaper såsom persistens och bioackumulerbarhet. Detaljerna för hur detta genomförs skiljer sig mellan t.ex. USES-LCA (CML), IMPACT 2002 and EDIP 97, och detta har även visats ge olika resultat då miljöpåverkan av en viss produkt beräknas (t.ex. Pant *et al.*, 2004). Detta är inte förvånande eftersom (Guinee *et al.*, 2004):

- USES-LCA och IMPACT 2002 beräknar karakteriseringsfaktorer utifrån komplexa multimediamodeller som kräver mycket indata
- Dessa indata är ofta behäftade med stora osäkerheter
- Urvalet av indata är inte identiskt i de olika metoderna
- EDIP är baserad på principer som liknar de för kemikalieklassificering

I denna studie har EDIP valts som metod för karakterisering av toxiska emissioner. Vid jämförelse med USES-LCA och IMPACT valdes EDIP eftersom denna metod (för toxiska ämnen) är mer transparent, mer robust och lättare medger att egna karakteriseringsfaktorer beräknas för ämnen där sådana saknas. För övriga två metoder är karakteriseringsmetoderna beräknade med multimediamodeller och därmed starkt skalberoende. De emissioner som sker från ett förorenat område har framförallt lokal påverkan och även ur denna aspekt framstår tex. USES-LCA som orealistiskt detaljerad (t.ex. bedömning av marin påverkan).

Karakteriseringsfaktorer saknas för flertalet av de toxiska ämnen som sprids från området (primära emissioner). Karakteriseringsfaktorer (ekvivalensfaktorer) har därför beräknats för alla de ämnen som ingår i riktvärdesmodellen och som förekommer på det område som är förorenat i detta fall. För bensen fanns en karakteriseringsfaktor i EDIP men nya beräknas som kontroll av min beräkning. De beräknade karakteriseringsfaktorerna redovisas i Bilaga 4.

För att prioritera vilka ämnen från de sekundära emissionerna som kan ha relevans för toxiska effekter på hälsa eller miljö har vi utgått inventeringsresultaten. Dessa visar mängder till luft, vatten och mark för enskilda ämnen. Även för de sekundära emissionerna är det många ämnen som saknas karakteriseringsfaktorer. Sådana har beräknats för ämnen som emitteras i stor mängd och/ eller har hög toxicitet.

Som underlag för ämnenas egenskaper används:

1. Primära emissioner: SPIMFAB (1999), Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet (1998), och Naturvårdsverket (2005)
2. Sekundära emissioner: European chemical Substances Information, ESIS; HSDB, Verschueren (1996) och Huijbregts app. A,,,,,

Karakteriseringsfaktorer beräknas för utsläpp till luft, vatten och mark och för följande miljöpåverkanskategorier:

- Kronisk akvatisk ekotoxicitet
- Kronisk terrester ekotoxicitet
- Human toxicitet via vatten

- Human toxicitet via luft
- Human toxicitet via mark

De karakteriseringsfaktorer som ingår i EDIPs databas publicerades 1997 och baseras följaktligen på minst 10 år gamla uppgifter om ämnens fysikaliska, kemiska och (eko-)toxikologiska egenskaper. Inte minst de senare (tex. RfD, RfC, PNEC) har ofta ändrats under dessa 10 år, beroende på förbättrad kunskap. De karakteriseringsfaktorer som beräknas inom detta projekt skiljer sig därför i många fall från de som återfinns i EDIPs databas. För hälsoeffekter visar karakteriseringsfaktorerna för mark och luft ofta god överensstämmelse medan de för vatten ofta blir lägre. BCF-värdet har också betydelse för human exponering via fisk. Enligt EDIP-metodiken (Hauschild *et al.* 1997) beräknas BCF som  $\log BCF = \log K_{ow} - 1$ . Detta ger ofta högre värden än den metod som anges i NV-remissen från 2005 (Naturvårdsverket, 2005). Oavsett vilken metod som är mest korrekt har vi av konsekvensskäl valt att beräkna BCF för nya ämnen med EDIPs metod. För PAH-föreningar har dock BCF nedjusterats eftersom många av dessa ämnen metaboliseras i fisk, och därför endast bidrar i mindre uträkning till human exponering.

För PAH och kolväten har karakteriseringsfaktorer beräknats för ämnesgrupper istället för enskilda ämnen, för att passa den indelning som råder i både primära och sekundära emissioner. För PAH anges karakteriseringsfaktorer för cancerogena PAH och övriga PAH<sup>3</sup>, samt för  $\Sigma 16$ PAH. Egenskaperna för dessa grupper är enligt Naturvårdsverket (2005). För sekundära emissioner förekommer även uppgifter om enskilda PAH, men eftersom den sammanlagda storleken på dessa emissioner endast är en bråkdel av posten  $\Sigma 16$ PAH, har emissioner av enskilda PAH försumrats.

En karakteriseringsfaktor för  $\Sigma 16$ PAH har beräknats genom viktning av dito för övriga PAH och cancerogena PAH. Vi har antagit att merparten av de sekundära PAH-emissionerna härrör från diesel. Andelen cancerogena PAH varierar naturligtvis beroende på bl.a. dieseltyp och förbränningsteknik. I studien har en andel om 10 % använts, baserat på Schauer m.fl. (1999) och Shah m.fl. (2005).

En av absolut de mest omfattande sekundära emissionerna är olja, vilket saknar en karakteriseringsfaktor i EDIP. Genom en analys av flödesscheman för olje-emissionernas ursprung i inventeringsfasen framkommer att den ursprungliga källan är råolja i de flesta fallen. För uppgifter om råoljas sammansättning har vi utgått från Potter och Simmons, 1998). De ingående komponenterna har grupperats i de fraktioner som oljakolväten indelas i när det gäller primära emissioner, och den relativa koncentrationen av dessa komponenter har beräknats (Tabell 5). Utifrån dessa andelar har en viktad karakteriseringsfaktor för olja beräknats.

---

<sup>3</sup> Övriga PAH: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyrene och benso[ghi]perylen; Cancerogena PAH: benzo[a]antracen, krysen, benso[b]fluoranten, benso[k]fluoranten, benso[a]pyren, indeno[1,2,3-cd]pyren och dibenso[a,h]antracen.

**Tabell 5: Den relativa sammansättningen av råolja avseende de komponenter som ingår i riktvärdesmodellen. Andelarna har normaliserats till 100 %.**

Ämnesgrupp	Relativ andel
C5-C8 alifater	37.0%
C8-C10 alifater	12.7%
C10-C12 alifater	8.7%
C12-C16 alifater	6.5%
C16-C35 alifater	8.1%
bensen	0.63%
TEX	10.0%
C8-C10 aromater	5.1%
C10-C35 aromater	10.8%
PAH canc.	0.018%
PAH övriga	0.41%

#### 4.1.6 Toxiska ämnen och riskbedömning

Riskbedömningen följer metodiken som är anpassad för förorenad mark på bensinstationer (Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998). En sammanställning av vilka exponeringsvägar som beaktas i modellerna för generella riktvärden (KM och MKM) visas i Tabell 6. Eftersom föroreningen ligger mellan 1 och 3 m djup, så är intag via damm och växter irrelevant. Utifrån angivna referenskoncentrationer (Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, 1998) har nya riktvärden beräknats. Dessa är huvudsakligen identiska förutom för PAH och bensen för KM (Tabell 7).

Vid en bedömning av åtgärdsbehov beräknas vanligen riktvärden för alla på platsen relevanta föroreningar, och halter i jord jämförs med dessa. Den styrande föroreningen identifieras som den där förhållandet mellan halter och riktvärden är störst. Riskkvoten för den styrande föroreningen är därför indikator för risk i denna studie. Detta innebär i dessa fall att risken för varje utgångsscenario samt risk efter åtgärd är definierade med de scenarier vi väljer. Minst en förorening ska ha en halt som motsvarar 5 MKM och 2 MKM, och efter sanering ska ingen förorening ha en medelhalt som är högre än MKM och KM, respektive (se Tabell 2). Övriga ämnen har lägre halter i förhållande till MKM/KM.

Riktvärdets storlek beror på en rad platsspecifika parametrar (t.ex. utspädning mellan grundvatten och ytvatten, kolhalt i jord, antal dagar som exponering sker etc.). Genom att justera dessa parametrar för förhållandena på en viss plats kan platsspecifika riktvärden beräknas. Dessa skiljer sig ofta från de generella riktvärdena. I denna studie väljer vi att använda de generella riktvärdena och de förutsättningar som dessa bygger på.

**Tabell 6: Exponeringsvägar som ingår i modellerna för generella riktvärden (Naturvårdsverket, 1997)**

Exponeringsvägar	KM, känslig mark användning	MKM, mindre känslig markanvändning
Hälsa 1. Intag av jord	X	X
Hälsa 2. Hudkontakt	X	X
Hälsa 3. Inandning av damm	X	X
Hälsa 4. Inandning av ångor	X	X
Hälsa 5. Intag av grundvatten	X	
Hälsa 6. Intag av grönsaker/bär och svamp	X	
Hälsa 7. Intag av fisk	X	
Miljöeffekter inom området	X	X
Miljöeffekter i ytvattenrecipient	X	X

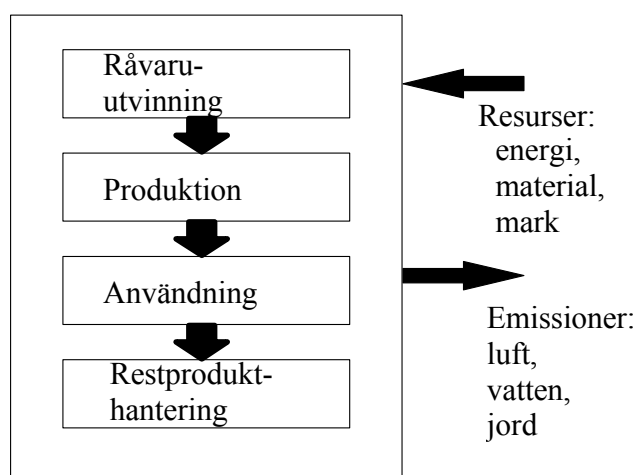
**Tabell 7: Riktvärden som använts i beräkningarna. För KM skiljer sig värdena för bensen och cancerogena PAH mot de generella värdena, eftersom inandning av damm och intag växter inte beaktas**

	MKM, mg/kg ts	KM, mg/kg ts
C5-C8 alifater	200	50
C8-C10 alifater	350	100
C10-C12 alifater	500	100
C12-C16 alifater	500	100
C16-C35 alifater	1000	100
bensen	0.40	0.10
TEX	60	10
C8-C10 aromater	200	40
C10-C35 aromater	40	20
PAH canc.	40	9.2
PAH övriga	40	20

## 4.2 Miljöprestanda

### 4.2.1 Introduktion till livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en metod att beräkna och utvärdera den miljöbelastning som orsakas av en produkt, ett material eller en tjänst under alla faser av dess livscykel, se Figur 3. Med miljöbelastning menas i allmänhet utsläpp av olika föroreningar, avfall samt de naturresurser som tas i anspråk. En livscykelanalys består av delmomenten mål och omfattning, inventering, miljöpåverkansbedömning och tolkning, se Figur 4.



Figur 3. Illustration av livscykeln för en produkt.

#### *Mål och omfattning*

Här anges vilken fråga studien ska svara på, hur resultaten ska användas, avgränsningar och antaganden. Den funktionella enheten, dvs. räknebasen definieras. Det är också viktigt att systemgränserna definieras så att jämförda system uppfyller samma funktion.

#### *Inventering*

Detta moment är vanligen det mest tidskrävande i en livscykelanalys. Här sker insamlingen av data för alla in- och utflöden (råvaror, emissioner och avfall) till/från de studerade systemen. Insamlade data läggs slutligen in i ett beräkningsverktyg (i vårt fall SimaPro 7.0) och inventeringsresultatet beräknas och relateras till den funktionella enheten. Inventeringsresultatet är oftast en mycket stor datamängd som är svår att överblicka.

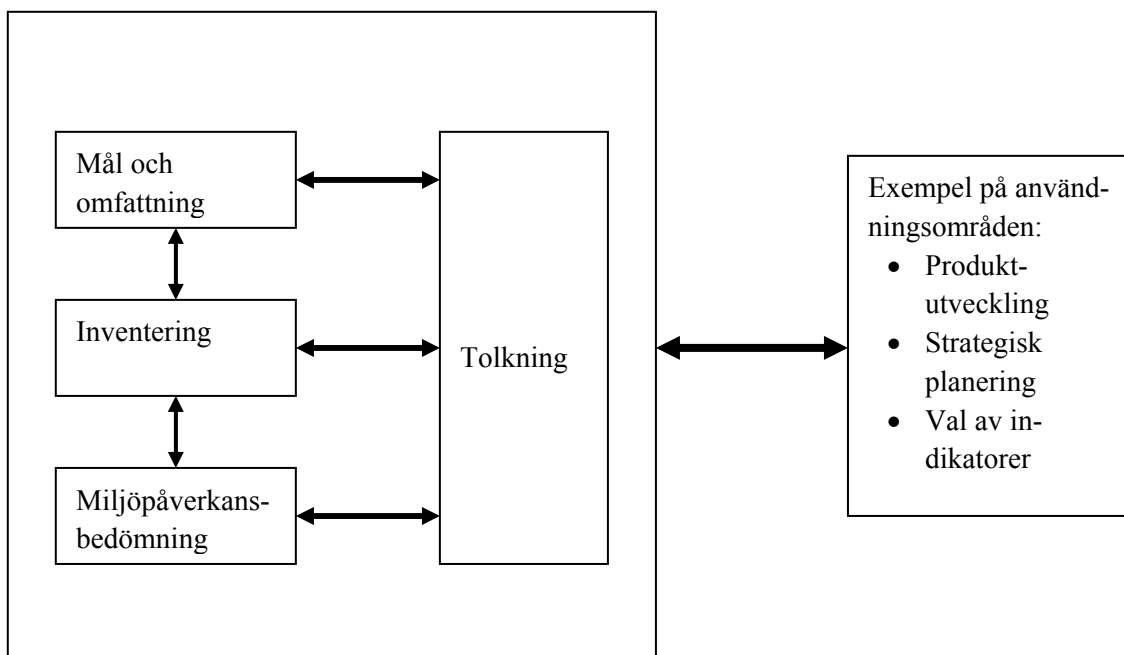
#### *Miljöpåverkansbedömning*

Miljöpåverkansbedömningen kan indelas i följande tre steg:

- **Klassificering:**  
Klassificering innebär att emissioner och resurser grupperas i miljöpåverkanskategorier såsom resursanvändning, klimatpåverkan, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, ekotoxicitet och human toxicitet.
- **Karakterisering:**  
Karakteriseringen innebär att de olika bidragen till respektive kategori viktas så att man erhåller ett totalt bidrag till respektive miljöpåverkanskategori.
- **Viktning:**  
Viktning (eller värdering) innebär att antingen bidragen från de olika miljöpåverkanskategorierna eller inventeringsparametrarna viktas samman till en enda siffra. Det finns flera olika metoder för viktning som baseras på olika värderingar (t.ex. människors betalningsvilja för att undvika negativ miljöpåverkan eller politiska mål).

**Tolkning:**

Målen för tolkningen är att analysera resultat, dra slutsatser, förklara begränsningar och ge rekommendationer samt att rapportera resultaten av tolkningen på ett transparent sätt.



Figur 4. De olika momenten i en livscykelanalys.

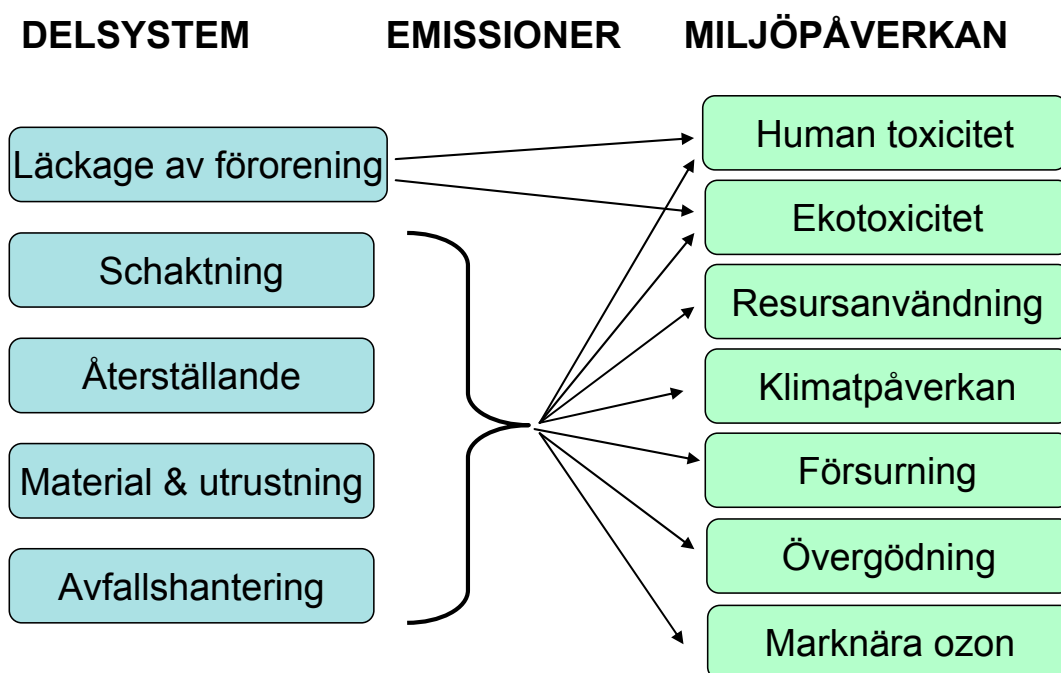
I praktiken är LCA en iterativ process, det vill säga det är ofta nödvändigt att gå tillbaka till tidigare faser av analysen. I allmänhet vet man först när en första miljöpåverkansbedömning är gjord vilka delar av livscykeln som är viktiga och därför kräver extra uppmärksamhet i inventeringen. Under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

Det finns två ISO-standarder för LCA: ISO 14 040 och 14 044. För den som vill veta mer om LCA finns ett flertal textböcker, t.ex. Baumann & Tillman 2004, Guinée 2001, Wenzel *et al.* 1997 och Hauschild & Wenzel 1998.

#### 4.2.2 Livscykelanalysens mål och omfattning

Utvärderingen av miljöprestanda har gjorts med beskrivande livscykelanalys (LCA), huvudsakligen enligt ISO 14 040 och 14 044. Livscykelanalysens mål och omfattning framgår av utvärderingens mål och omfattning, se kapitel 2. Förutom de mål som listas i kapitel 2.2, har livscykelanalysen som mål att generera miljödata (resultat från livscykelinventeringen) till den samhällsekonomiska bedömningen.

Det beskrivande angreppssättet medför att livscykelanalysen baseras på genomsnittsdata. Vi har valt att använda den danska metoden EDIP, Environmental Design of Industrial Products, (Wenzel *et al.*, 1997 och Hauschild & Wenzel, 1998) för vår miljöpåverkansbedömning. Vår modell för utvärdering av miljöprestanda beskrivs översiktligt i Figur 5. Av Figur 5 framgår också vilka miljöpåverkans kategorier vi inkluderat i vår utvärdering av miljöprestanda. Livscykelanalysen har gjorts med hjälp av programvaran SimaPro 7.0.



Figur 5. Vår modell för utvärdering av miljöprestanda.

### 4.2.3 System, systemgränser och viktiga antaganden

De studerade systemen, dvs. sanering av ett förorenat område (i vårt fall en yta om 500 m<sup>2</sup> och en massa om 1750 ton förorenad jord), beskrivs nedan i tre figurer (en för var saneringsmetod):

- Kompostering på plats, se Figur 6.
- Kompostering i storskalig anläggning, se Figur 7
- In-situ (luftning), se Figur 8.

Primära emissioner, dvs. läckage av förorening under och efter sanering har beräknats enligt Kapitel 4.1.4. Resultatet av dessa beräkningar presenteras i Kapitel 6.1.1 och har i livscykelanalysen använts som indata för delsystem "Läckage av förorening".

Den elektricitet som används i de studerade systemen har antagits vara nordisk genomsnittsel. Utvidgade systemgränser har använts i samband med avfallsförbränning. Den fjärrvärme som genereras vid avfallsförbränning har antagits ersätta genomsnittlig svensk fjärrvärme och den elektricitet som genereras har antagits ersätta genomsnittlig nordisk elektricitet.

Den asfalt som tas bort i anslutning till saneringen har antagits gå till asfaltåtervinning. Transporten till denna återvinning är inkluderad, men inte processen för återvinning.

Vid kompostering i storskalig anläggning används de förorenade massorna efter kompostering som täckmassor på deponi. Här har vi antagit att deponin är ett slutet system, dvs. läckage av återstående förorening har inte inkluderats.

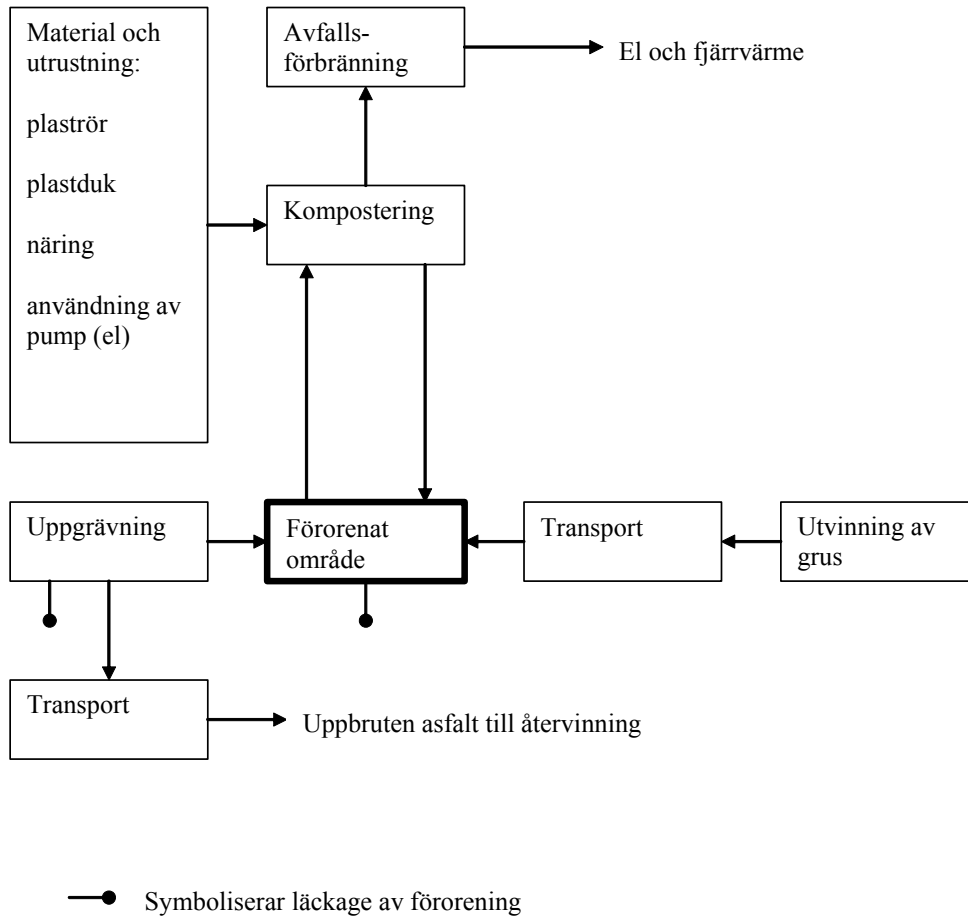
Hantering av kolfilter och oljeavskiljarslam har inte gått att inkludera (datalucka). Denna datalucka bedöms som försumbar och dessutom lika för de studerade saneringsmetoderna.

### 4.2.4 Indata och datakällor

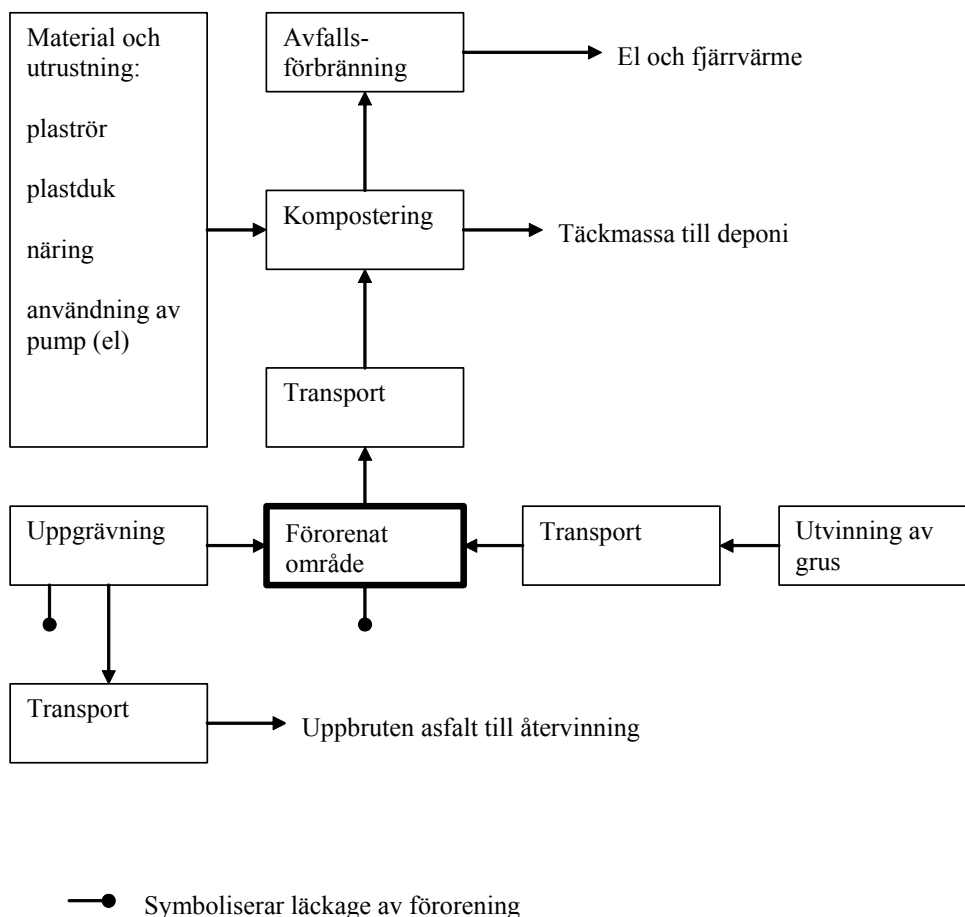
#### Arbetsmaskiner

Data för användning av arbetsmaskiner (grävmaskin, grävlastare, dumper och vibrovält) i samband med schaktning har samlats in från saneringsföretagen. En sammanställning av hur lång tid de olika arbetsmaskinerna används för de olika saneringsmetoderna presenteras i Tabell 8.

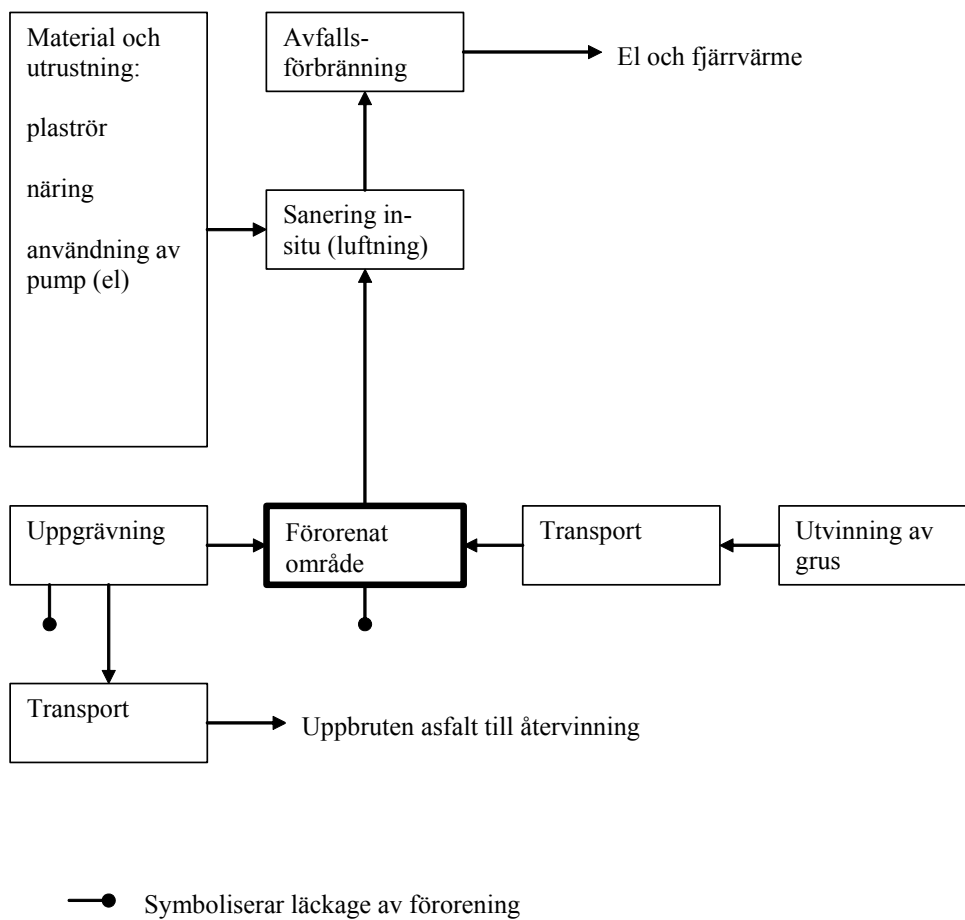




Figur 6. Studerat system för kompostering på plats. Alla figurens processer förbrukar insatsvaror och ger upphov till emissioner. Med symbolen för läckage av förorening avses här läckage av markförorening.



Figur 7. Studerat system för kompostering i storskalig anläggning. Alla figurens processer förbrukar insatsvaror och ger upphov till emissioner. Med symbolen för läckage av förorening avses här läckage av markförorening.



Figur 8. Studerat system för in-situ (luftning). Alla figurens processer förbrukar insatsvaror och ger upphov till emissioner. Med symbolen för läckage av förorening avses här läckage av markförorening.

**Tabell 8: Genomsnittlig användning av arbetsmaskiner per 1750 ton (1000 m<sup>3</sup>) förorenad jord**

	Kompostering på plats	Kompostering i storskalig anläggning	In-situ (luftning)
Grävmaskin, band (150 kW)	190 timmar	190 timmar	
Grävlastare (70 kW)	11 timmar	7 timmar	40 timmar
Dumper (180 kW)	80 timmar	75 timmar	
Vibrovält	200 liter diesel	200 liter diesel	200 liter diesel

De miljödata vi använt för arbetsmaskiner är baserade på följande datakällor:

- IVL-rapport B 1342 (Persson & Kindbom, 1999)
- EEA-rapport, här kallad COPERT III (Ntziachristos & Samaras, 2000)
- Ecoinvent-rapport No. 14 (Spielmann *et al.*, 2003)
- NTM, Nätverket för Transporter och Miljön ([www.ntm.a.se](http://www.ntm.a.se))

För att kunna inkludera tillverkningen av arbetsmaskiner har vi:

- Antagit en livstid om 10 000 arbetstimmar (Kellenberger *et al.*, 2003)
- Använt miljödata från databasen Ecoinvent

Miljödata för tillverkning av diesel har hämtats från databasen i LCA programvaran LCAiT. Exakt vilka indata som hämtats från de olika datakällorna framgår av Bilaga 2, där de datamängder som använts för de olika arbetsmaskinerna redovisas (data är givna per timme).

### Transporter

Transporter förekommer i samtliga av de studerade systemen, även om de är mest betydelsefulla i systemen för kompostering i storskalig anläggning. En sammanställning av insamlad information av relevans i samband med de mest betydelsefulla transportererna presenteras i Tabell 9. Vi har antagit följande för lastbils-transporterna:

- Lastbilens totalvikt är 40 ton
- Lastkapaciteten är 26 ton
- Motorklass Euro 3
- Användning av MK1 diesel

De miljödata vi använt för transporter är baserade på följande datakällor:

- NTM, Nätverket för Transporter och Miljön ([www.ntm.a.se](http://www.ntm.a.se))
- Ecoinvent-rapport No. 14 (Spielmann *et al.*, 2003)

- EEA-rapport, här kallad COPERT III (Ntziachristos & Samaras, 2000)

För att kunna inkludera tillverkningen och underhåll av lastbilar har vi:

- Antagit en livslängd om 54 000 mil
- Använt miljödata från databasen Ecoinvent

**Tabell 9: Indata för beräkning av transporterernas miljöpåverkan. Mängderna är givna per 1750 ton (1000 m<sup>3</sup>) förorenad jord**

	Kompostering på plats	Kompostering i storskalig anläggning	In-situ (luftning)
Transport av förorenad jord			
Mängd		1750 ton	
Avstånd		75 km	
Transport av ersättningsmassor			
Mängd	210 ton	1850 ton	220 ton
Avstånd	20 km	20 km	20 km
Transport av uppbruten asfalt			
Mängd	62 ton	62 ton	62 ton
Avstånd	25 km	25 km	25 km

Miljödata för tillverkning av diesel har hämtats från databasen i LCA programvaran LCAiT. Exakt vilka indata som hämtats från de olika datakällorna framgår av Bilaga 3, där de datamängder som använts för full respektive tom lastbil redovisas (data är givna per km). Notera att i dessa datamängder har emissioner av tungmetaller till vatten pga. däckslitage angivits i jonform (i källan, dvs. Ecoinvent-rapporten, är dessa emissioner givna i metallform). Anledningen till att vi valt att räkna på dessa emissioner som om de var i jonform är att vi ville att de skulle komma med i miljöpåverkansbedömningen, vilket de inte hade gjort annars. Observera att detta medför en överskattning av transporterernas bidrag till miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet.

### **Energi, material, utrustning och avfallshantering**

Elektricitet, plaströr och näring används i samtliga av de studerade systemen och plastduk i de system som innebär kompostering. En sammanställning av använda mängder för de olika scenarierna presenteras i Tabell 10.

Vi har antagit att grus används som ersättningsmassor i samtliga system. Miljödata från databasen Ecoinvent har använts för följande processer:

- Elproduktion (datamängden ”electricity, medium voltage, production NORDEL at grid, NORDEL, U”)
- Utvinning av grus
- Tillverkning av polyeten, HDPE (baserade på APME data)

- Tillverkning av polypropen (baserade på APME data)
- Förbränning av polyeten och polypropen (uttjänta plaströr och plastdukar)

Miljödata för tillverkning av konstgödsel N, P och K har hämtats från SIKs databas. För använda insatsmedel gäller att transport av konstgödsel har inkluderats, övriga transporter har försumrats.

**Tabell 10: Genomsnittlig användning av insatsvaror per 1750 ton (1000 m<sup>3</sup>) förorenad jord**

Saneringsmetod	Scenari	EI [kWh]	Plaströr <sup>a)</sup> [kg]	Plastduk av HDPE [kg]	Näring [kg] N/P/K	Grus [ton]
Kompostering på plats	1	10 500	175	160	460/1/0,5	210
	2	17 000	175	160	460/1/0,5	210
	3	7 750	175	160	210/1/0,5	210
	4	14 000	175	160	210/1/0,5	210
Kompostering i storskalig anläggning	5	10 500	175	160	460/1/0,5	1850
	6	17 000	175	160	460/1/0,5	1850
	7	7 750	175	160	210/1/0,5	1850
	8	14 000	175	160	210/1/0,5	1850
In-situ	9	36 000	200		900/-/-	220
	10	50 000	200		900/-/-	220
	11	20 000	200		390/-/-	220
	12	40 000	200		390/-/-	220

a) ett av företagen använder rör av polyeten (HDPE) och det andra rör av polypropen

Dataluckor:

- Tillverkning av pump (pump används i samtliga system, dataluckan bedöms försumbar).
- Tillverkning av plaströr och plastduk (jämfört med tillverkningen av plastråvaran (granulat) bedöms dessa tillverkningsprocesser vara försumbara).

#### 4.2.5 Karakteriseringsfaktorer för miljöpåverkansbedömning

För miljöpåverkansbedömningen har vi använt karakteriseringsfaktorer enligt EDIP/UMIP 97, ver. 2.03 (följer med programvaran SimaPro 7.0). Dessutom har vi beräknat ett antal egna karakteriseringsfaktorer för att kunna inkludera:

- även de primära emissionerna i miljöpåverkansbedömningen
- sekundära emissioner vilka vi bedömde vara av relevans i miljöpåverkansbedömningen, men för vilka karakteriseringsfaktorer saknades i EDIP/UMIP ver. 2.03

Vi har beräknat karakteriseringsfaktorer enligt EDIP metoden (se Kapitel 4.1.5) för följande miljöpåverkanskategorier:

- Human toxicitet, luft
- Human toxicitet, vatten
- Human toxicitet, jord
- Ekotoxicitet, vatten (kronisk)
- Ekotoxicitet, jord (kronisk)

Våra karakteriseringsfaktorer redovisas i Bilaga 3. I samband med att vi tolkade preliminära miljöpåverkansresultat visade sig aceton bidra märkligt mycket till kategorin ekotoxicitet. Vid vår kontrollberäkning visade sig karakteriseringsfaktorerna för aceton i SimaPro vara alldeles för höga (en faktor om ca en miljon för höga). Våra karakteriseringsfaktorer för aceton redovisas i Tabell 11.

**Tabell 11: Våra karakteriseringsfaktorer för aceton och kategorin ekotoxicitet**

	Karakteriseringsfaktor vatten, kronisk [m <sup>3</sup> /g]	Karakteriseringsfaktor Jord, kronisk [m <sup>3</sup> /g]
aceton till luft	0,0019	0,018
aceton till vatten	0,0095	-
aceton till jord	-	0,023

## 4.3 Samhällsekonomi

I det följande redovisas den metodik som har legat till grund för den samhällsekonomiska analysen.

### 4.3.1 Introduktion

I en samhällsekonomisk lönsamhetsberäkning av ett saneringsprojekt är utgångspunkten att inkludera alla de effekter som saneringen leder till som har ett positivt eller negativt värde för samhället. Det innebär att beräkningen ska inkludera följande steg:

1. Definiera de saneringsåtgärder som ska lönsamhetsberäknas
  - a. Definiera saneringsprojektets mål/syfte
  - b. Definiera scenarier/åtgärdsalternativ
2. Identifiera de åtgärdseffekter som ska beaktas
3. Mät och kvantifiera dessa effekter i fysiska/medicinska/biologiska termer
4. Värdera dessa effekter i ekonomiska termer (dvs. beräkna nytta)
5. Beräkna lönsamheten genom att väga kostnad mot nytta (framtida nyttor och kostnader diskonteras till nuvärdet)
6. Genomför känslighetsanalyser för att testa resultatens robusthet

Enligt de avgränsningar som bestämts för fallstudien, dvs. att inte inkludera primära och tertiära effekter, kommer vi i analysen av fallstudien endast att

beräkna saneringsåtgärdernas samhällsekonomiska kostnad. Det är alltså fråga om en partiell samhällsekonomisk kalkyl som genomförs i följande steg:

### *1. Definiera de saneringsåtgärder som ska lönsamhetsberäknas*

Vi har valt att avgränsa oss till att en fallstudie som avser sanering efter en bensinstation/oljedepå/omlastningsstation. För ändamålet görs en jämförelse mellan tre olika saneringsåtgärder: Kompostering på plats, kompostering i storskalig anläggning, in-situ (luftning). För respektive saneringsåtgärd analyseras fyra scenarier som varierar med avseende på hur förorenad marken är i utgångsläget och hur ren marken ska vara när saneringen är slut. Vi analyserar således dels konsekvenserna av att välja olika saneringsåtgärder för att åtgärda ett specifikt föroreningsproblem, dels konsekvenserna att välja olika ambitionsnivåer på saneringen.

### *2. Identifiera de åtgärdseffekter som ska beaktas i analysen*

Sanering innebär att nyttor uppstår genom att risker för människor/ekosystem reduceras (primära effekter) och/eller att värdet av den mark som saneras ökar (tertiära effekter). Samtidigt kan saneringen vara kostsam att genomföra (entreprenadkostnader) och saneringen kan i sig kan ge upphov till miljöbelastning genom energianvändning och utsläpp till luft eller mark (sekundära effekter).

De effekter som ingår i den samhällsekonomiska analysen av fallstudien är:

- Kostnaden för att genomföra saneringsåtgärderna
- Kostnaden för saneringsåtgärdernas miljööverkan genom emissioner till luft

De effekter som exkluderas ( pga. svårigheter att identifiera, mäta eller värdera – se nedan för vidare diskussion) är:

- Effekter på risker för människor/ekosystem (primära effekter)
- Effekter på markvärde (tertiära effekter)

Med dessa avgränsningar är det alltså fråga om att göra en partiell samhällsekonomisk analys där utgångspunkten är att belysa skillnaderna mellan olika saneringsmetoder och scenarier utifrån hur åtgärds-kostnaderna och de samhällsekonomiska kostnaderna för emissioner till luft varierar beroende på metod och scenario. Analysen ger därmed *inte* tillräckligt underlag för att från en samhällsekonomisk utgångspunkt prioritera mellan olika områden att sanera eller välja ambitionsnivå på saneringen (eftersom såväl de primära som de terciära effekterna kan variera beroende på område och ambitionsnivå). Däremot ger analysen underlag för att välja saneringsåtgärd i situationer där beslut om område att sanera och mål för saneringen (ambitionsnivå) redan har fattats.

### *3. Mät, kvantifiera och värdera dessa effekter*

Entreprenörskostnaderna för respektive metod och scenario uppskattas med hjälp av information från saneringsföretag. Dessa kostnader ligger sedan till grund för att beräkna de samhällsekonomiska åtgärds-kostnaderna (se 4.3.4 nedan för vidare



detaljer). Emissioner till luft kvantifieras i samband med utvärderingen av risk respektive utvärderingen av miljöprestanda.

#### *4. Värdera dessa effekter i ekonomiska termer*

Med de avgränsningar som valts för fallstudien inkluderas vare sig effekter på risker för människor/ekosystem (primära effekter) eller effekter på markvärde (tertiära effekter). De enda effekter som inkluderas i kalkylen och som måste värderas monetärt är saneringsåtgärdernas miljöbelastning genom emissioner till luft. Dessa emissioner har värderats genom att tillämpa de kalkylvärden som bl.a. trafikverket tillämpar i sina kalkyler för trafikens emissioner (de s.k. ASEK-värdena).

#### *5. Beräkna lönsamhet genom att väga kostnad mot nytta*

Detta steg kommer inte att genomföras eftersom viktiga nyttoposter i den samhällsekonomiska analysen har exkluderats. I princip ska såväl framtida kostnader som framtida nyttor diskonteras till ett s.k. nuvärde, dvs. kostnader och nyttor som uppstår under åtgärdens hela livslängd ska beaktas och ett nuvärde av dessa ska tas fram. Vanligtvis uttrycks åtgärders lönsamhet genom att beräkna en s.k. nettovärdeskvot (NNK) som jämför nuvärdet av åtgärdernas kostnader med nuvärdet av åtgärdens nyttor. I denna diskontering används en diskonteringsränta som innebär att kostnaden (nyttan) får en lägre vikt ju längre fram i tiden den uppkommer.

När det gäller sanering av förorenad mark kan nyttan uppstå under en mycket lång tidsperiod. Kostnaderna för att genomföra saneringen har en mer begränsad tidsram. Tiden för att genomföra saneringen kan emellertid variera beroende på val av saneringsteknik. In-situ kan t.ex. ta upp till fem år, även kompostering på plats kan ta mer än ett år. Men för de scenarier som definierats för fallstudien, och alla data som samlats in, gäller en tidsåtgång på max ett år plus en månad. I beräkningarna av saneringens samhällsekonomiska kostnader har därför inga diskonteringar och nuvärdesberäkningar gjorts.

#### *6. Genomför känslighetsanalys*

Med hänsyn till de avgränsningar som gjorts i fallstudien och det faktum att det är fråga om partiella kalkyler har inga känslighetsanalyser gjorts.

### **4.3.2 Svårigheten att värdera risker monetärt**

I riskbedömningen (se avsnitt 4.1) beaktas förändringar i föroreningshalter av:

- alifater (C5-C8, C8-C10, C10-C12, C12-C16, C16-C35)
- aromater (C8-C10, C10-C35)
- BTEX
- PAH (cancerogena och övriga)

Med uppgifter om belastning för respektive förorening i respektive scenario kan *riskförändringarna* av sanering beräknas enligt den metod som beskrivs i avsnitt

4.1. I en fullskalig samhällsekonomisk analys skall dessa riskförändringar dessutom värderas monetärt.

Problemet är att det i dagsläget inte finns några samhällsekonomiska värden som har tagits fram som kan tillämpas för att värdera dessa riskförändringar. Olika värderingsmetoder kan visserligen tillämpas för att *ta fram* sådana värden, men någon värderingsstudie av detta slag har inte kunnat genomföras inom ramen för projektet. En orsak till detta är att fallstudien är alltför generellt definierad och att de konkreta värdena är väldigt situationsspecifika. När det t.ex. gäller de hälso-risker som människor utsätts för i samband med exponering är det bl.a. nödvändigt att uppskatta antalet personer som exponeras för olika haltnivåer under föroreningarnas livslängd och hur denna exponering varierar i respektive scenario. Det är dessutom nödvändigt att uppskatta sambanden mellan exponering och risker för olika slags hälsoförluster för var och en av de föroreningar som avses i fallstudien, dvs. olika alifater, aromater och BTEX (PAH beaktas ej pga. låga haltnivåer). Slutligen måste dessa hälsoförluster värderas monetärt.

För att kunna uppskatta hur många människor som exponeras för olika haltnivåer under föroreningarnas livslängd är det dessutom nödvändigt att avgöra huruvida föreliggande risker är allmänt kända och hur de människor som befinner sig i området förhåller sig till dessa risker. Kan man t.ex. utgå ifrån att människor i utgångsläget (dvs. före sanering) känner till de risker som föreligger? Om så är fallet, ska vi utgå ifrån att människorna i utgångsläget självmant väljer att utsätta sig för riskerna genom att vistas i området eller är det mer rimligt att utgå ifrån att människorna undviker riskerna – i vilket fall nyttan av sanering främst tar sig i uttryck genom att marken ifråga får nya användningsområden (dvs. tar sig i uttryck som en tertiär effekt)? Med andra ord, är problemet i utgångsläget att människor vistas i det förorenade området och därigenom utsätts för risk eller att människor pga. föreliggande risker undviker att vistas i området?

I fallstudien finns det alltså inga möjligheter att värdera riskförändringarna monetärt såvida inte konkreta antaganden görs om antalet personer som vistas i området under föroreningarnas livslängd, antalet personer som därigenom exponeras för olika föroreningsnivåer, vilka risker som därmed uppkommer och hur människorna förhåller sig till och värderar dessa risker.

I ett fortsatt arbete skulle således en metod med följande steg kunna tillämpas för att värdera riskförändringarna monetärt:

1. Identifiera det område som ska saneras
2. Bedöm antalet personer som i ett nollscenario (dvs. utan sanering) kommer att exponeras för olika risknivåer under föroreningarnas livslängd
3. Värdera varje riskexponering monetärt

Genom steg 1-3 beräknas kostnaden för riskexponering om marken inte saneras. Nyttan av saneringen består dels i att dessa riskkostnader försvinner, dels i att marken kan få nya användningsområden.

För att genomföra steg 2 är det nödvändigt att avgöra dels hur många personer som kommer att vistas i området och hur länge de kommer att vistas i området om saneringen inte genomförs, dels vilka risker som uppstår som resultat av exponeringen av olika föroreningar. För att genomföra steg 3 är det nödvändigt att monetärt värdera dessa risker. Ett alternativ för att ta fram sådana värden kan vara att tillfråga de exponerade personerna, t.ex. genom enkätundersökningar, hur de värderar olika risker dvs. hur mycket de är villiga att betala för att reducera eller eliminera risken för en viss hälsoförlust.

Ett alternativ till att värdera alla riskförändringar monetärt är att istället arbeta med s.k. effektprofiler. Utgångspunkt kan då vara att för beslutsfattaren på ett så transparent och ändamålsenligt sätt som möjligt *redovisa* de effekter som saneringsbesluten ger upphov till, t.ex. huruvida problemet med föroreningen i det specifika fallet har att göra med att risker uppstår och/eller att mark inte kan utnyttjas, vilka hälsorisker som exponeringen eventuellt innebär, hur många personer och vilka personer som riskerar att exponeras etc. Genom att på ett strukturerat sätt beskriva – kvalitativt eller kvantitativt – de problem som föroreningen innebär i utgångsläget och nollscenariot och hur dessa problem kan hanteras genom sanering och val av saneringsteknik, kan användbar information redovisas som underlag för beslut om sanering.

#### 4.3.3 Värderingen av emissioner till luft

I den samhällsekonomiska analysen av fallstudien ingår att värdera saneringens konsekvenser för emissioner till luft. Valet av ämnen att inkludera i beräkningarna har styrts av de kalkylvärden som Statens institut för kommunikationsanalys (SIKA) har tagit fram i samverkan med bl.a. trafikverken, dvs. de kalkylvärden som tillämpas på transportområdet för att värdera trafikens emissioner. Det innebär att följande ämnen har värderats monetärt i analysen:

- NO<sub>x</sub>
- SO<sub>2</sub>
- VOC
- Partiklar (PM<sub>10</sub>)
- CO<sub>2</sub>

Emissionerna av dessa ämnen beräknas i samband med utvärderingen av risk och utvärderingen av miljöprestanda.

De kalkylvärden som SIKA m.fl. tagit fram, som kan tillämpas för att värdera ovannämnda emissioner, beaktar emissionernas lokala, regionala såväl som globala effekter.

För de regionala effekterna har kalkylvärden tagits fram för NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och VOC. Se Tabell 12.

**Tabell 12: Värdering av utsläppens regionala effekter (kr per kg)**

Ämne	Värdering (kr/kg)
NOx	62
SO2	21
VOC	31

Källa: SIKa PM 2005:16

När det gäller värderingen av emissionernas lokala effekter uppstår problemet att värderingen beror på de ursprungliga haltnivåerna såväl som på antalet människor som exponeras. Det innebär exempelvis att den samhällsekonomiska kostnaden för emissionerna är högre i stora tätorter än i små tätorter beroende dels på att fler människor exponeras, dels på att de ursprungliga haltnivåerna är högre i stora tätorter. För att beakta detta faktum har kalkylvärden tagits fram för typexempel på tätorter, bl.a. för Stockholm innerstad, Södertälje och Laholm. Dessa kalkylvärden redovisas nedan.

**Tabell 13: Värdering av utsläppens lokala effekter (kr per kg)**

Tätort	Partiklar	VOC	SO2	NOx
Stockholms innerstad	9 500	56	275	30
Uppsala	2 946	18	86	10
Laholm	924	5	28	4

Källa: SIKa PM 2005:16

Av tabellen framgår att värderingen av samtliga ämnen varierar stort beroende på tätortens storlek. Orsaken är som tidigare nämnts dels att fler personer exponeras i stora tätorter än i små tätorter, dels att de ursprungliga föroreningsnivåerna är större i stora tätorter än i små tätorter. Det innebär att i stora tätorter är hälsorisken av ytterligare emissioner högre för varje exponerad person än i små tätorter.

De sammanlagda värderingarna (regionala plus lokala effekter) redovisas i tabellen nedan.

**Tabell 14: Värdering av utsläppens lokala och regionala effekter (kr per kg)**

Tätort	Partiklar	VOC	SO2	NOx
Stockholms innerstad	9 500	87	296	92
Uppsala	2 946	49	107	72
Laholm	924	36	49	66

Källa: SIKa PM 2005:16

När det gäller emissionerna av CO2 har man tillämpat ett kalkylvärde på 1,5 kr/kg.

Se SIKA PM 2005:16<sup>4</sup> för ytterligare information om ovan nämnda kalkylvärden.

#### 4.3.4 Kostnader för att genomföra saneringen

I samband med sanering förbrukas resurser, dvs. saneringen är mer eller mindre kostsam att genomföra. I fallstudien har dessa kostnader uppskattats för respektive saneringsteknik, scenario och ambitionsnivå. Kostnadsuppskattningarna baseras på uppgifter som lämnats av saneringsföretag. Uppgifterna avser entreprenadkostnader. Dessa har sedan korrigerats för att uppskatta de samhällsekonomiska kostnaderna.

De entreprenadkostnader som saneringsföretagen lämnat uppgifter om inkluderar följande kostnadsposter:

- Kostnader för transporter av förorenad jord
- Kostnader för transporter av ren jord
- Kostnader för transporter av uppbruten asfalt
- Kostnader för användning av arbetsmaskiner
- Kostnader för förbrukningsmaterial
- Kostnader för utrustning
- Arbetskostnader för projektledning etc.

Dessa kostnadsuppgifter har tagits fram för respektive saneringsteknik och scenario. Kostnaderna varierar beroende dels på saneringsteknik, dels på föroreningsgrad i utgångsläge och målnivå efter sanering.

#### Från entreprenadkostnad till samhällsekonomisk kostnad

##### *Arbetsgivaravgifter*

De kostnadsuppgifter som lämnats av saneringsföretagen exkluderar moms men inkluderar arbetsgivaravgifter. För att beräkna den samhällsekonomiska kostnaden för sanering måste dessa avgifter dras av från entreprenadkostnaderna. (Eftersom skatter och avgifter är transfereringar ska de inte ingå i beräkningen av samhällsekonomiska kostnader.)

Saneringsföretagen har lämnat uppgifter om antalet arbetade timmar för respektive saneringsteknik, scenario och ambitionsnivå. Dessa uppgifter har legat till grund för en beräkning av entreprenadkostnaderna som består av lönekostnader och således hur stor andel av den totala saneringskostnaden (entreprenadkostnaden) som består av arbetsgivaravgifter. Lönekostnaderna uppgår till ca 15-30 procent av de totala kostnaderna. Arbetsgivaravgifterna uppgår i beräkningarna till 5,2 procent av de totala entreprenadkostnaderna för In-situ, 6,9 procent för kompostering på plats och 9,8 procent för kompostering i storskalig anläggning.

##### *Resursernas alternativkostnad*

De resurser som används för sanering (t.ex. maskiner och arbetskraft) har en alternativ användning, dvs. om de inte används för sanering kan de istället användas för

<sup>4</sup> [http://www.sika-institute.se/Doclib/Import/106/pm\\_2005\\_16.pdf](http://www.sika-institute.se/Doclib/Import/106/pm_2005_16.pdf)

alternativ produktion. Enligt gängse kalkylmetodik ska resursernas avkastning i sin alternativa användning ingå som en kostnadspost i beräkningen av saneringens samhällsekonomiska kostnad. Det finns givetvis stora osäkerheter i vad den alternativa användningen består i och vad avkastning skulle vara. På transportområdet har man löst problemet genom det förenklade antagandet att den genomsnittliga avkastningen uppgår till 23 procent (den s.k. Skattefaktor I)<sup>5</sup>. I beräkningarna av saneringens samhällsekonomiska kostnad har vi utgått från samma antagande. Således räknar vi först ner entreprenadkostnaderna med 5,2-9,8 procent för att beakta arbetsgivaravgifterna, sedan räknar vi upp kostnaderna med 23 procent för att beakta resursernas alternativkostnad. I tabellen nedan redovisas de beräknade kostnaderna.

**Tabell 15: Samhällsekonomisk kostnad för saneringsåtgärder (kr per ton förorenad jord)**

	5MKM till MKM	5MKM till KM	2MKM till MKM	2MKM till KM
Kompostering på plats	438	515	424	485
Kompostering storskalig anl.	683	683	670	670
In-situ	403	488	292	431

Källa: Uppgifter lämnade av saneringsföretag, samt egna beräkningar.

#### 4.3.5 Underlag för ranking av saneringsmetod

Den samhällsekonomiska nyttan av saneringen – dvs. värdet av den mark som frigörs samt värdet av de reducerade riskerna – beaktas alltså inte i den samhällsekonomiska analysen. Det är således fråga om en partiell samhällsekonomisk analys, där de olika saneringsmetoderna och scenarierna avseende halter av förorening vid start respektive slut för saneringen belyses från en samhällsekonomisk synvinkel genom att beakta dels hur entreprenadkostnaderna varierar, dels hur de samhällsekonomiska kostnaderna för emissioner till luft varierar beroende på metod och scenario. Eftersom nyttan av saneringen är oberoende av saneringsmetod (förutom att tiden för saneringen kan variera beroende på metod), är jämförelsen utifrån kostnader emellertid tillräcklig för att bedöma vilken metod som ger *högst* samhällsekonomisk lönsamhet vid sanering till given föroreningshalt. Metoden kan således tillämpas som underlag för beslut om saneringsteknik givet att beslut om område att sanera och beslut om ambitionsnivå för saneringen redan har fattats. Om syftet är att ta fram underlag för att välja område att sanera och/eller ambitionsnivå på saneringen, måste även den samhällsekonomiska nyttan av saneringen bedömas.

<sup>5</sup> Se [http://sika.episerverhotell.net/Doclib/Import/104/sr\\_2002\\_7.pdf](http://sika.episerverhotell.net/Doclib/Import/104/sr_2002_7.pdf) för ytterligare information.

## 5 Utvärdering av risk

I detta fiktiva fall är riskerna och riskreduktionen definierad i de olika scenarierna. Detta innebär att i de olika åtgärdsscenarierna är alla saneringsmetoder likvärda, förutom scenario 10 där in-situ metoden bedöms kunna nå från 5 MKM till 3 KM, men inte till KM. I de scenarier där åtgärds målet är MKM når storskalig komposterings längre (till KM), men eftersom det inte är målet beaktas inte denna högre reningsgrad.

Eftersom hela modellen beaktar en tid av 50 år är det även relevant att undersöka om den naturliga utlakningen (se avsnitt 4.1.4) under denna långa period leder till en riskreduktion i nollalternativen. I Tabell 16 redovisas för de två nollalternativen hur mängder och halter i jord minskar under 50 år, om inga åtgärder vidtas. Minskningen anges som procent av ursprunglig mängd över halt motsvarande KM. Denna precisering beror på att vi i modellen inte värderar utsläpp som uppträder vid halter i jord under KM (avsnitt 4.1.4). Som framgår minskar bensen och TEX markant under denna period. I våra fall var bensen och aromater (C8-C10 och C10-C35) styrande, och eftersom minskning för aromaterna är mindre än 10 % innebär detta att riskminskningen i nollalternativen är långt från tillräcklig för att uppnå åtgärds målen.

**Tabell 16: Procentuell riskreduktion i nollalternativen**

Ämnesgrupp	scenario 13	scenario 14
C5-C8 alifater	6 %	4.6 %
C8-C10 alifater	0.5 %	0.5 %
C10-C12 alifater	0.07%	0.07 %
C12-C16 alifater	0.00%	0.00 %
C16-C35 alifater	0.00%	0.00 %
bensen	80 %	67 %
TEX	45 %	40 %
C8-C10 aromater	9.8 %	9.8 %
C10-C35 aromater	6.4 %	6.3 %

## 6 Utvärdering av miljöprestanda

Utvärderingen av miljöprestanda har gjorts med hjälp av livscykelanalys. För en detaljerad beskrivning av hur utvärderingen har gjorts (systemgränser, använda data etc.), se Kapitel 4.2.

### 6.1 Inventering

#### 6.1.1 Primära emissioner av toxiska ämnen

De beräknade utsläppen av organiska föroreningar från det förorenade området till vatten och luft redovisas i Tabell 17 och Tabell 18. Utsläppen redovisas för varje scenario samt för de två nollalternativen, och består av utsläpp under sanering och under resterande tid upp till 50 år efter saneringsstart. Vid de scenarier där åtgärds målet är KM är utsläppen efter sanering noll, eftersom KM valts som referensnivå (se avsnitt 4.1.4). Vid de scenarier där åtgärds målet är MKM domineras utsläppen av de flesta ämnen av de utsläpp som sker efter saneringsfasen. In-situ metoderna antas inte heller orsaka några primära emissioner av toxiska ämnen under saneringsfasen, eftersom området är övertäckt och ingen schaktning sker.

Mängdmässigt kan utsläppen sammanfattas enligt:

1. Utsläpp till vatten: C8-C10 Aromater > TEX > C10-C35 Aromater > Bensen
2. Emissioner till luft: C5-C8 Alifater  $\approx$  C8-C10 Aromater
3. Aromater och BTEX: utsläpp till vatten >> emissioner till luft, i alla scenarier
4. För alifater är utsläpp till vatten i samma storleksordning som emissioner till luft, i alla scenarier.

Exempel på de primära emissionernas storlek för olika scenarier i förhållande till nollalternativet ges i Figur 9 och Figur 10. För flertalet ämnen minskar utsläpp och emissioner med 1 till 2 tiopotenser vid sanering, och minskningen är oftast högre då sanering går till KM än till MKM. I vissa fall är det ingen skillnad, vilket beror på att för dessa ämnen uppnåddes KM även då den styrande föroreningen gick till MKM.



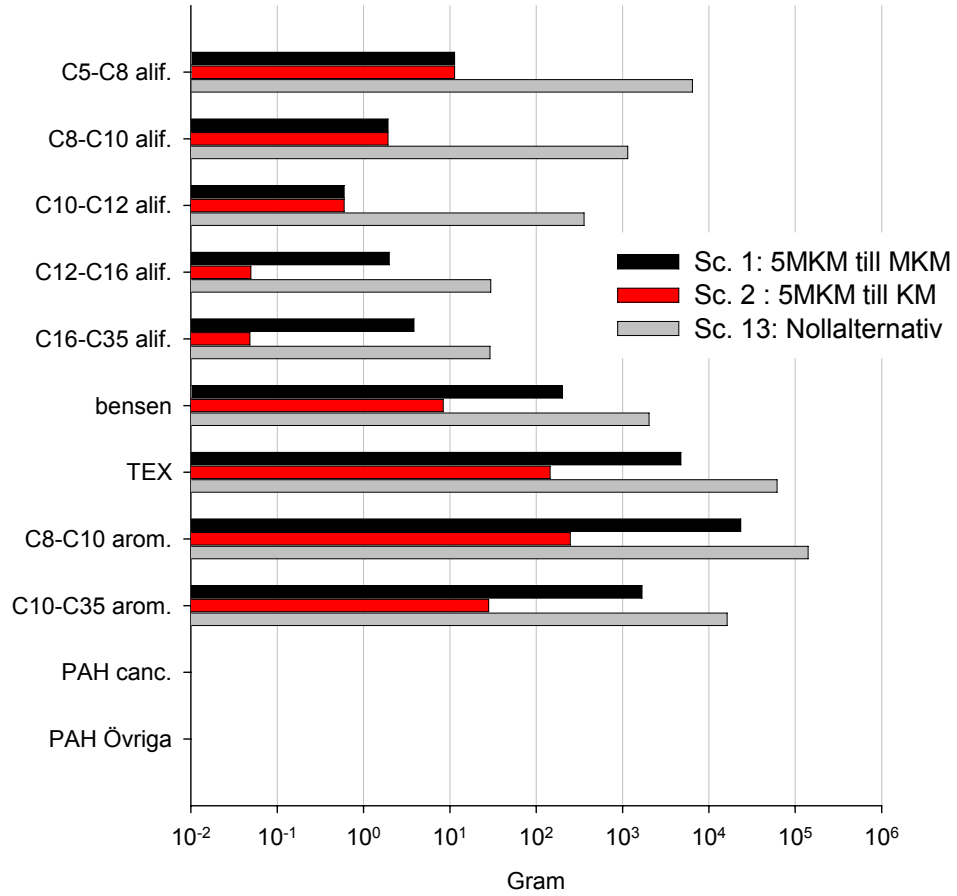
Tabell 17: Primära utsläpp till vatten från det studerade typfallet under 50 år och per 1750 ton förorenad jord (gram)

Scenario		alifater C5-C8	alifater C8-C10	alifater C10-C12	alifater C12-C16	alifater C16-C35	bensen	TEX	aromater C8-C10	aromater C10-C35	PAH canc.	PAH övriga
<b>Uppgrävning, kompostering on-site</b>												
Sc. 1	5MKM till MKM	11	1.9	0.60	2.0	3.8	201	4700	23 300	1680	0	0
Sc. 2	5MKM till KM	11	1.9	0.60	0.05	0.048	8	145	250	28	0	0
Sc. 3	2MKM till MKM	1.0	0.2	19	5.2	5.3	171	2500	23 100	1380	0	0
Sc. 4	2MKM till KM	1.0	0.23	0.23	0.026	0.022	2.8	38	93	8.3	0	0
<b>Uppgrävning, kompostering på deponi</b>												
Sc. 5-6	5MKM till KM	11.4	1.9	0.6	0.05	0.048	8.4	145	248	28	0	0
Sc. 7-8	2MKM till KM	0.99	0.23	0.23	0.03	0.02	2.8	38	93	8.3	0	0
<b>In-situ (luftning)</b>												
Sc. 9	5MKM till MKM	0	0	0	2	4	193	4600	23 100	1650	0	0
Sc. 10	5MKM till 3KM	0	0	0	0	1	57	281	11 500	208	0	0
Sc. 11	2MKM till MKM	0	0	19.0	5.2	5.3	168	2500	23 000	1370	0	0
Sc. 12	2MKM till KM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Nollalternativ</b>												
Sc. 13	5MKM	6442	1147	359	30	29	2030	61 700	141 000	16 300	0	0
Sc. 14	2MKM	421	133	138	15	13	575	14 500	52 600	4750	0	0

Tabell 18: Primära utsläpp till luft från det studerade typfallet under 50 år och per 1750 ton förorenad jord (gram)

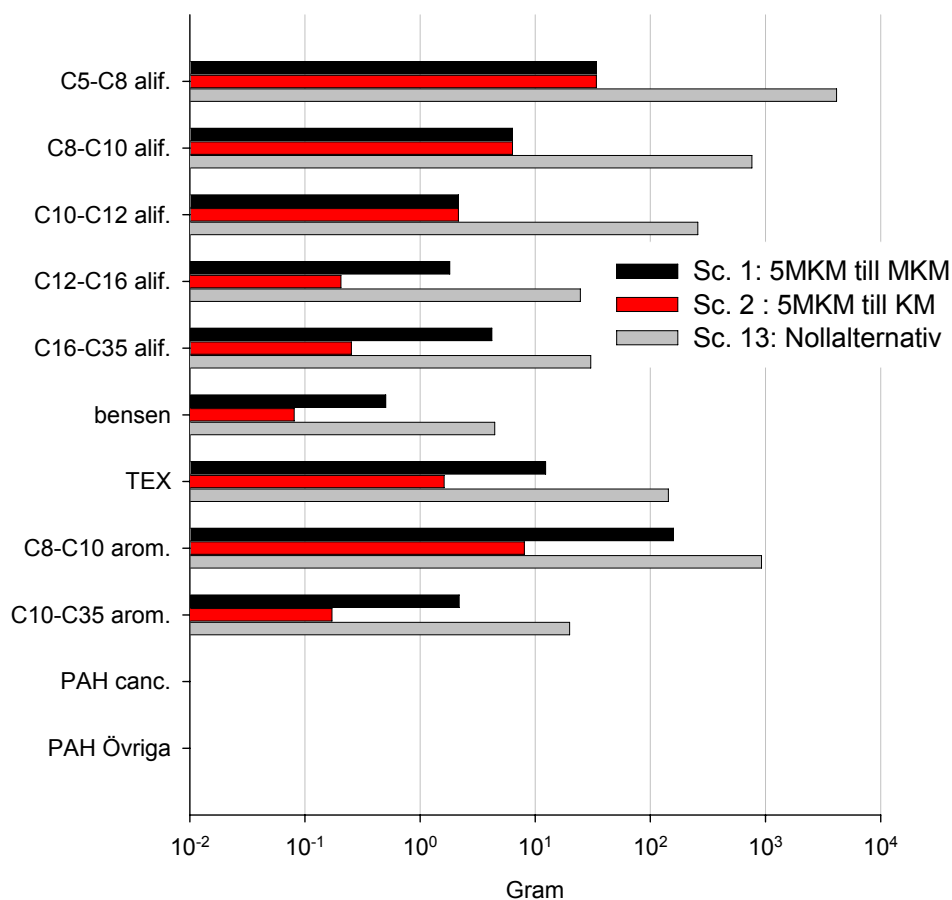
Scenario		alifater C5-C8	alifater C8-C10	alifater C10-C12	alifater C12-C16	alifater C16-C35	bensen	TEX	aromater C8-C10	aromater C10-C35	PAH canc.	PAH övriga
<b>Uppgrävning, kompostering on-site</b>												
Sc. 1	5MKM till MKM	34.1	6.3	2.2	1.8	4.2	0.50	12.3	159	2.2	0	0
Sc. 2	5MKM till KM	34.1	6.3	2.2	0.21	0.25	0.08	1.6	8	0.17	0	0
Sc. 3	2MKM till MKM	3.0	0.74	14.5	4.4	5.6	0.40	6.3	154	1.7	0	0
Sc. 4	2MKM till KM	3.0	0.74	0.83	0.11	0.11	0.03	0.43	3	0.05	0	0
<b>Uppgrävning, kompostering på deponi</b>												
Sc. 5-6	5MKM till KM	34.1	6.3	2.2	0.21	0.25	0.08	1.6	8	0.17	0	0
Sc. 7-8	2MKM till KM	3.0	0.74	0.83	0.11	0.11	0.03	0.4	3	0.05	0	0
<b>In-situ (luftning)</b>												
Sc. 9	5MKM till MKM	0	0	0	1.6	4.0	0.42	10.7	151	2.0	0	0
Sc. 10	5MKM till 3KM	0	0	0	0	1.4	0.12	0.65	75	0.25	0	0
Sc. 11	2MKM till MKM	0	0	13.7	4.3	5.5	0.37	5.8	151	1.7	0	0
Sc. 12	2MKM till KM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Nollalternativ</b>												
Sc. 13	5MKM	4149	762	258	25	30	4	144	924	20	0	0
Sc. 14	2MKM	271	88	100	13	14	1.3	34	344	6	0	0

### Utsläpp till vatten, kompostering on-site



Figur 9. Primära utsläpp till vatten vid kompostering on-site från 5MKM till MKM och KM, samt utsläpp om området inte saneras

## Utsläpp till luft, kompostering on-site



Figur 10. Primära utsläpp till luft vid kompostering on-site från 5MKM till MKM och KM, samt utsläpp om området inte saneras

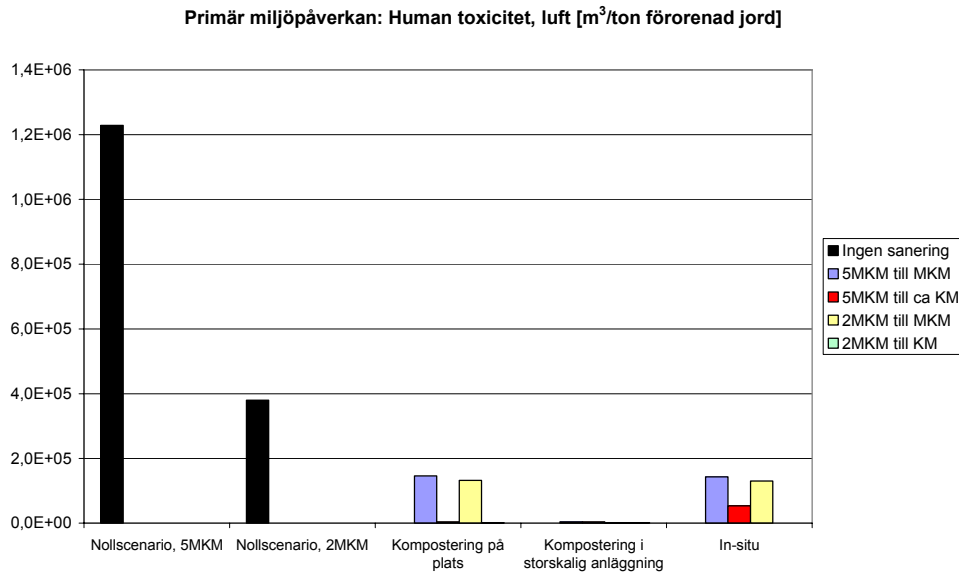
## 6.2 Miljöpåverkansbedömning

### 6.2.1 Primär miljöpåverkan

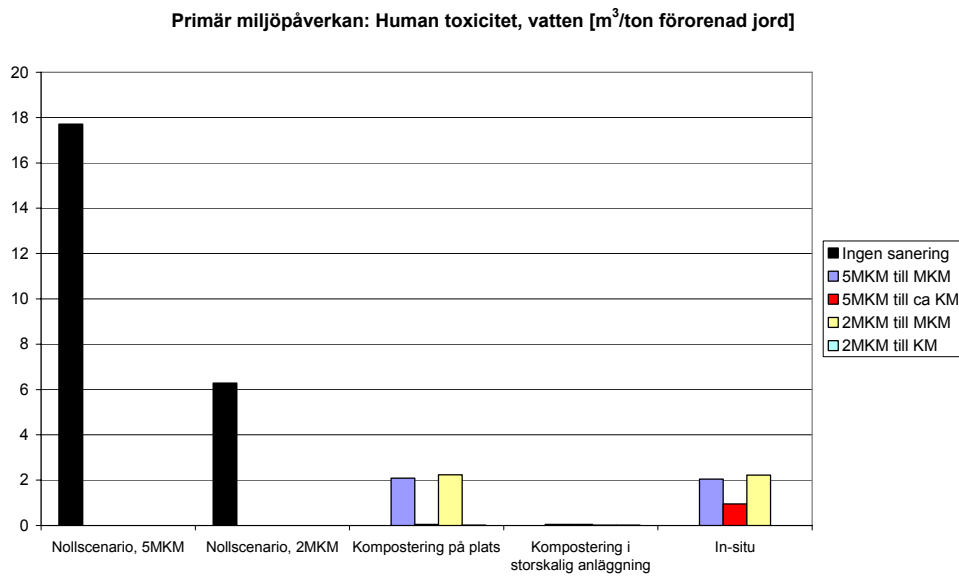
Potentiell primär miljöpåverkan har kvantifierats för samtliga 14 scenarier, dvs. för:

- de två nollscenarierna (ingen sanering)
- de 12 saneringsscenarierna

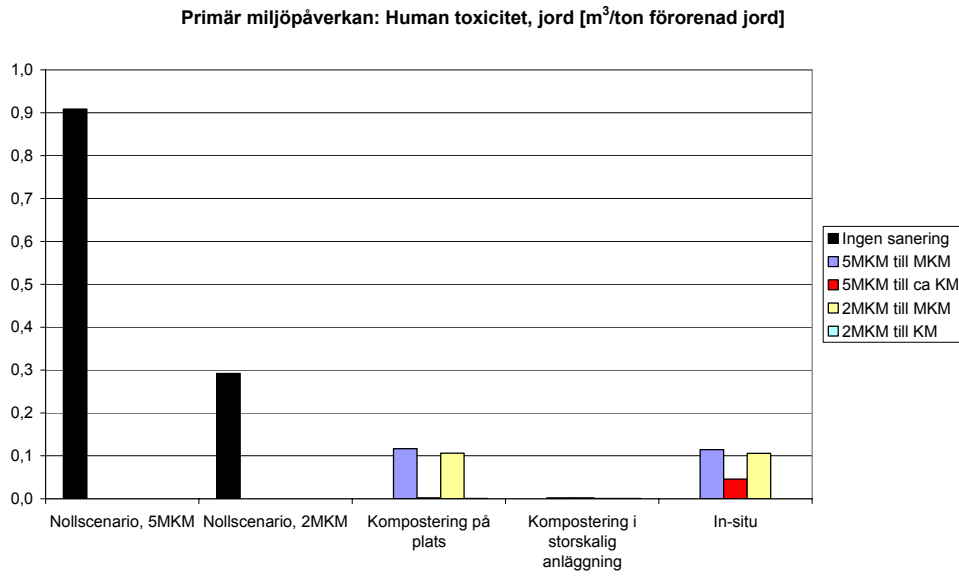
De miljöpåverkanskategorier som är relevanta för primär miljöpåverkan i vår fallstudie är ekotoxicitet (två kategorier) och human toxicitet (tre kategorier). Resultaten för samtliga fem toxicitetskategorier följer samma mönster, se Figur 11 - Figur 15.



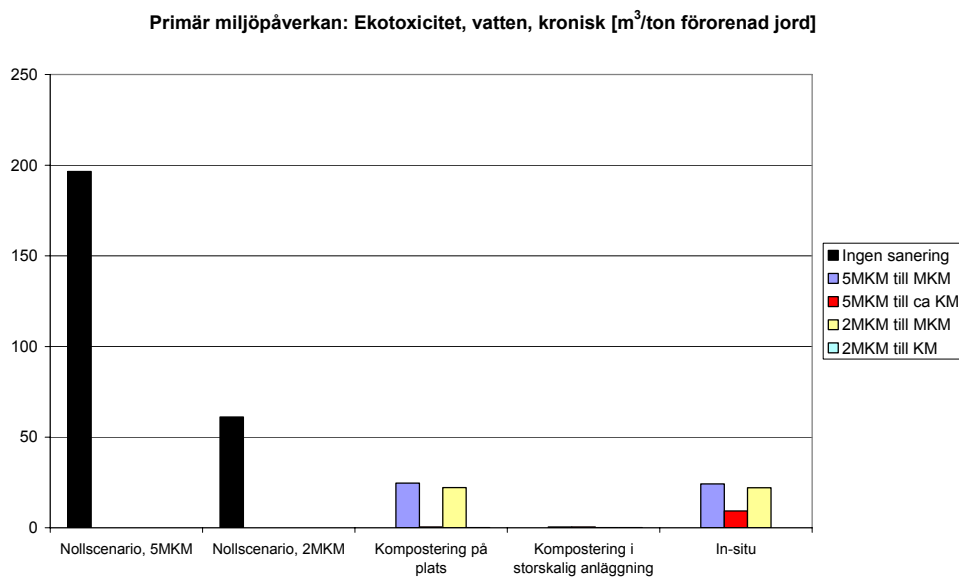
Figur 11. Primära bidrag till human toxicitet, luft



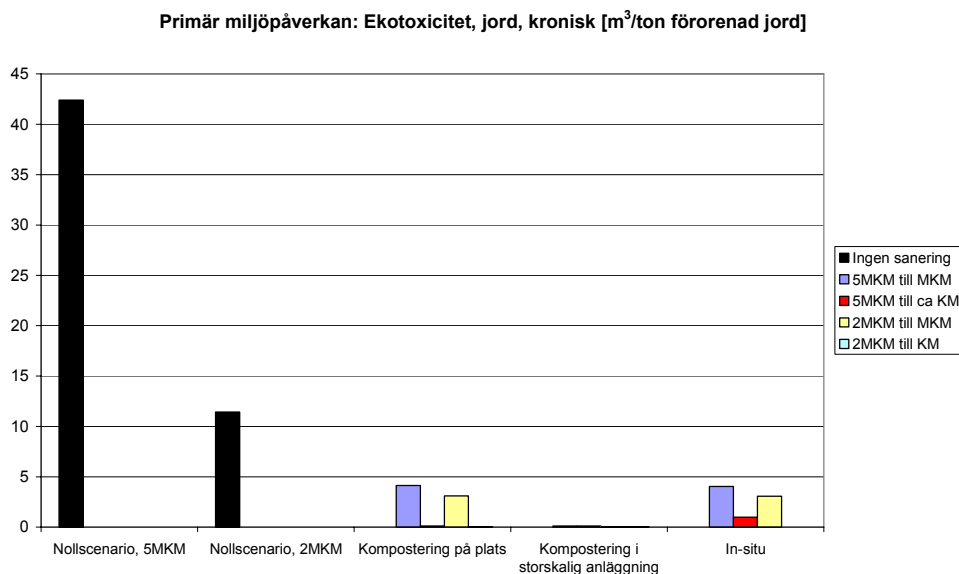
Figur 12. Primära bidrag till human toxicitet, vatten



Figur 13. Primära bidrag till human toxicitet, jord



Figur 14. Primära bidrag till ekotoxicitet, vatten (kronisk)



Figur 15. Primära bidrag till ekotoxicitet, jord (kronisk)

Av diagrammen framgår att:

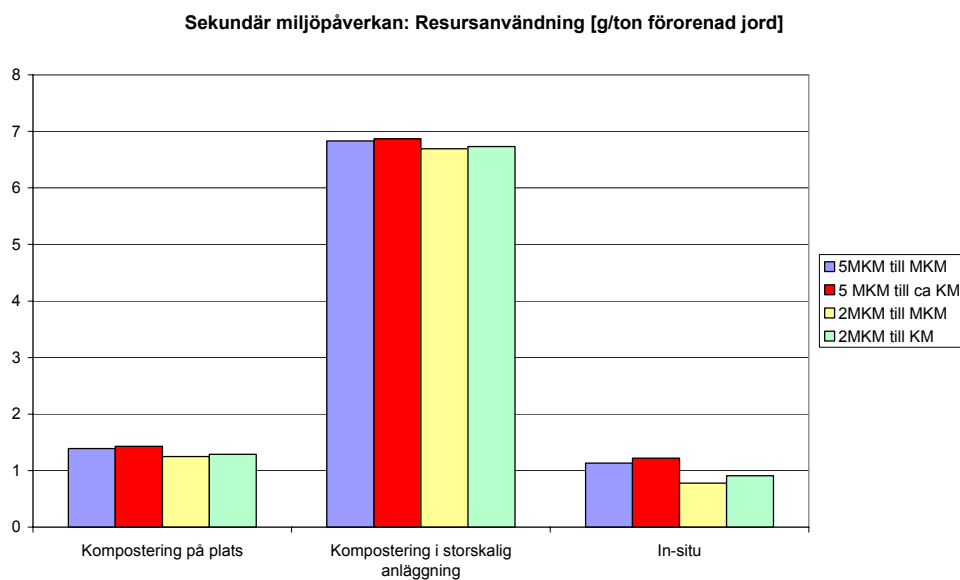
- Vid en sanering spelar starthalt och ambitionsnivå stor roll för bidragen till primär miljöpåverkan
- Vid en starthalt om 5 MKM leder en sanering till att den primära miljöpåverkan reduceras med en faktor 10 eller mer
- Vid en starthalt om 2 MKM leder en sanering till att den primära miljöpåverkan reduceras till en tredjedel eller mindre av ursprunglig miljöpåverkan
- Om enbart primär miljöpåverkan beaktas är kompostering i storskalig anläggning det bästa alternativet (eftersom de förorenade massorna ersätts av rena massor som klarar åtgärds målet KM). Kompostering på plats och in-situ är likvärdiga alternativ under förutsättning att samma sluthalt kan nås (vilket inte är självklart om starthalten är av storleksordningen 5 MKM).

### 6.2.2 Sekundär miljöpåverkan

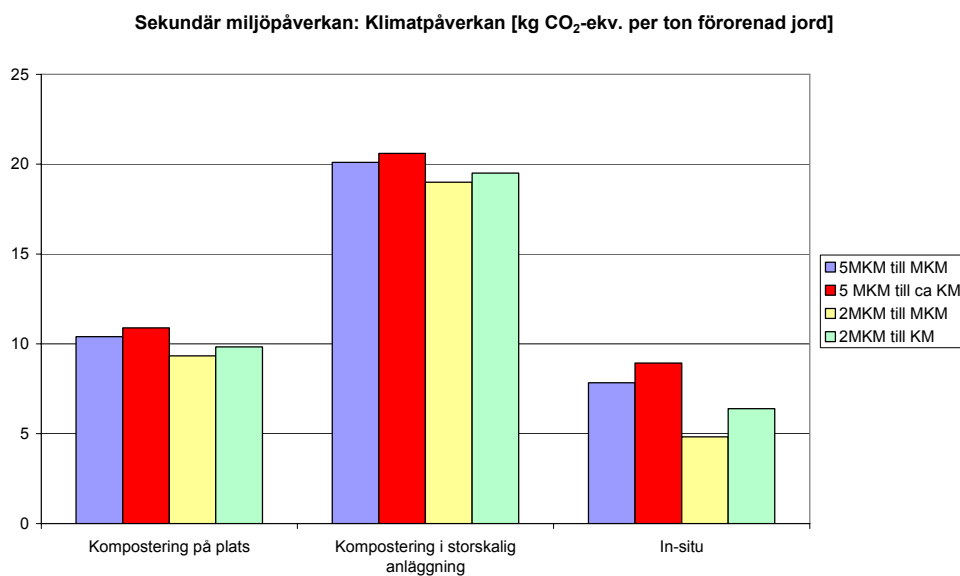
Potentiell sekundär miljöpåverkan har kvantifierats för de 12 scenarier som innebär sanering och för följande miljöpåverkanskategorier:

- Resursanvändning, se Figur 16
- Klimatpåverkan (GWP 100), se Figur 17
- Försurning, se Figur 18
- Övergödning, se Figur 19
- Bildning av marknära ozon, se Figur 20
- Human toxicitet, luft, se Figur 21
- Human toxicitet, vatten, se Figur 22

- Human toxicitet, jord, se Figur 23
- Ekotoxicitet, vatten (kronisk), se Figur 24
- Ekotoxicitet, jord (kronisk), se Figur 25

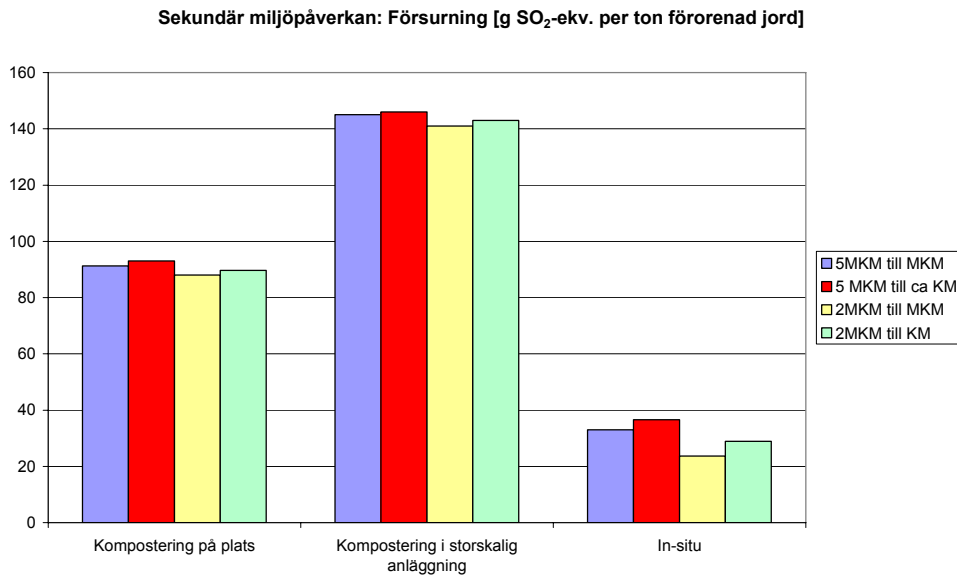


Figur 16. Resursanvändning

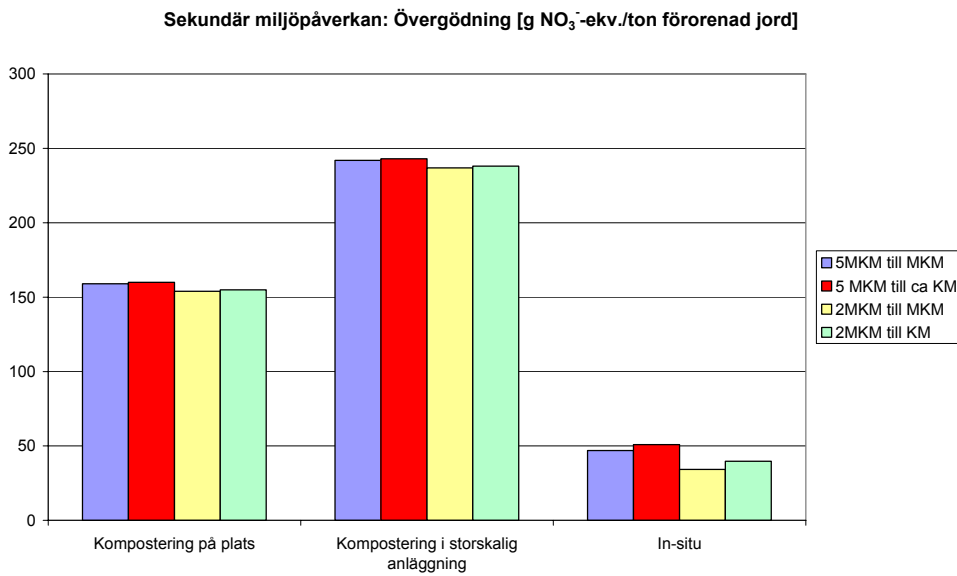


Figur 17. Klimatpåverkan

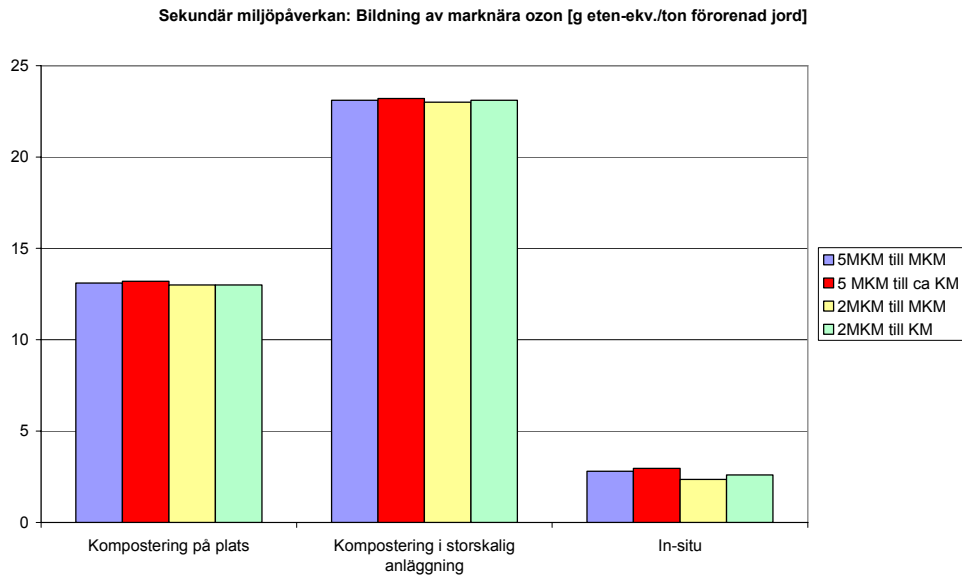




Figur 18. Försurning



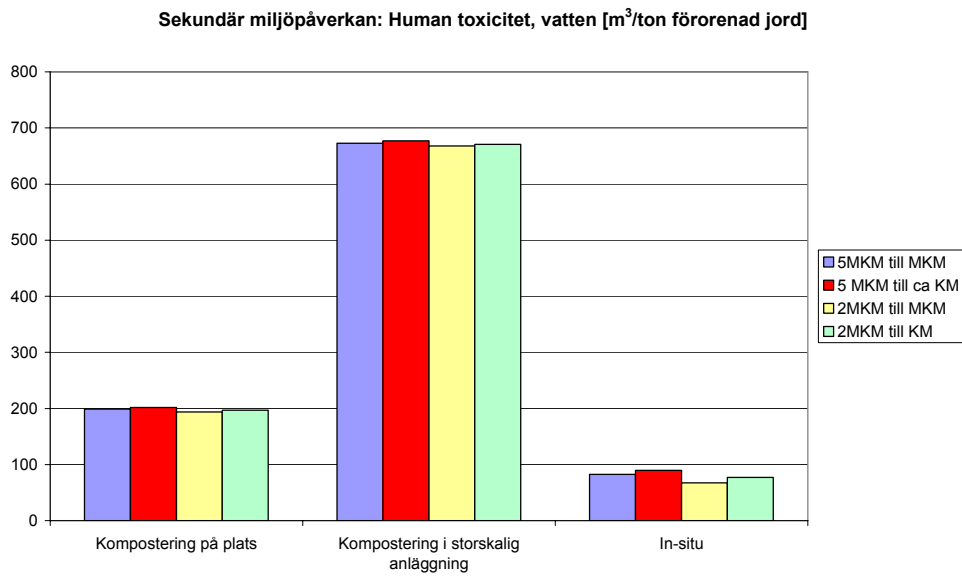
Figur 19. Övergödning



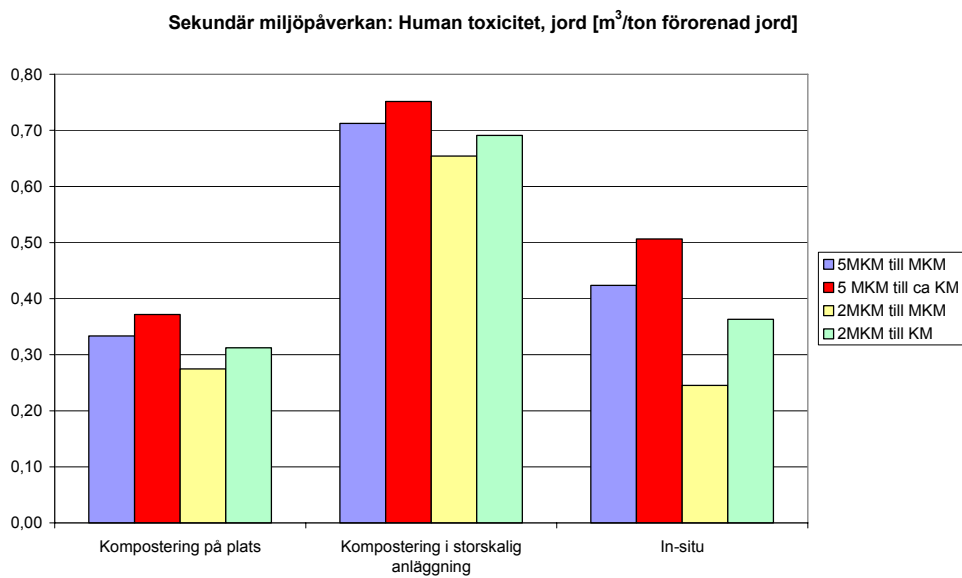
Figur 20. Bildning av marknära ozon



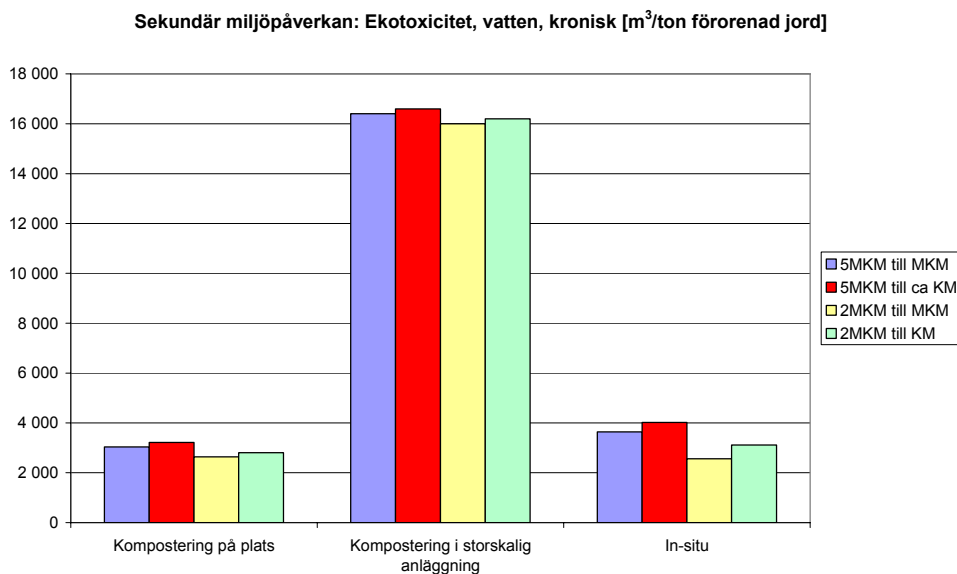
Figur 21. Human toxicitet, luft



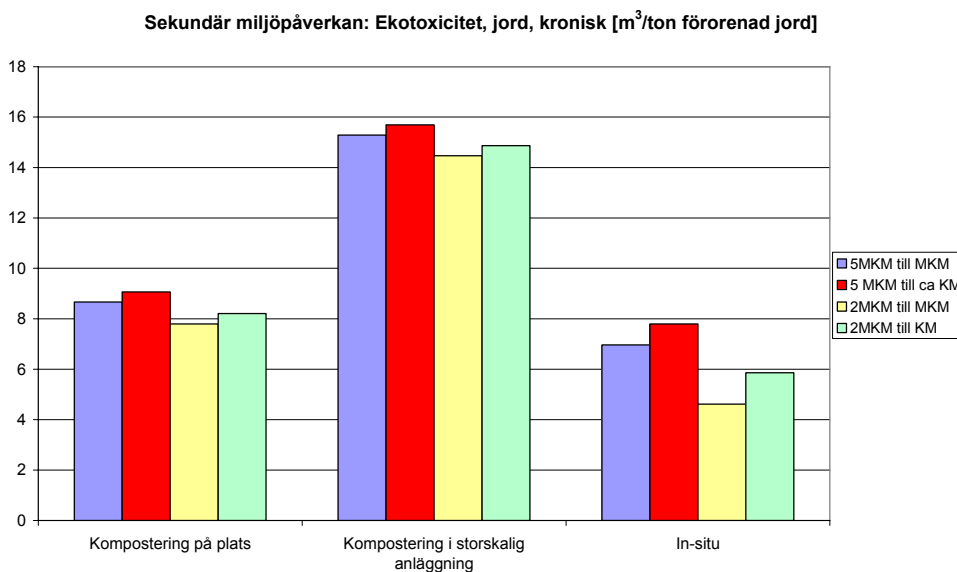
Figur 22. Human toxicitet, vatten



Figur 23. Human toxicitet, jord



Figur 24. Ekotoxicitet, vatten (kronisk)



Figur 25. Ekotoxicitet, jord (kronisk)

Av resultaten för sekundär miljöpåverkan framgår att:

- Saneringsmetoden kompostering i storskalig anläggning bidrar mest till samtliga miljöpåverkanskategorier
- Saneringsmetoderna in-situ och kompostering på plats är ur miljösynpunkt bättre än kompostering i storskalig anläggning
- Saneringsmetoden in-situ är för de flesta av miljöpåverkanskategorierna bättre än kompostering i storskalig anläggning

- Starthalt (5 eller 2 MKM) och ambitionsnivå (dvs. sanering till åtgärds-målet MKM eller KM) har för vissa miljöpåverkanskategorier en viss betydelse. Valet av saneringsmetod är dock för de flesta miljöpåverkanskategorier av mycket större betydelse
- Starthalt och ambitionsnivå har i regel större betydelse för saneringsmetoden in-situ än för de två komposteringsmetoderna

## 6.3 Tolkning

Vid tolkning av livscykelanalysens resultat är det viktigt att vara medveten om att LCA som metod är mycket bättre på att hantera miljöpåverkanskategorierna resursanvändning, klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildning av marknära ozon än kategorierna human toxicitet och ekotoxicitet.

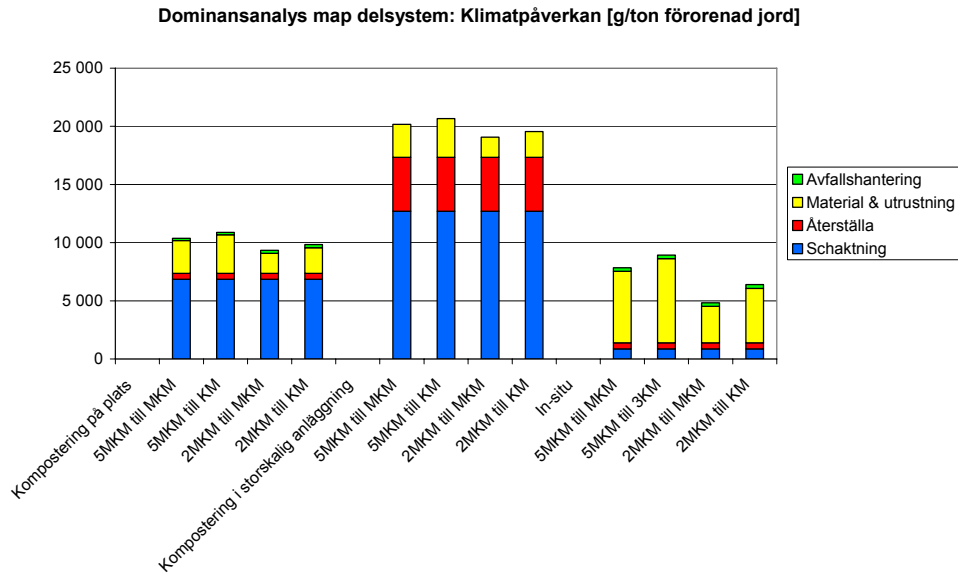
Kategorierna human toxicitet och ekotoxicitet är av relevans framförallt när det gäller primär miljöpåverkan. De primära emissionerna är ett begränsat antal substanser för vilka vi själva beräknat karakteriseringsfaktorerna. När det gäller primär miljöpåverkan har vi en tröskel pga. att vi inte inkluderat läckage av toxiska substanser vilka förekommer i halter lägre än KM. Detta gör att inga polycykliska aromatiska kolväten, PAH, kommer med i miljöpåverkansbedömningen.

För att förstå hur betydande skillnaderna mellan olika alternativ egentligen är, underlättar det om man kan relatera till något välbekant. En personbil släpper i genomsnitt ut 2 kg CO<sub>2</sub> per mil (www.ntm.a.se). Exempelvis motsvarar skillnaden mellan att sanera 1750 ton förorenad jord (ett medelstort saneringsprojekt) med den metod som bidrar mest och den som bidrar minst till klimatpåverkan (se Figur 17) ungefär 13 000 mil med en personbil.

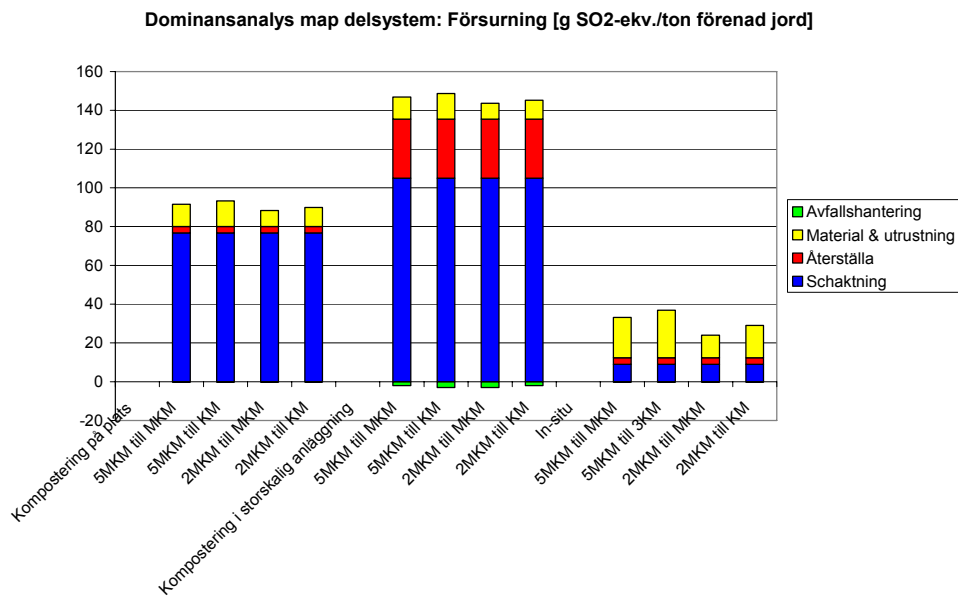
Dominansanalyser, dvs. analyser med syfte att undersöka vilka delsystem, processer och substanser som är mest betydelsefulla är ett viktigt delmoment av tolkningen. Nedan presenteras våra dominansanalyser med avseende på delsystem och substanser.

### 6.3.1 Dominansanalys med avseende på delsystem

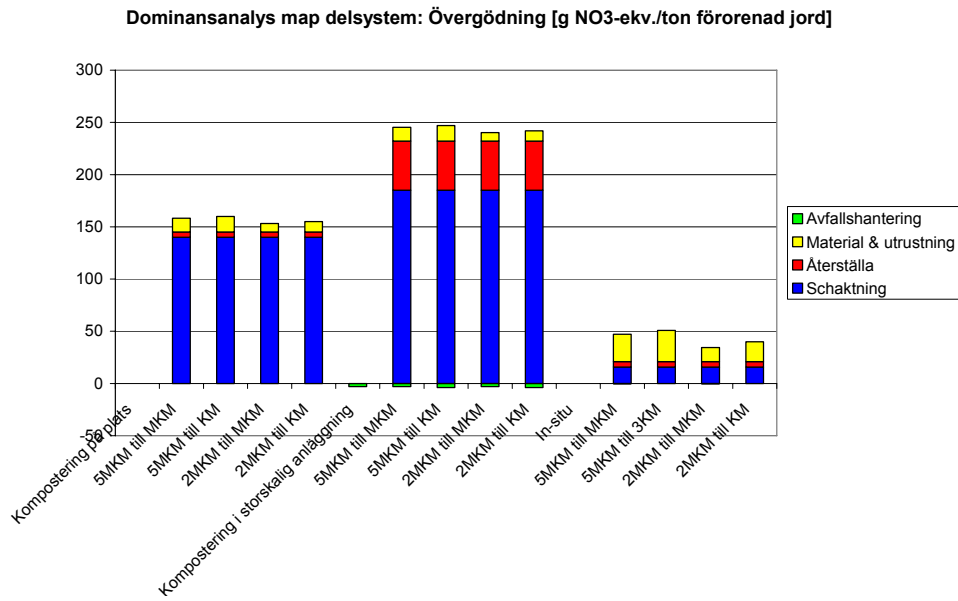
Dominansanalyser med avseende på delsystem har gjorts för miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildning av marknära ozon, se Figur 26 – Figur 29.



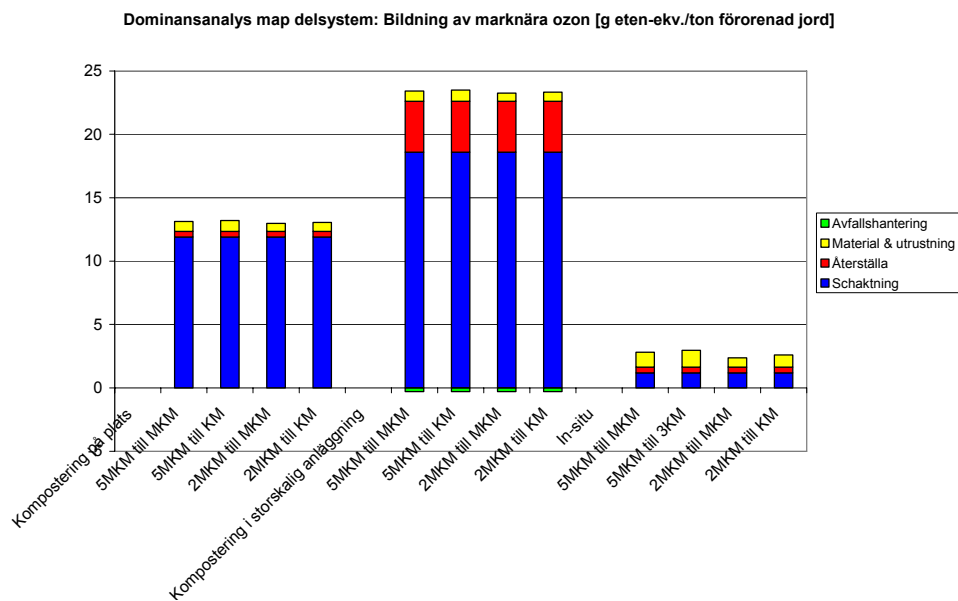
Figur 26. Klimatpåverkan och de olika delsystemens betydelse



Figur 27. Försurning och de olika delsystemens betydelse



Figur 28: Övergödning och de olika delsystemens betydelse



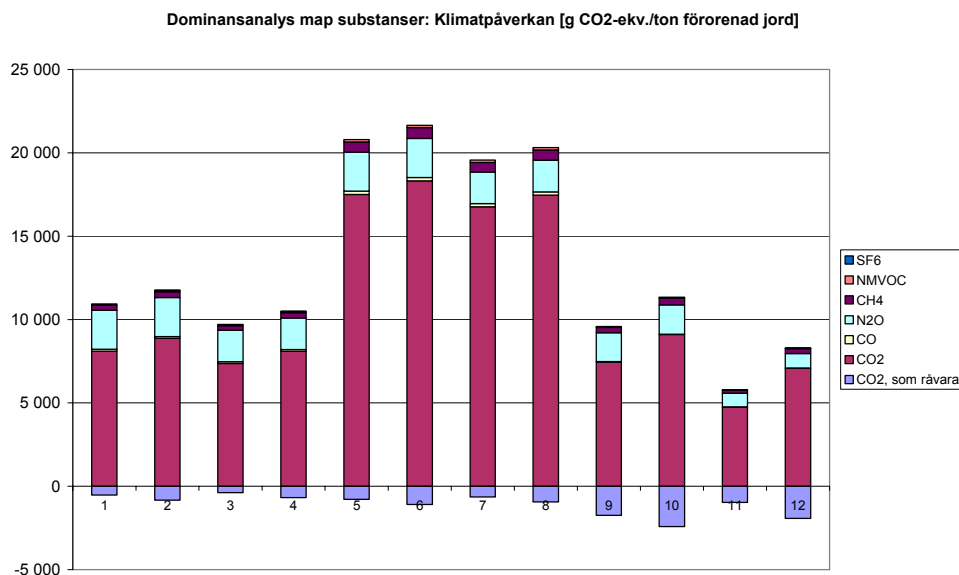
Figur 29. Bildning av marknära ozon och de olika delsystemens betydelse

Av diagrammen ovan framgår att för komposteringsmetoderna är schaktningen den del av systemet som bidrar mest till klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildning av marknära ozon. Skillnaden mellan saneringsmetoderna kompostering på plats och kompostering i storskalig anläggning är att i det senare fallet ingår transporten av de förorenade massorna till behandlingsanläggning i delsystem schaktning. Delsystemet återställa är av störst betydelse för saneringsmetoden kompostering i storskalig anläggning. Här är det utvinning av ersättningsmassor och transport av dessa till saneringsområdet som syns.

För saneringsmetoden in-situ är det ur miljösynpunkt mest betydelsefulla delsystemet material och utrustning (användning av el, plaströr, plastdukar och näringsämnen). Avfallshanteringen bidrar mycket litet till miljöpåverkan eller ger ett mycket litet sluppet bidrag till miljöpåverkan beroende på de utvidgade systemgränserna och antagandet att den energi som produceras i samband med förbränning av plastavfallet ersätter genomsnittlig svensk fjärrvärme och genomsnittlig nordisk el.

### 6.3.2 Dominansanalys med avseende på substanser

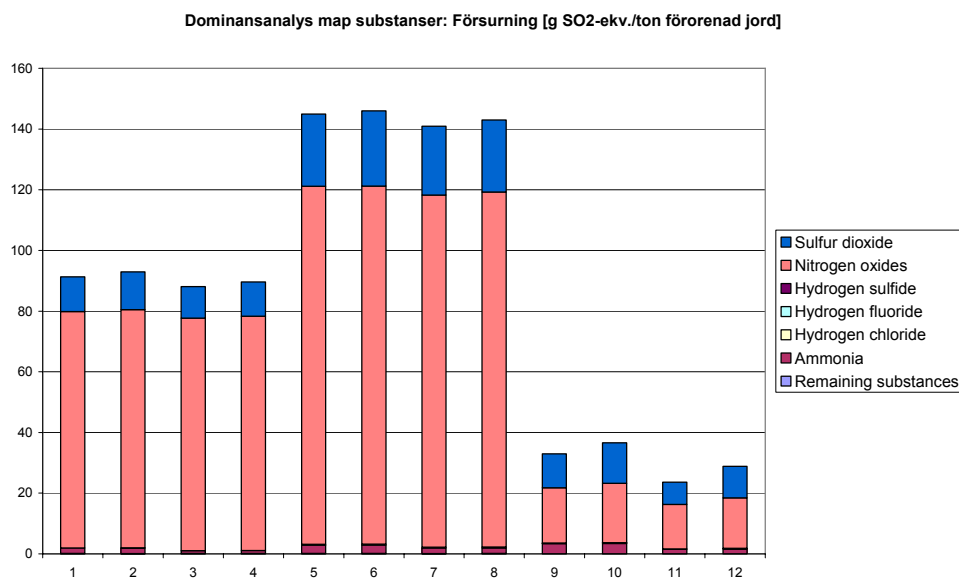
Dominansanalyser med avseende på vilka substanser som bidrar mest har gjorts för miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, human toxicitet och ekotoxicitet, se Figur 30 - Figur 38. De olika scenarierna 1 – 12 förklaras i Tabell 2 (Kapitel 3).



Figur 30. Klimatpåverkan och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

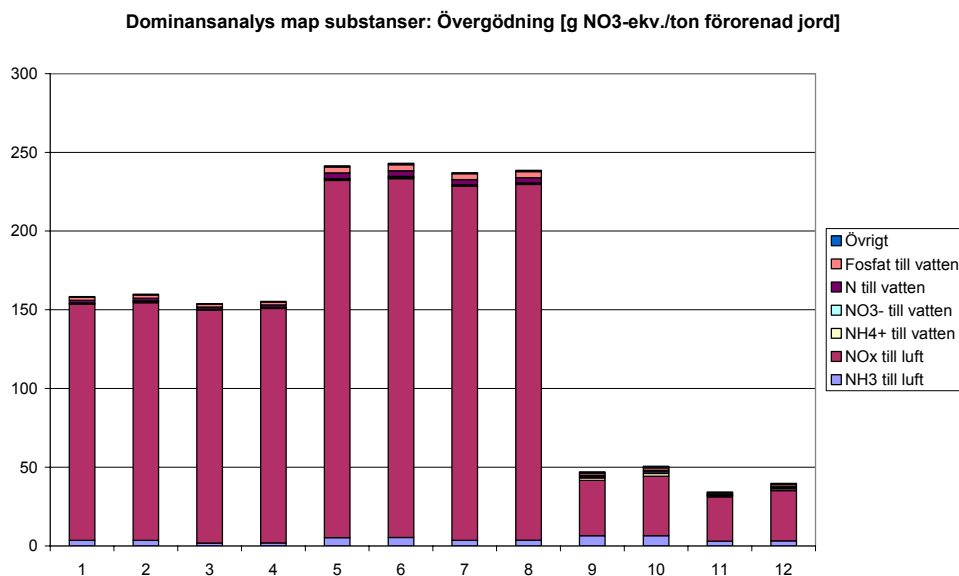
Av Figur 30 framgår att det är ganska få substanser som ger stora bidrag till klimatpåverkan och att koldioxid (CO<sub>2</sub>), dikväveoxid (N<sub>2</sub>O) och metan (CH<sub>4</sub>) är de viktigaste. De negativa delarna av staplarna förklaras av att nordisk genomsnittsel till viss del är baserad på produktion genom förbränning av flis. Träd assimilerar koldioxid när de växer, därav den negativa delen av staplarna.





Figur 31. Försurning och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

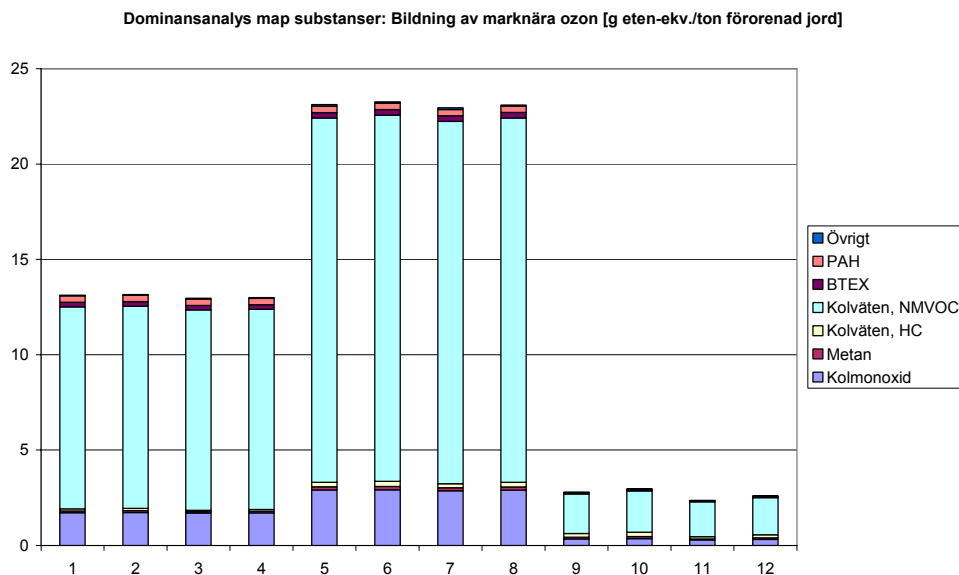
Av Figur 31 framgår att det är ganska få substanser som ger stora bidrag till försurning. Av dessa är kväveoxider i särklass viktigast, följt av svaveldioxid och ammoniak. Kväveoxider släpps ut framför allt i samband med transporter och vid användning av arbetsmaskiner. Dessa processer är även viktiga källor till svaveldioxid tillsammans med dieselproduktion. Emissioner av ammoniak förekommer bland annat i samband med tillverkning av konstgödsel.



Figur 32. Övergödning och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

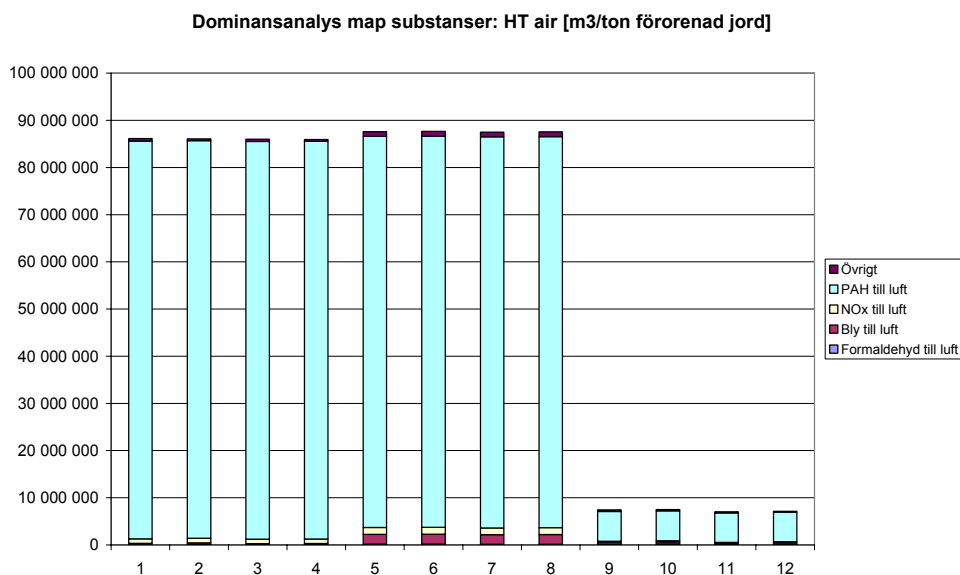
Av Figur 32 framgår att utsläpp av kväveoxider till luft ger det helt dominerande bidraget till övergödning. Ammoniak till luft samt fosfat och kväve till vatten

bidrar litet. Som nämndes ovan släpps kväveoxider ut framför allt i samband med transporter och vid användning av arbetsmaskiner.



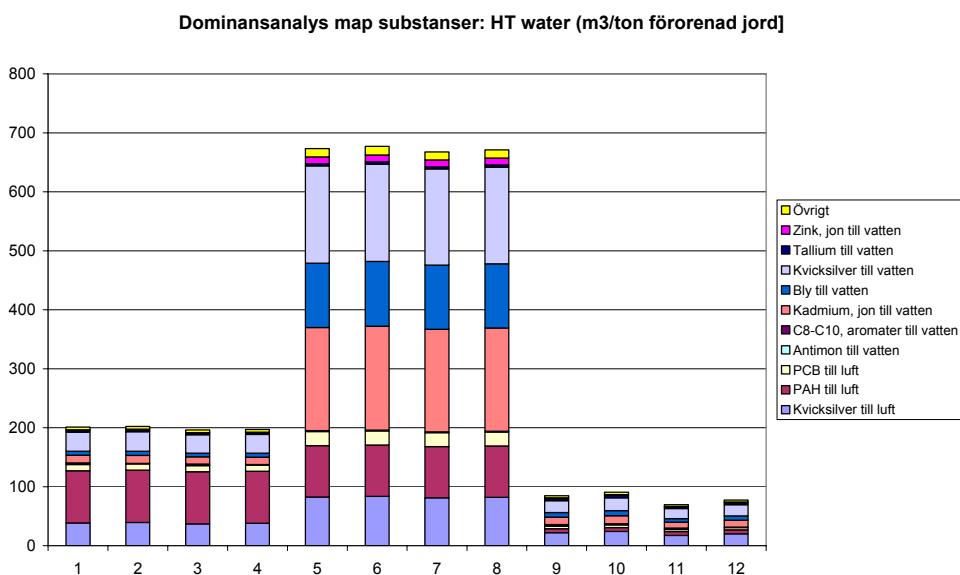
Figur 33. Bildning av marknära ozon och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

Av Figur 33 framgår att utsläpp av kolväten (NMVOC) till luft ger det absolut största bidraget till bildning av marknära ozon. Även kolmonoxid bidrar samt i viss mån PAH och BTEX (inkluderar här bensen, toluen och xylene). Utsläppen av kolväten sker framför allt i samband med produktion av diesel till lastbilar och arbetsmaskiner. Utsläppen av kolmonoxid, PAH, bensen, toluen och xylene förekommer i samband med användning av arbetsmaskiner.



Figur 34. Human toxicitet, luft och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

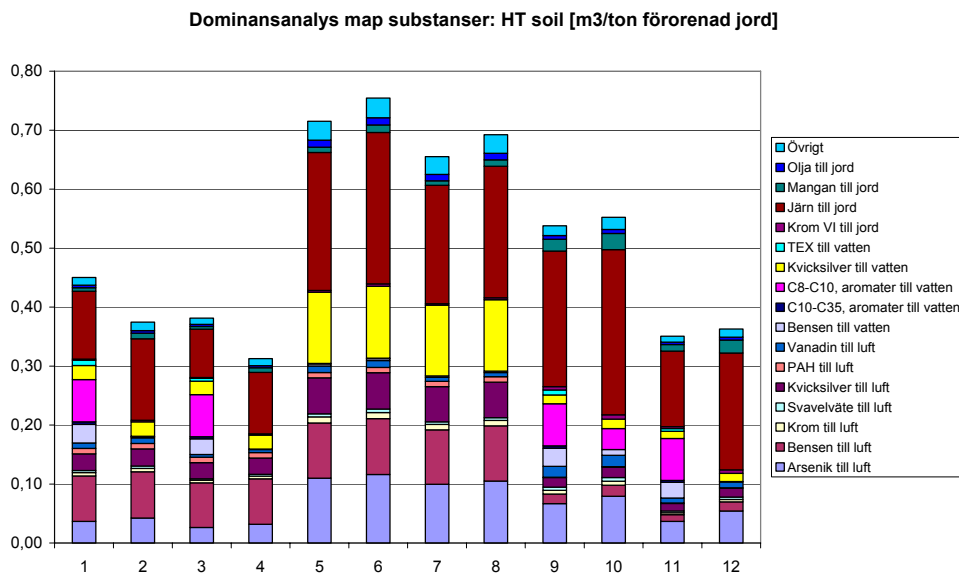
Av Figur 34 framgår att utsläppen av PAH till luft ger det helt dominerande bidraget till human toxicitet via luft. Som nämndes ovan i samband med bildning av marknära ozon är användningen av arbetsmaskiner den stora källan till PAH.



Figur 35. Human toxicitet, vatten och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

Av Figur 35 framgår att det är relativt många substanser som bidrar till human toxicitet via vatten. För saneringsmetoden kompostering på plats ger utsläppen av PAH från arbetsmaskiner en stor del av det totala bidraget. För kompostering i

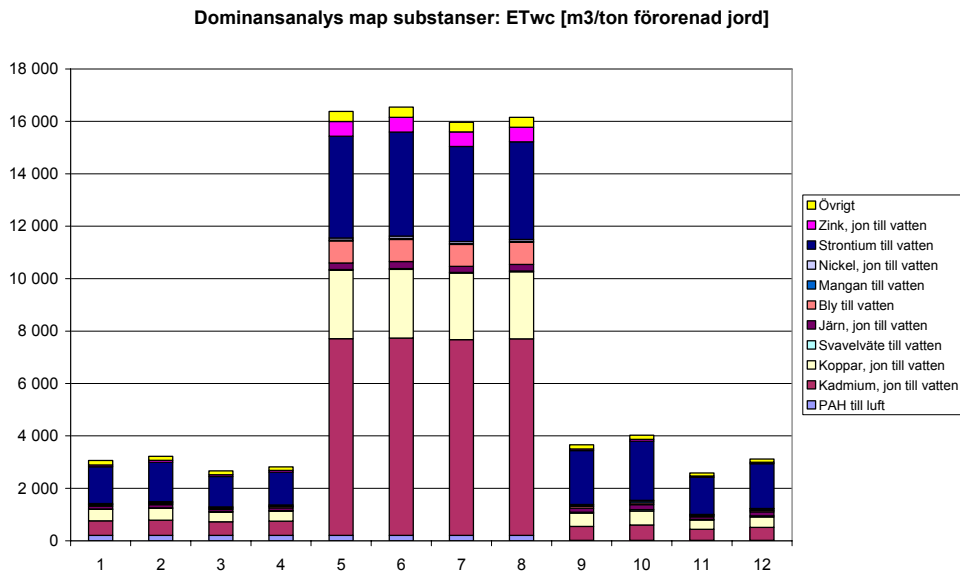
storskalig anläggning bidrar, förutom PAH, utsläpp av kadmiumjoner, kvicksilver och bly till vatten samt kvicksilver till luft. Dessa emissioner kommer från processer uppströms underhåll och tillverkning av lastbilar samt tillverkning av arbetsmaskiner (bl.a. i förädlingen av järnmalm). För in-situ bidrar samma substanser som för kompostering i storskalig anläggning, fast i betydligt mindre omfattning.



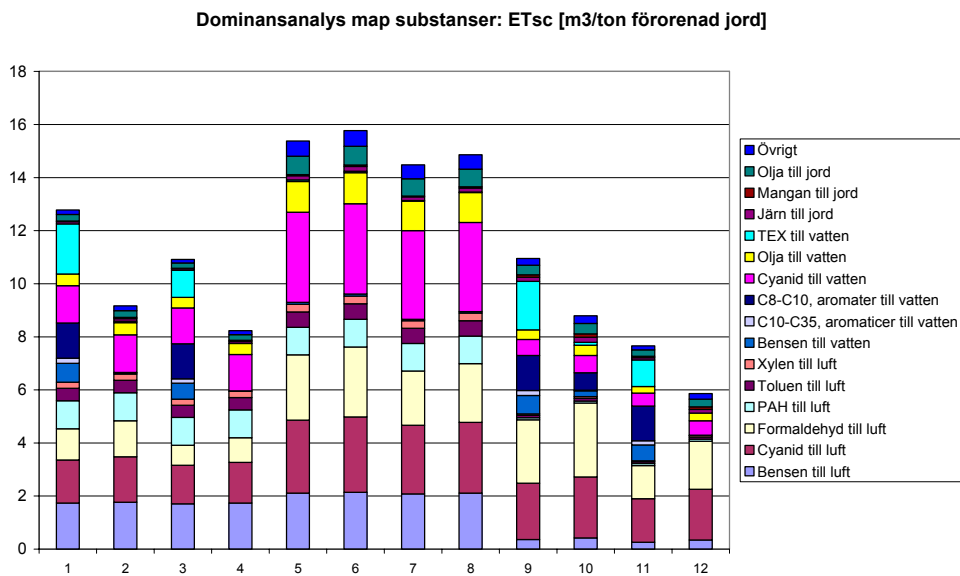
Figur 36. Human toxicitet, jord och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

Av Figur 36 framgår att det är väldigt många substanser som bidrar till human toxicitet via jord. Utsläpp av järn till jord ger ett stort bidrag i samtliga scenarier, vilket vi finner litet märkligt. Vi har spårat utsläppen, de sker vid följande processer: (1) borrhning för utvinning av råolja; (2) uppströms stålkonstruktioner för utvinning av grus; och (3) vid elproduktion. Däremot har vi inget svar på frågan huruvida det är fel på storleken på någon av dessa emissioner eller på karakteriseringsfaktorn. Utsläpp av bensen till luft vid användning av arbetsmaskiner bidrar för de båda komposteringsmetoderna. För de saneringsmetoder som inte når ner till åtgärds målet KM bidrar de primära emissionerna av C8-C10, aromater. Bidragen av arsenik till luft kan spåras tillbaka till processerna för utvinning av grus och tillverkning av lastbilar (kopparkonstruktion). Kviksilver till vatten och luft härrör från processer uppströms underhåll och tillverkning av lastbilar (bl.a. i förädlingen av järnmalm).

Av Figur 37 framgår att utsläpp av strontium till vatten ger ett stort bidrag kategorin ekotoxicitet via vatten i samtliga scenarier, vilket vi finner märkligt. Vi har spårat utsläppen, de sker i samband med utvinning av råolja. Däremot har vi inget svar på frågan huruvida det är fel på storleken av dessa emissioner eller på karakteriseringsfaktorn. Utsläppen av kadmium- och kopparjoner till vatten sker i systemen för tillverkning av lastbilar och arbetsmaskiner samt underhåll av lastbilar (bl.a. i förädlingen av järnmalm).



Figur 37. Ekotoxicitet, vatten och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)



Figur 38. Ekotoxicitet, jord och de olika emissionernas bidrag för scenario 1-12 (se Tabell 2, sidan 21)

Av Figur 38 framgår att för kategorin ekotoxicitet via jord bidrar de primära utsläppen till vatten av TEX och C8-C10 aromater för de scenarier som inte når ner till åtgärdsålet KM. Bensen och PAH ger ett relativt stort bidrag för komposteringsscenarierna (användningen av arbetsmaskiner). Cyanid till luft bidrar för samtliga scenarier och kan spåras tillbaka till tillverkning av konstgödsel,

produktion av el och avfallshanteringen. Utsläppen av formaldehyd härrör från elproduktion och tillverkning av konstgödsel. Utsläppen av cyanid till vatten sker i samband med tillverkning av konstgödsel och i processer uppströms tillverkning av arbetsmaskiner och lastbilar (bl.a. förädling av järnmalm). Utsläppen av olja till vatten sker huvudsakligen i samband med utvinning av råolja.

Dominansanalyserna av kategorierna human toxicitet och ekotoxicitet visar att det inte spelar någon roll att ett antal metallemissioner till vatten som sker pga. däckslitage i samband med transporter lades in i beräkningsprogrammet i form av joner för att komma med i miljöpåverkansbedömningen (avsnitt 4.2.4). Dessa emissioner resulterar inte i bidrag som syns i dominansanalyserna.

### 6.3.3 Slutsatser miljöprestanda

#### Val av saneringsmetod

För sanering efter vår fiktiva bensinstation/oljedepå/omlastningsstation kan följande slutsatser dras med avseende på sekundär miljöpåverkan (dvs. den miljöpåverkan som saneringen och dess servicesystem orsakar i ett livscykelperspektiv):

- Sanering in-situ eller kompostering på plats är klart bättre än kompostering i storskalig anläggning
- Sanering in-situ är för de flesta studerade miljöpåverkanskategorier bättre än kompostering på plats

För saneringsmetoden in-situ är det extremt viktigt att förutsättningarna verkligen finns för att saneringen skall fungera (t.ex. jordmån och klimat). Vid en starthalt om 5 MKM har man dessutom svårt att nå åtgärds målet KM, åtminstone med en rimligt lång saneringstid. Mer realistiskt är att man kan nå ner till 3 KM.

#### Val av ambitionsnivå

Fallstudien visar att valet av saneringsmetod har stor inverkan på sekundär miljöpåverkan medan valet av ambitionsnivå (dvs. sanering till åtgärds målet MKM eller KM) inte inverkar särskilt mycket. Kombinationen av föroreningshalt vid start och ambitionsnivå inverkar mer för in-situ än för komposteringsmetoderna.

#### Sekundär vs. primär miljöpåverkan

De sekundära bidragen till human toxicitet och ekotoxicitet är större än de primära. En sådan jämförelse är av relevans, men den säger inget om risk. För att kunna säga något om risk måste emissioner kunna avgränsas i tid och rum.

#### Vilka delar av livscykeln och vilka processer bidrar mest

- För kompostering på plats är det användningen av arbetsmaskiner (i delsystemet schaktning) som orsakar mest miljöpåverkan
- För kompostering i storskalig anläggning är det användningen av arbetsmaskiner tillsammans med transporterna av förorenad jord till

behandlingsanläggning (i delsystemet schaktning) som orsakar mest miljöpåverkan.

- För in-situ är det elproduktion och tillverkning av konstgödsel (del-systemet material och utrustning) som orsakar mest miljöpåverkan.

För miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet bidrar dessutom:

- processer uppströms tillverkning och underhåll av lastbilar
- processer uppströms tillverkning av arbetsmaskiner
- tillverkning av konstgödsel
- för vissa scenarier läckage av förorening under och efter sanering

### **Begränsningar och rekommendationer**

Livscykelanalysen inkluderar primära och sekundära effekter, men inte tertiära effekter (se Tabell 1, avsnitt 2.3). Därmed bör resultat och slutsatser användas enbart för den beslutssituation som beskrivs i avsnitt 2.2. Om beslutet istället handlar om huruvida en sanering skall ske eller inte, är det viktigt att inkludera också de tertiära effekterna. De tertiära effekterna är starkt beroende av ambitionsnivån vid en sanering, dvs. av om åtgärds målet är KM eller MKM. Däremot påverkar valet av saneringsmetod inte de tertiära effekterna.

Vår avgränsning i tid om 50 år är av betydelse främst för primär miljöpåverkan. I vår fallstudie visade sig de primära bidragen till miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet vara betydligt mindre än de sekundära. Ett kortare tidsperspektiv skulle öka denna skillnad. Ett längre tidsperspektiv skulle i princip minska skillnaden och kanske t.o.m. ge ett omvänt resultat (dvs. de primära bidragen blir större än de sekundära). En fallstudie med ett längre tidsperspektiv skulle dock bli rätt hypotetisk. Om utsläppen sker under extremt lång tid är det mycket svårt att bedöma den verkliga risken (som beror av tillståndet i varje ögonblick).

Transportavstånd är en nyckelfaktor, särskilt vid kompostering i storskalig anläggning. Längre transportavstånd skulle öka skillnaderna i miljöprestanda mellan storskalig kompostering och de andra saneringsmetoderna. Kortare avstånd skulle minska skillnaderna något, men eftersom det är så stora mängder som skall transporteras vid storskalig kompostering kommer rankningen att vara stabil.

För primär miljöpåverkan är halterna av de olika föroreningarna vid saneringsstart viktig. I det fall vi studerat var halterna av PAH (polycykliska aromatiska kolväten) vid saneringsstart lägre än riktvärdet KM och PAH inkluderas därför inte i miljöpåverkansbedömningen (se avsnitt 4.1.4). PAH har höga karakteriseringsfaktorer. Om halterna av PAH hade varit högre än KM, hade de därför bidragit mycket till miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet. Om halten av PAH vid saneringsstart ligger högre än riktvärdet KM kan detta leda till att de primära bidragen till tox/ekotox blir större än de sekundära bidragen. I ett sådant fall skulle rankningen av saneringsmetoderna med avseende på tox/ekotox kunna ändras till förmån för storskalig kompostering.

## 6.4 Sammanfattning miljöprestanda

Med hjälp av en beskrivande livscykelanalys (LCA), huvudsakligen enligt ISO 14 040 och 14 044, har tre olika metoder för sanering av förorenad mark jämförts. Syftet har varit att ge underlag till beslut i samband med sanering av förorenad mark, särskilt beslut rörande val av saneringsmetod. Utvärderingen är tänkt för en beslutssituation i vilken beslutet gäller hur sanering bäst skall ske, dvs. föroreningen är redan riskbedömd och beslutet att sanera är taget. Livscykelanalysen ingår som en del i en modell för utvärdering av saneringsmetoder som förutom miljöprestanda hanterar risk och samhällsekonomi. Modellen har testats i en fallstudie av sanering efter en bensinstation/olje-depå/omlastningsstation, dvs. sanering av jord förorenad av alifater, aromater och BTEX. I fallstudien har följande saneringsmetoder jämförts:

- Kompostering på plats
- Kompostering i storskalig anläggning
- In-situ (luftning)

För samtliga tre saneringsmetoder har fyra scenarier som varierar med avseende på genomsnittliga halter av förorening vid start respektive slut av saneringen jämförts. Slutligen har en prototyp till förenklat verktyg utvecklats. Målgruppen för såväl utvärderingen som verktyget är problemägarens konsulter, entreprenörer samt beslutsfattare på Naturvårdsverket, länsstyrelser och kommuner.

Miljöpåverkansbedömning har gjorts enligt EDIP 97. Följande miljöpåverkanskategorier har inkluderats: resursanvändning, klimatpåverkan, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, human toxicitet och ekotoxicitet. Primär miljöpåverkan (dvs. miljöpåverkan orsakad pga. läckage av förorening under och efter sanering) och sekundär miljöpåverkan (dvs. miljöpåverkan orsakad av själva saneringen och dess servicesystem) har utvärderats separat.

Livscykelanalysens viktigaste slutsatser med avseende på sekundär miljöpåverkan är att:

- Valet av saneringsmetod är betydligt mer avgörande än valet av ambitionsnivå
- Saneringsmetoderna kan rankas enligt följande: in-situ (bäst), kompostering på plats och kompostering i storskalig anläggning (sämst). In-situ klarar dock inte alltid åtgärds målet KM.

De sekundära bidragen till human toxicitet och ekotoxicitet är större än de primära. En sådan jämförelse är av relevans, men den säger inget om risk. För att kunna säga något om risk måste emissioner kunna avgränsas i tid och rum.



# 7 Utvärdering av samhälls-ekonomi

## 7.1 Inledning

Beräkningar har gjorts dels för samhällsekonomiska kostnader för genomförande av saneringsåtgärder, dels för samhällsekonomiska kostnader för emissioner till luft. Samhällsekonomiska kostnader för saneringsåtgärder har beräknats med utgångspunkt i uppgifter om entreprenadkostnader som lämnats av saneringsföretag. För att beräkna de samhällsekonomiska kostnaderna har entreprenadkostnaderna korrigerats enligt den metod som beskrivs i kapitel 4, dvs. genom att beakta dels arbetsgivaravgifter, dels att de resurser som används för saneringen har en s.k. alternativkostnad.

För att beräkna de samhällsekonomiska emissionskostnaderna är det nödvändigt att dels kvantifiera nivån på emissionerna i respektive scenario, dels värdera emissionerna monetärt. Kvantifieringen av emissionerna har genomförts i samband med utvärderingen av risk och utvärderingen av miljöprestanda och redovisas inte nedan.

I avsnitt 7.2 redovisas beräkningsresultaten för de samhällsekonomiska emissionskostnaderna, i avsnitt 7.3 de samhällsekonomiska kostnaderna för saneringsåtgärderna och i avsnitt 7.4 de totala kostnaderna. Sammanfattande kommentarer redovisas i avsnitt 7.5.

## 7.2 Kostnader för emissioner till luft

Beräkningar har gjorts av de samhällsekonomiska kostnaderna för de emissioner till luft som saneringen ger upphov till. I beräkningarna har följande ämnen beaktats: NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOC, Partiklar (PM<sub>10</sub>) och CO<sub>2</sub>. I Tabell 19 och Figur 39, Figur 40 och Figur 41 nedan redovisas resultatet av beräkningarna. Eftersom kostnaderna för emissionernas lokala effekter beror på var utsläppen sker, har tre alternativa beräkningar gjorts; för Stockholms innerstad, Södertälje samt Laholm. Eftersom fallstudien är ett fiktivt exempel, är syftet med de alternativa beräkningarna främst att illustrera vilken betydelse som platsen för emissionerna har. Som framgår av beräkningsresultaten nedan varierar de samhällsekonomiska kostnaderna relativt stort beroende på plats för utsläpp.

**Tabell 19: Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft från sanering (kr/ton jord)**

<i>Stockholms innerstad</i>	5MKM till MKM	5MKM till KM	2MKM till MKM	2MKM till KM
Kompostering på plats	78.58	83.74	72.59	77.38
Kompostering storskalig anl.	175.47	180.51	169.27	173.94
In-situ	60.89	71.85	40.77	56.05
<i>Södertälje</i>	5MKM till MKM	5MKM till KM	2MKM till MKM	2MKM till KM
Kompostering på plats	38.34	40.78	35.60	37.90
Kompostering storskalig anl.	81.25	83.71	78.45	80.68
In-situ	27.75	33.24	18.67	26.00
<i>Laholm</i>	5MKM till MKM	5MKM till KM	2MKM till MKM	2MKM till KM
Kompostering på plats	25.91	27.52	24.18	25.71
Kompostering storskalig anl.	52.15	53.83	50.40	51.89
In-situ	17.53	21.33	11.85	16.73

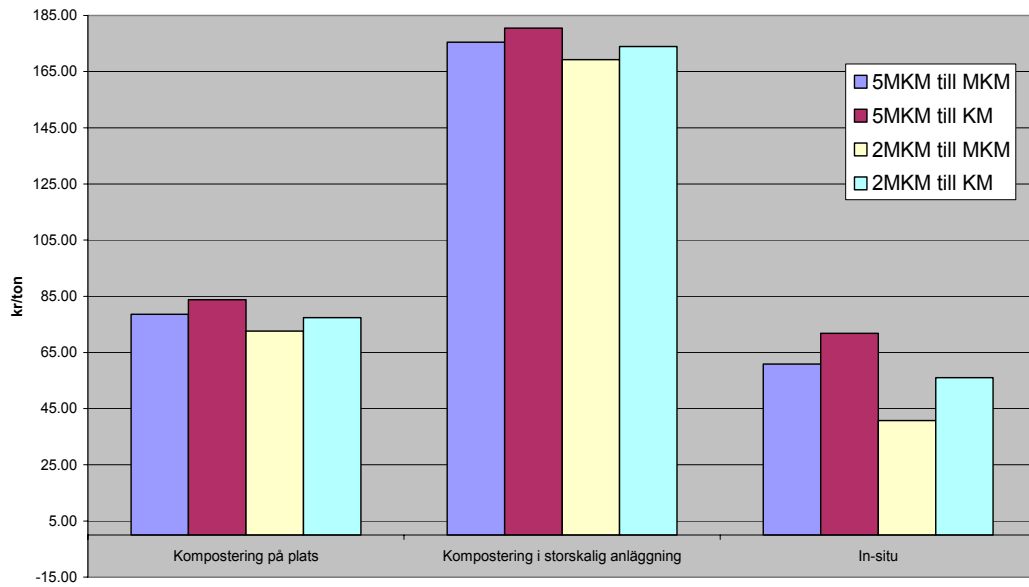
Även om beräkningsresultaten varierar från fall till fall, är det tydligt av tabell 19 att in-situ är den saneringsmetod som ger lägst samhällsekonomisk emissionskostnad oberoende av vilket scenario som studeras avseende föroreningshalt före och efter sanering. Den saneringsmetod som ger högst samhällsekonomisk emissionskostnad är kompostering i storskalig anläggning. Kompostering på plats ger emissionskostnader som ligger förhållandevis nära de för in-situ. För de två komposteringsmetoderna är det som tidigare nämnts framförallt schaktningen som bidrar stort till såväl klimatpåverkan som försurning, övergödning och bildning av marknära ozon. Vid schaktningsarbetet används arbetsmaskiner såsom gräv-maskiner, grävlaster, dumper och vibrovält. Skillnaden mellan kompostering på plats och kompostering i storskalig anläggning är att i det senare fallet dessutom ingår transport av de förorenade massorna och ersättningsmassorna. Sanering med in-situ (luftning) är resurseffektivt eftersom de förorenade massorna varken behöver grävas upp eller transporteras bort och ersättas med rena massor.

I figurerna nedan redovisas samma information som i tabell 19.

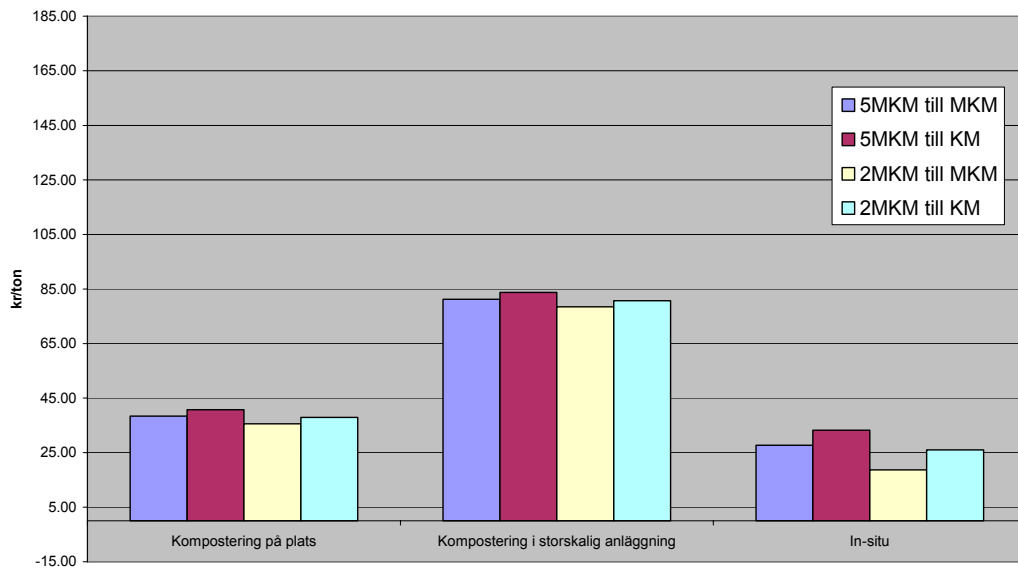
Figur 39 illustrerar för Stockholms innerstad hur emissionskostnaderna varierar beroende på saneringsmetod och ambitionsnivå. Som framgår av figuren påverkas emissionskostnaderna endast i liten omfattning av antagandet om scenario avseende start- och slutnivå på föroreningshalterna, men i desto större omfattning av saneringsmetod. In-situ den metod som ger lägst emissionskostnad, även om skillnaden mot kompostering på plats är relativt liten.

Av figur 40 framgår att beräkningarna för Södertälje ger liknande resultat som för Stockholm, dvs. att emissionskostnaderna påverkas i större utsträckning av valet av saneringsmetod än av ambitionsnivån på saneringen. Jämförelsen visar också att emissionskostnaderna för respektive saneringsmetod är avsevärt lägre för Södertälje än för Stockholm.

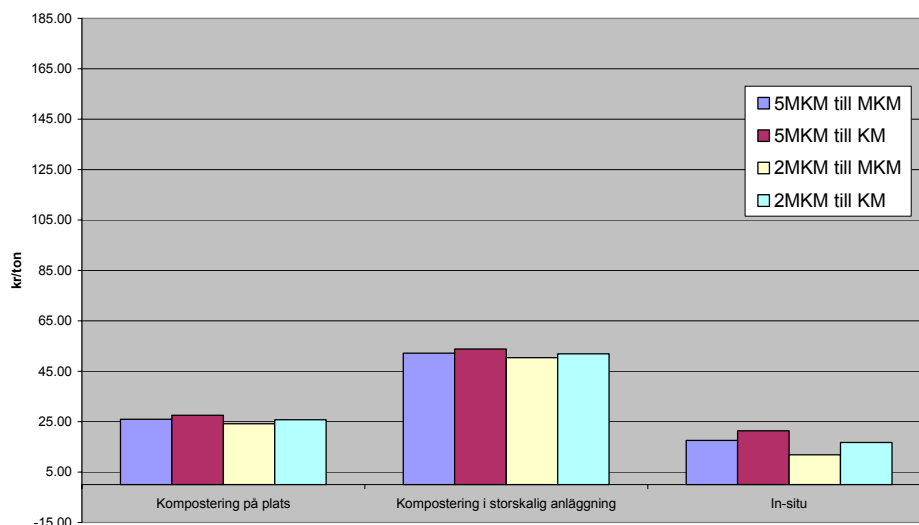
Figur 41 visar att även för en liten kommun som Laholm påverkas emissionskostnaderna mer av valet av saneringsmetod än av ambitionsnivån på saneringen samt att de totala emissionskostnaderna är lägre om emissionerna sker på en plats där relativt få personer exponeras jämfört än på en plats med högre befolkningstäthet.



Figur 39. Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft från sanering, Stockholms innerstad (kr per ton jord)



Figur 40. Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft från sanering, Södertälje (kr/ton jord)



Figur 41. Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft från sanering, Laholm (kr/ton jord)

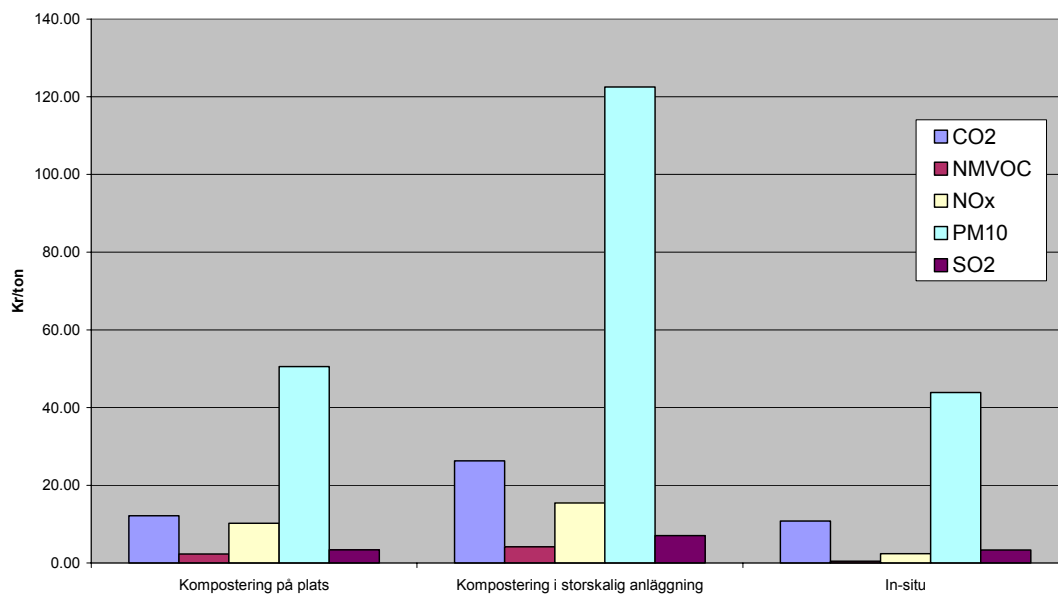
För att illustrera vilken vikt som respektive ämne (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOC, Partiklar och CO<sub>2</sub>) har i beräkningarna och hur resultatet varierar beroende på scenario, redovisas nedan beräkningsresultaten för fallet 5 MKM till MKM.

**Tabell 20: Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft från sanering i scenariot 5MKM till MKM (kr/ton jord)**

<i>Stockholm</i>	CO <sub>2</sub>	VOC	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>
Kompostering på plats	12.15	2.31	10.21	50.54	3.37
Kompostering storskalig anl.	26.26	4.16	15.46	122.55	7.04
In-situ	10.80	0.45	2.40	43.90	3.34
<i>Södertälje</i>	CO <sub>2</sub>	VOC	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>
Kompostering på plats	12.15	1.30	7.99	15.67	1.22
Kompostering storskalig anl.	26.26	2.34	12.10	38.00	2.55
In-situ	10.80	0.25	1.88	13.61	1.21
<i>Laholm</i>	CO <sub>2</sub>	VOC	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>
Kompostering på plats	12.15	0.95	7.33	4.92	0.56
Kompostering storskalig anl.	26.26	1.72	11.09	11.92	1.17
In-situ	10.80	0.19	1.72	4.27	0.55

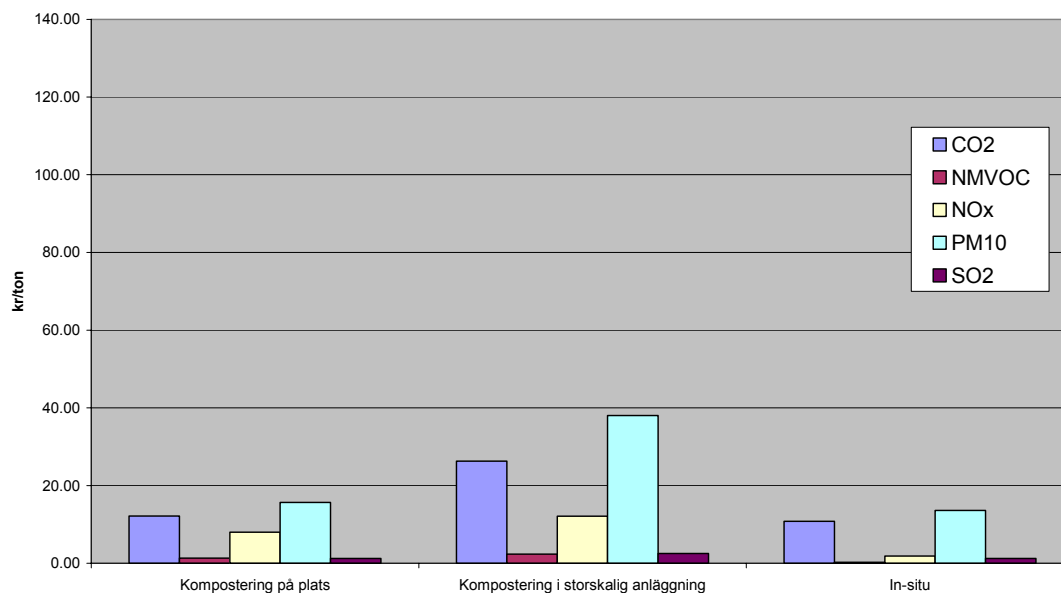
Som framgår av tabell 20 är det framförallt kostnaden för partikelutsläppen som varierar beroende på tätortens storlek, medan exempelvis kostnaden för NO<sub>x</sub>-utsläppen endast påverkas i liten utsträckning av tätortens storlek. CO<sub>2</sub>-utsläppens samhällsekonomiska kostnader är oberoende av platsen för utsläppen.

En mer överskådlig bild av respektive ämnes vikt i de olika typtätorterna illustreras av figurerna nedan (samma information som i Tabell 20).



Figur 42. Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft från sanering i scenariot 5MKM till MKM, Stockholms innerstad (kr/ton jord)

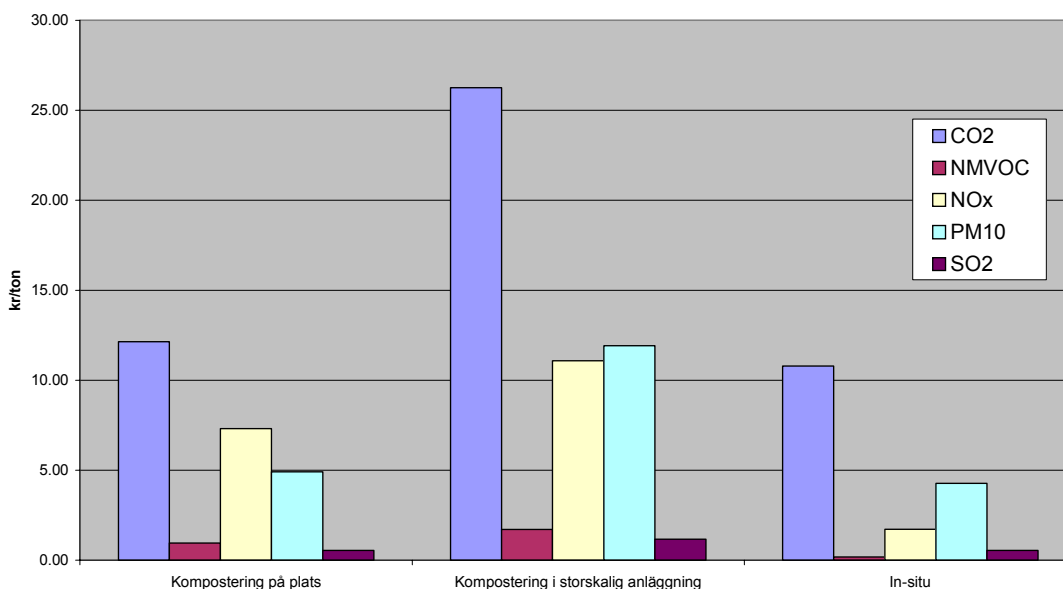
Figur 42 visar att i Stockholms innerstad dominerar kostnaden av partikelutsläppen stort över alla andra emissioner, oberoende av saneringsmetod. Därefter kommer kostnaden för CO<sub>2</sub>-utsläppen.



Figur 43. Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft från sanering i scenariot 5MKM till MKM, Södertälje (kr per ton jord)

Figur 43 visar att för Södertälje är kostnaden för partikelutsläppen endast marginellt högre än kostnaderna för CO<sub>2</sub>-utsläppen. Orsaken till den relativt låga kostnaden för partikelutsläppen är att kostnaden varierar stort beroende på antalet personer som exponeras, således på tätortens storlek, medan kostnaden för CO<sub>2</sub>-utsläppen är oberoende av plats för utsläppen. Detta faktum illustreras än tydligare i Figur 44 nedan som avser emissionskostnaderna för Laholm. Som framgår av Figur 44 är kostnaderna för CO<sub>2</sub>-utsläppen högre än för partikelutsläppen oberoende av vilken saneringsmetod som används.

Kostnaden för CO<sub>2</sub>-utsläppen är alltså oberoende av var utsläppen sker, vilket resulterar i att övriga luftföroreningar – vars värderingar för samtliga ämnen beror på antalet människor som exponeras (där exponeringsnivån har störst betydelse för partiklarna) – får mindre betydelse i förhållande till CO<sub>2</sub>-utsläppen ju färre antalet människor är som exponeras.



Figur 44. Samhällsekonomisk kostnad för emissioner till luft ifrån sanering i scenariot 5MKM till MKM, Laholm (kr per ton jord)

## 7.3 Saneringskostnad

De samhällsekonomiska kostnaderna för att genomföra saneringen redovisades i avsnitt 4.3.4. Nyckeltalen för respektive scenario avser totalkostnader i kr per ton förorenad mark för respektive scenario. Nyckeltalen återges i tabellen nedan.

**Tabell 21: Samhällsekonomisk kostnad för sanering (kr per ton förorenad jord)**

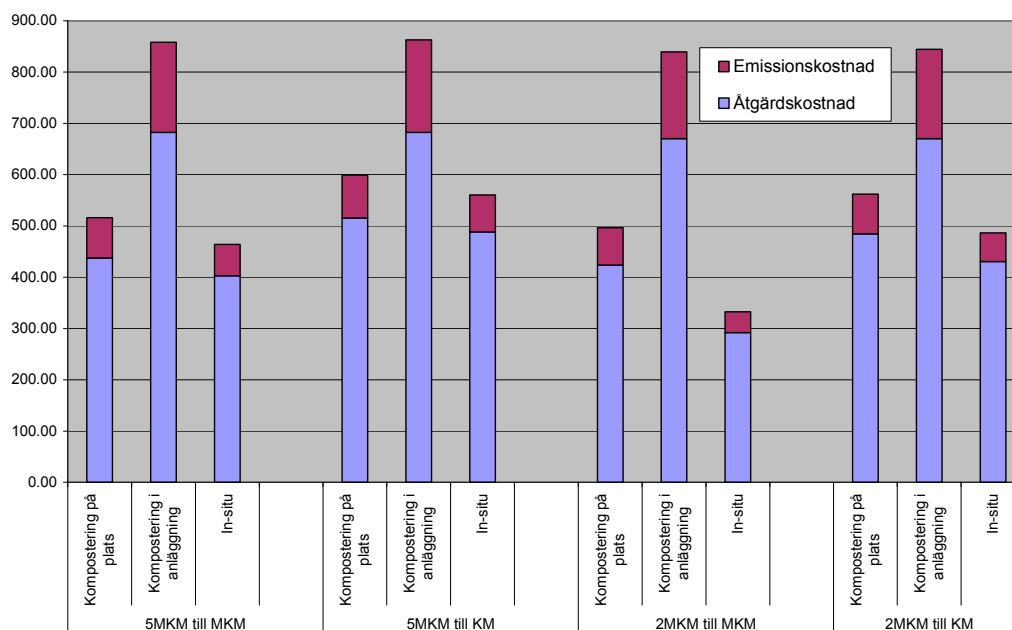
	5MKM till MKM	5MKM till KM	2MKM till MKM	2MKM till KM
Kompostering på plats	438	515	424	485
Kompostering storskalig anl.	683	683	670	670
In-situ	403	488	292	431

Källa: Uppgifter lämnade av saneringsföretag, samt egna beräkningar.

Även för saneringskostnaden ser vi att in-situ är den metod som ger lägsta kostnader oberoende av scenario avseende föroreningshalt före och efter sanering. Skillnaden till kompostering på plats är emellertid relativt liten.

## 7.4 Totala kostnader för sanering

De totala kostnaderna för sanering – dvs. summan av kostnader för emissioner och för genomförande av saneringsåtgärder – redovisas i figurerna nedan för respektive av de valda typtätorterna.



Figur 45. Totala kostnader för sanering (kr/ton), Stockholms innerstad

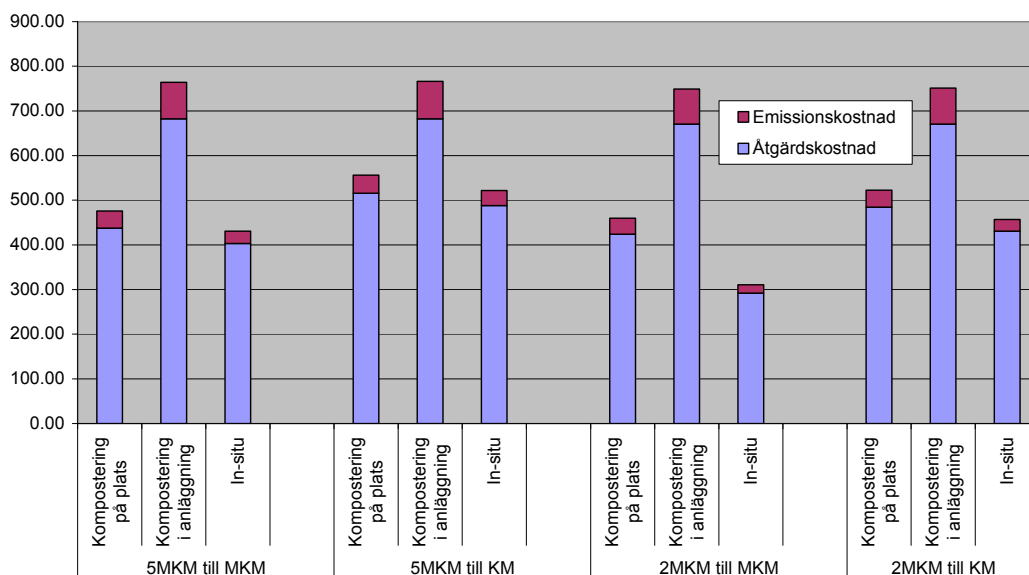
Figur 45 visar att för Stockholms del är såväl emissionskostnaderna som åtgärds-kostnaderna störst för saneringsmetoden kompostering i storskalig anläggning och som minst för metoden in-situ, oberoende av ambitionsnivån på saneringen. Figuren illustrerar också tydligt det faktum att både emissions- och åtgärds-kostnaderna varierar i mycket större utsträckning beroende på val av sanerings-

metod än på ambitionsnivån på saneringen. Dessutom visas tydligt att åtgärdskostnaderna är avsevärt högre än emissionskostnaderna oberoende av saneringsmetod eller ambitionsnivå.

Även för Södertälje (Figur 46) och Laholm (Figur 47) ser vi ett liknande mönster, dvs. att den totala kostnaden för saneringen är störst för saneringsmetoden kompostering i storskalig anläggning och minst för metoden in-situ, att såväl emissions- som åtgärdskostnaderna varierar i mycket större utsträckning av valet av saneringsmetod än av ambitionsnivån på saneringen, samt att åtgärdskostnaderna dominerar.

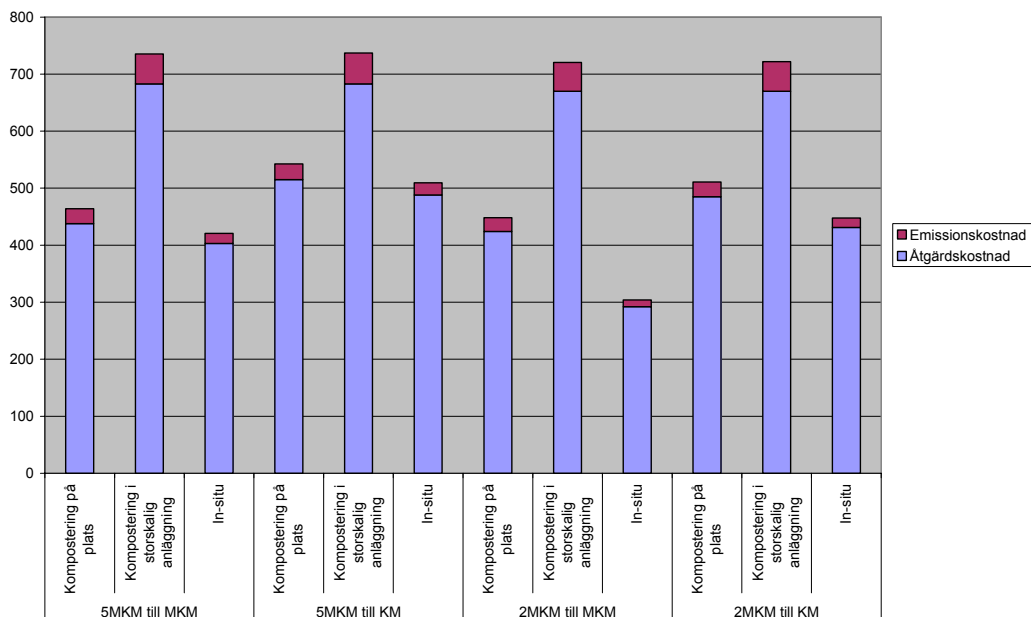
Emissionskostnadernas andel av den totala samhällsekonomiska kostnaden för sanering är alltså relativt liten, speciellt om utsläppen antas ske i områden där få personer exponeras. Åtgärdskostnaderna väger tungt i samtliga fall. Saneringsmetoden in-situ medför lägst samhällsekonomisk kostnad i samtliga scenarier.

Eftersom den samhällsekonomiska nyttan av saneringen, dvs. värdet av den mark som frigörs samt värdet av de reducerade riskerna inte har kvantifierats i vårt fall kan vi inte uttala oss om huruvida en sanering är samhällsekonomiskt lönsam eller inte. Den samhällsekonomiska nyttan är dock oberoende av saneringsmetod med ett undantag – tidsåtgången för sanering kan variera beroende av vilken saneringsmetod man väljer. För vårt typfall, för en och samma plats och vid ett givet åtgärds mål (KM eller MKM) gäller dock att in-situ och kompostering på plats ger högre samhällsekonomisk lönsamhet än kompostering i storskalig anläggning.



Figur 46. Totala kostnader för sanering (kr/ton), Södertälje





Figur 47. Totala kostnader för sanering (kr/ton), Laholm

## 7.5 Sammanfattning samhällsekonomi

Sanering innebär att nyttor uppstår genom att risker för människor/ekosystem reduceras (primära effekter) och/eller att värdet av den mark som saneras ökar (tertiära effekter). Samtidigt är saneringen kostsam att genomföra (åtgärdskostnader) och saneringen kan i sig kan ge upphov till miljöbelastning genom energianvändning och utsläpp till luft eller mark (sekundära effekter). Saneringen leder med andra ord till två olika slags nyttor och två olika slags kostnader. I den samhällsekonomiska analys som redovisats i denna rapport har endast kostnadsposterna beaktats. Det har alltså varit fråga om att göra en partiell samhällsekonomisk analys där utgångspunkten varit att belysa skillnaderna mellan olika saneringsmetoder och scenarier utifrån åtgärdskostnaderna och de samhällsekonomiska emissionskostnaderna.

Att den samhällsekonomiska nyttan av sanering inte har beaktats innebär att användningen av beräkningsresultaten blir begränsad. Eftersom den samhällsekonomiska nyttan av saneringen är oberoende av saneringsmetod, är jämförelsen utifrån kostnader emellertid tillräcklig för att bedöma vilken metod som ger *högst* samhällsekonomisk lönsamhet vid sanering till given föroreningshalt. Däremot kan vi inte uttala oss om huruvida denna lönsamhet är positiv, dvs. om det är samhällsekonomiskt ”försvarbart” att sanera det område som avses, eftersom nivån på den samhällsekonomiska nyttan av saneringen inte är känd. Metoden kan således tillämpas endast som underlag för beslut om saneringsteknik givet att beslut om område att sanera och beslut om ambitionsnivå för saneringen redan har fattats. Som underlag för beslut om område att sanera och/eller val av ambitionsnivå på saneringen måste även den samhällsekonomiska nyttan bedömas.

I beräkningarna av de samhällsekonomiska emissionskostnaderna har emissionerna av NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOC, Partiklar (PM<sub>10</sub>) och CO<sub>2</sub> beaktats. Beräkningsresultaten visar att de totala emissionskostnaderna (alla ämnen inräknade) påverkas i mycket liten omfattning av antagandet om scenario avseende start- och slutnivå på föroreningshalterna, men i desto större omfattning av antagande om saneringsteknik. Emissionskostnaderna varierar dessutom stort beroende på befolkningstätheten i det område emissionerna sker. I samtliga fall är emellertid in-situ den metod som ger lägst emissionskostnad, även om skillnaden mot kompostering på plats är relativt liten.

Alla ämnen väger inte lika tungt i den samhällsekonomiska emissionsberäkningen i de olika scenarierna. Det är framförallt vikten av partikelutsläppen som varierar beroende på befolkningstäthet. Om emissionerna t.ex. sker i ett område som Stockholms innerstad dominerar värderingen av partikelutsläppen över alla andra emissioner, oberoende av saneringsmetod. Värdet av CO<sub>2</sub>-utsläppen är oberoende av var utsläppen sker, vilket resulterar i att övriga luftföroreningar – vars värderingar för samtliga ämnen beror på antalet människor som exponeras (där exponeringsnivån har störst betydelse för partiklarna) – får mindre betydelse i förhållande till CO<sub>2</sub>-utsläppen ju färre antal människor som exponeras.

Även för åtgärdskostnaderna ser vi att in-situ är den metod som ger lägsta kostnader oberoende av scenario avseende föroreningshalt före och efter sanering. Skillnaden till kompostering på plats är emellertid relativt liten.

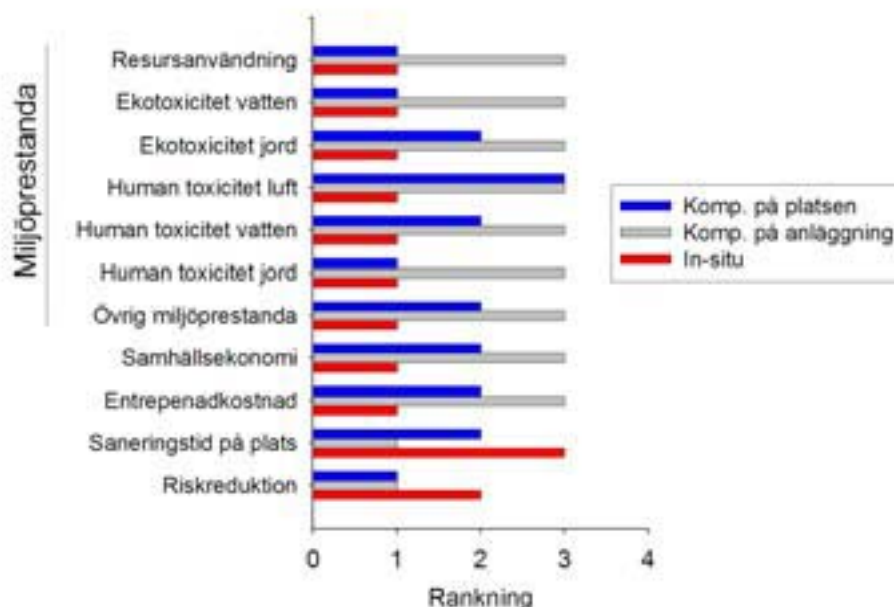
Den totala samhällsekonomiska kostnaden för saneringen har beräknats som summan av emissionskostnader och åtgärdskostnader. Beräkningsresultaten visar att emissionskostnadernas andel av den totala kostnaden är mycket liten, speciellt om utsläppen sker i områden med låg befolkningstäthet. Åtgärdskostnaderna väger tungt i samtliga scenarier.

## 8 Diskussion

### 8.1 Övergripande diskussion av vårt fall

Fallstudiens resultat och slutsatser gäller för en fiktiv sanering efter en bensinstation/oljedepå/omlastningsdepå. En sammanfattning av fallstudiens rankning av saneringsmetoderna för var och en av de aspekter vi inkluderat redovisas i Figur 48. Av denna figur framgår att:

- Ur miljösynpunkt (den miljöpåverkan som saneringen och dess service-system orsakar i ett livscykelperspektiv) är kompostering i storskalig anläggning det sämsta alternativet vad gäller de miljöpåverkanskategorier som har inkluderats i utvärderingen av miljöprestanda. In-situ är för flertalet av de miljöpåverkanskategorier som inkluderats i utvärderingen av miljöprestanda det bästa alternativet. För några av miljöpåverkanskategorierna (resursanvändning, ekotoxicitet vatten och human toxicitet jord) är saneringsmetoderna in-situ och kompostering på plats likvärdiga
- Ur kostnadssynpunkt, dvs. med avseende på åtgärds-kostnader och samhällsekonomiska kostnader av emissioner är in-situ det bästa alternativet, kompostering på plats näst bäst och kompostering i storskalig anläggning det sämsta alternativet



Figur 48. Sammanfattning av fallstudiens rankning av saneringsmetoderna för samtliga inkluderade alla aspekter. 1 är bäst och 3 är sämst.

- Med avseende på riskreduktion är komposteringsmetoderna att föredra framför in-situ
- Med avseende på tidsåtgång för sanering är kompostering i storskalig anläggning det bästa alternativet, följt av kompostering på plats. In-situ är den mest tidskrävande saneringsmetoden

Nedan diskuteras rankningens känslighet för några nyckelfaktorer och gjorda avgränsningar.

### **8.1.1 Hur påverkas rankningen om föroreningsnivå eller ambitionsnivå förändras?**

För aspekterna miljöprestanda och samhällsekonomi är rankningen troligen stabil eftersom inverkan av nyckelfaktorerna föroreningsnivå och ambitionsnivå är helt underordnad inneboende egenskaper i saneringsmetoderna. Däremot kan *nivån* på den lönsamheten miljömässigt och samhällsekonomiskt påverkas av en förändrad föroreningsnivå eller ambitionsnivå. (Rankningen påverkas inte eftersom lönsamheten i stort är oberoende av saneringsmetod.)

För risk och primär miljöpåverkan är halterna av de olika föroreningarna vid saneringsstart viktig. I det fall vi studerat var halterna av PAH (polycykliska aromatiska kolväten) vid saneringsstart lägre än riktvärdet KM och PAH inkluderas därför inte i miljöpåverkansbedömningen (se avsnitt 4.1.4). PAH har höga karakteriseringsfaktorer. Om halterna av PAH hade varit högre än KM, hade de därför bidragit mycket till miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet. Om halten av PAH vid saneringsstart ligger högre än riktvärdet KM kan detta leda till att de primära bidragen till tox/ekotox blir större än de sekundära bidragen. I ett sådant fall skulle rankningen av saneringsmetoderna med avseende på tox/ekotox kunna ändras till förmån för storskalig kompostering.

### **8.1.2 Hur påverkas rankningen om platsens betingelser ändras?**

Om sanering sker i glesbygd med litet behov av marken efteråt är tidsåtgången för sanering inte så avgörande. Transportavstånden torde öka vilket skulle förstärka de trender i miljöprestanda och samhällsekonomi vi redan ser. Rankningen påverkas alltså inte. När det gäller samhällsekonomi påverkas emellertid lönsamheten av i vilket område som saneringen genomförs. Framförallt kan stora nyttor uppstå (genom ökat markvärde) om saneringen sker i en storstad. Således kan valet av område ha betydelse för huruvida de samhällsekonomiska nyttorna uppväger de samhällsekonomiska kostnaderna för en sanering eller inte.

### **8.1.3 Hur påverkas rankningen av saneringsområdets storlek?**

De entreprenadkostnader vi redovisat gäller för ett medelstort saneringsprojekt, dvs. ett förorenat område om 500 m<sup>2</sup> med förorening på 1-3 m djup, se Kapitel 3. Av de entreprenadkostnader som har beaktats i den samhällsekonomiska analysen, påverkas per saneringsprojekt räknat kostnaderna för projektledning respektive utrustning inte nämnvärt av om det förorenade området är stort eller litet. Räknat

per ton förorenad jord som skall saneras däremot minskar dessa kostnadsposter om området är stort respektive ökar om området är litet. Den relativa betydelsen av dessa kostnadsposter för den totala entreprenadkostnaden varierar mellan de olika saneringsmetoderna enligt följande:

- Störst relativ betydelse för in-situ. Kostnaderna för projektledning och utrustning utgör för vårt fall tillsammans 80-90% av den totala entreprenadkostnaden
- För kompostering på plats är för vårt fall kostnaderna för projektledning och utrustning tillsammans 50-60% av den totala entreprenadkostnaden
- Minst relativ betydelse för kompostering i storskalig anläggning, Kostnaderna för projektledning och utrustning utgör för vårt fall tillsammans 15-25% av den totala entreprenadkostnaden

Även för de övriga kostnadsposterna finns en etablerings- och inkörningskostnad som man måste räkna med som mer eller mindre fast. Storleken för dessa kostnader kan variera men är främst beroende av vilka resurser i form av maskiner och personal man måste mobilisera för ett saneringsprojekt. Jämfört med kostnadsposterna projektledning och utrustning är dock övriga kostnadsposter (transporter, användning av arbetsmaskiner, förbrukningsmaterial och kvittblivning av restprodukter) betydligt mer direkt relaterade till mängden förorenad jord som skall saneras.

Den samhällsekonomiska åtgärds-kostnaden (baserad på entreprenadkostnaden) dominerar den totala samhällsekonomiska kostnaden för sanering. Med avseende på samhällsekonomisk kostnad kan därmed rankningen av saneringsmetoder bedömas vara stabil om det förorenade områdets storlek ökar. Om det förorenade områdets storlek däremot minskar kan rankningen komma att påverkas.

#### **8.1.4 Hur påverkas rankningen om fallstudiens tidsperspektiv ändras?**

Vår avgränsning i tid om 50 år är av betydelse främst för aspekterna risk och primär miljöpåverkan. I vår fallstudie visade sig de primära bidragen till miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet vara betydligt mindre än de sekundära. Ett kortare tidsperspektiv skulle öka denna skillnad. Ett längre tidsperspektiv skulle i princip minska skillnaden och kanske t.o.m. ge ett omvänt resultat (dvs. de primära bidragen blir större än de sekundära). En fallstudie med ett längre tidsperspektiv skulle dock bli rätt hypotetisk. Om utsläppen sker under extremt lång tid är det mycket svårt att bedöma den verkliga risken (som beror av tillståndet i varje ögonblick).

#### **8.1.5 Hur påverkas rankningen av om utvärderingens avgränsningar förändras?**

För *de primära effekterna*, dvs. effekter pga. förändringar i platsens tillstånd (t.ex. läckage av toxiska substanser) är samhällsekonomi av relevans. Företaget/markägaren kan givetvis drabbas av en kostnad pga. föroreningen och dess konsekvenser. Likaså innebär föroreningen och dess risker att valet att sanera leder till

samhällsekonomiska nyttor genom att dessa risker reduceras. Dessa kostnader och nyttor är dock mer beroende av huruvida man väljer att sanera eller inte och till vilken ambitionsnivå man väljer att sanera till än av vilken metod man väljer för sanering. För en given plats är därmed fallstudiens rankning av saneringsmetoder robust.

*De sekundära effekterna*, dvs. effekterna av själva saneringen i ett livscykel-perspektiv, har vi inkluderat så när som på risk för extraordinära händelser. Extraordinära händelser som olyckor kan givetvis ha konsekvenser för såväl miljöprestanda som ekonomi. Exempelvis skulle en cistern innehållande bensin eller diesel av misstag kunna skadas i samband med schaktning. Läckage av återstående förorening från täckmassor på deponi är inte att betrakta som en extraordinär händelse utan är en rationell konsekvens. Helt slutna system existerar ju inte i verkligheten, åtminstone inte om tidsperspektivet är tillräckligt långt. Om risk i samband med själva saneringen hade inkluderats skulle det förmodligen inte förändra fallstudiens slutsatser. De metoder som innebär att hela mängden förorenad jord grävs upp, dvs. kompostering på plats och i storskalig anläggning innebär sannolikt en större risk för olyckor än in-situ sanering. Kompostering i storskalig anläggning (som innebär att hela mängden förorenad jord transporteras till behandling i anslutning till deponi) innebär sannolikt en större risk än kompostering på plats. Därtill kommer för kompostering i storskalig anläggning den försummade risken för läckage av återstående föroreningar från täckmassor på deponi. Rankningen påverkas alltså inte.

*De tertiära effekterna* av marksanering (dvs. effekter på andra produktsystem av att platsen saneras och åter kan användas) är helt klart betydelsefulla, till och med mycket betydelsefulla. Exempelvis kan sanering av en förorenad industritomt i en storstad leda till att marken åter kan tas i anspråk för bostäder. Detta leder till att människor kan välja att bosätta sig någorlunda centralt istället för att bo i ett mindre samhälle utanför storstaden. Detta i sin tur kan medföra att längre pendlingsavstånd, en annan typ av bebyggelse med en annan typ av uppvärmningssystem osv. kan undvikas. Om brist på mark och bostäder föreligger är de samhällsekonomiska konsekvenserna av att inte nå ner till KM på en tomt värdefull för bostäder sannolikt stora. Om den specifika adressen är en sådan tomt i Stockholm, Göteborg eller Malmö och om de tertiära effekterna av en sanering inkluderas skulle sannolikt de tertiära effekterna på framför allt samhällsekonomi, men även miljöprestanda, vara avsevärt större än de sekundära. Dvs. i ett sådant fall är mest troligt:

- den samhällsekonomiska nyttan av en sanering större än den samhällsekonomiska kostnaden
- den miljömässiga vinsten av sanering större än den miljöpåverkan som saneringen orsakar

Därmed påverkas inte rankningen av saneringsmetoderna. I detta perspektiv spelar valet av saneringsmetod inte så stor roll. Det viktiga är huruvida man sanerar eller inte.

## 8.2 Värdet av vår utvärdering

Ett viktigt syfte med vår utvärdering har varit att bidra till en ökad förståelse för de avvägningar man alltid ställs inför i samband med beslut kring sanering av förorenad mark. Vi har försökt visa på hur det underlag till beslut kring sanering som idag används i riskvärderingar och åtgärdsutredningar kan kompletteras. Riskreduktion, entreprenadkostnader och tidsåtgång för saneringen är givna aspekter att inkludera, men även aspekter som miljöpåverkan orsakad av själva saneringen samt samhällsekonomiska kostnader och nyttor av saneringen är av relevans. Studien har visat att dessa aspekter kan hanteras systematiskt och kvantitativt. Eftersom vår fallstudie inte är knuten till en speciell plats var det varken möjligt eller relevant att kvantifiera primära och tertiära samhällsekonomiska effekter. Vår bedömning är också att mer arbete inom forskning och utveckling krävs innan särskilt primära samhällsekonomiska effekter av marksanering kan hanteras kvantitativt mer rutinmässigt.

Genomgången av fallstudiens robusthet ovan visar att för vårt fall och vår beslutssituation är rankningen av saneringsmetoder stabil.

## 8.3 Svårigheter och begränsningar

En svårighet vid utvärdering av saneringsmetoder med avseende på miljöprestanda och samhällsekonomi är att ett saneringsprojekt är oerhört beroende av platsen och det specifika fallet. Det har därför varit en svår balansgång att mellan att å ena sidan tvingas göra många antaganden och avgränsningar och att å andra sidan försöka generera resultat och slutsatser som har ett generellt värde, dvs. inte är helt låsta till vårt fiktiva fall.

Den samhällsekonomiska analysen har försvårats av den totala avsaknaden av kalkylvärden för våra primära emissioner och det begränsade antalet kalkylvärden för sekundära emissioner. För samhällsekonomi men även miljöprestanda är tertiära effekter sannolikt mycket viktiga. Av följande anledningar valde vi, detta till trots, att inte inkludera tertiära effekter:

- För utvärdering av tertiära effekter på såväl miljöprestanda som samhällsekonomi krävs ett specifikt fall (avseende adress, saneringsprojekt och förväntad markanvändning) och vi ville skapa ett fiktivt, någorlunda generellt fall
- Vi valde att göra en beskrivande nulägesanalys och inte en konsekvensanalys
- Vi har avgränsat oss till en beslutsituation där föroreningen redan är riskbedömd och besluten att sanera och till vilken nivå redan är taget (frågan är bara hur)
- Tertiära effekter skulle förskjuta perspektivet från marksanering till samhällsplanering, vilket inte är syftet i denna studie

En annan beslutssituation än den vi studerat är att försöka prioritera vilka av de ca. 80 000 identifierade förorenade områdena i Sverige som ska saneras, vid en given

budget. En utvärdering med syfte att ge underlag till en sådan beslutssituation måste vara en konsekvensanalys. I en sådan konsekvensanalys kommer de tertiära effekterna att vara betydelsefulla.

## 8.4 Användbarhet

Vår utvärdering har genererat en modell och information som skulle ha stort värde i framförallt riskvärderingar men även i åtgärdsutredningar. Den har dock varit tidskrävande. För att ansatsen skall kunna rekommenderas, åtminstone i mindre projekt krävs förenklingar. Vår utvärdering är en bra plattform för att möjliggöra förenklingar och eventuellt också förenklade verktyg. Genom att komplettera vår utvärdering med en mycket enkel prototyp till förenklat verktyg (i Microsoft Excel) vill vi illustrera att det är möjligt att åstadkomma ett för målgruppen användbart verktyg. Tanken med vår prototyp till verktyg är att användaren själv ska kunna anpassa det fiktiva fallet till sitt specifika saneringsprojekt. En sådan anpassning kan handla om att välja:

- vilka aspekter (tidsåtgång för sanering, risk, miljöprestanda, entreprenadkostnader eller samhällsekonomi) är viktiga
- för miljöprestanda, vilken eller vilka miljöpåverkanskategorier är viktiga (t.ex. prioriterade av samhället, det egna företaget eller av kunden)
- kombination av föroreningshalt vid start och åtgärds mål

Vidareutveckling av prototypen till förenklat verktyg diskuteras i Kapitel 10.



## 9 Slutsatser

Fallstudien visar att aspekter som miljöprestanda och samhällsekonomi kan hanteras systematiskt och kvantitativt. I detta generella fall har modellen inte kunnat användas för att ge underlag till beslut angående: 1) val av område att sanera; och (2) val av ambitionsnivå/åtgärds mål vid sanering. För att ge underlag till ovanstående beslut är det nödvändigt att även inkludera:

- de primära effekterna (t.ex. nytta genom att risker för människor och ekosystem reduceras) och
- de tertiära effekterna (t.ex. att värdet av den mark som saneras ökar)

Om dessa effekter skall inkluderas kvantitativt bör specifika fall/saneringsprojekt studeras.

För att det skall bli praktiskt genomförbart att mer rutinmässigt inkludera alla dessa aspekter i riskvärderingar och åtgärdsutredningar krävs dock dels mer forskning & utveckling (förfinade modeller och fler fallstudier), dels förenklingar och eventuellt också förenklade verktyg. Exempelvis behövs verktyg för att värdera risker monetärt. Fler fallstudier av olika saneringsprojekt (generella såväl som specifika) och saneringsmetoder kan ge den kunskap som behövs för att kunna förenkla och skapa förenklade verktyg för olika beslutssituationer.

Våra slutsatser av fallstudien i vilken vi studerat typfallet sanering efter en bensinstation/oljedepå/omlastningsstation (dvs. markförorening av alifater, aromater och BTEX) sammanfattas nedan.

### **Risk och toxicitet**

Enligt vår utvärdering av risk och primär miljöpåverkan (dvs. bidragen till human toxicitet och ekotoxicitet pga. att föroreningar läcker) gäller att:

- Nollalternativ: naturlig utlakning under 50 år ger ej en tillräcklig riskminskning
- Starthalt och ambitionsnivån spelar stor roll för risk och primär miljöpåverkan

De sekundära bidragen till human toxicitet och ekotoxicitet är större än de primära. En sådan jämförelse är av relevans, men den säger inget om risk. För att kunna säga något om risk måste emissioner kunna avgränsas i tid och rum.

### **Sekundär miljöpåverkan**

För den miljöpåverkan som saneringen och dess ”servicesystem” orsakar (inklusive bidrag till human toxicitet och ekotoxicitet) gäller att:

- Valet av saneringsmetod är viktigare än ambitionsnivån
- Ambitionsnivå och starthalter spelar roll främst för saneringsmetoden in situ

- För kompostering på plats är det användningen av arbetsmaskiner (i delsystemet schaktning) som orsakar störst miljöpåverkan
- För kompostering i storskalig anläggning är det användningen av arbetsmaskiner tillsammans med transporterna av förorenad jord till behandlingsanläggning (i delsystemet schaktning) som orsakar störst miljöpåverkan
- För in-situ är det elproduktion och tillverkning av konstgödsel (delsystemet material och utrustning) som orsakar störst miljöpåverkan

För miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet bidrar dessutom:

- processer uppströms tillverkning och underhåll av lastbilar
- processer uppströms tillverkning av arbetsmaskiner
- tillverkning av konstgödsel
- för vissa scenarier läckage av förorening under och efter sanering

### **Samhällsekonomi**

- De samhällsekonomiska åtgärdskostnaderna (baserade på entreprenadkostnaderna) är betydligt större än de samhällsekonomiska kostnaderna av sekundära emissioner
- De samhällsekonomiska kostnaderna av sekundära emissioner varierar beroende på om de sker i en storstad eller en mindre tätort
- Partiklar dominerar miljökostnaderna i en storstad som Stockholm
- CO<sub>2</sub> dominerar miljökostnaderna i en mindre tätort som Laholm
- Vinster pga. riskreduktion har inte kunnat kvantifieras

### **För- och nackdelar med de olika saneringsmetoderna**

- In-situ
  - bäst map. sekundär miljöpåverkan, samhällsekonomiska åtgärdskostnader och samhällsekonomiska kostnader av emissioner
  - sämre i riskreduktion (i vissa fall)
  - sämst i saneringstid
- Kompostering i storskalig anläggning
  - bäst i saneringstid
  - sämst map. sekundär miljöpåverkan, samhällsekonomiska åtgärdskostnader och samhällsekonomiska kostnader av emissioner
- Kompostering på plats
  - bra map. saneringstid, sekundär miljöpåverkan, samhällsekonomiska åtgärdskostnader och samhällsekonomiska kostnader av emissioner

## 10 Rekommendationer för fortsatt arbete

Modellen vi har utvecklat skulle kunna:

- Modifieras för att klara andra typfall av sanering, dvs. andra typer av föroreningar och andra saneringsmetoder
- Modifieras med avseende på avgränsningar så att den kan generera underlag till andra beslutssituationer, t.ex. för val av ambitionsnivå vid sanering eller att prioritera bland förorenade områden att sanera. Detta kräver att primära och tertiära effekter kvantifieras
- Vidareutvecklas med avseende på metodik för att hantera den samhälls-ekonomiska bedömningen/kalkylen. Exempelvis behövs kalkylvärden för att kvantifiera risk för miljö i monetära termer. Dessutom behövs kalkylvärden för fler vanliga emissioner till luft, vatten och mark
- Vidareutvecklas med avseende på miljöpåverkansbedömningen av de substanser som bidrar till miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet. Vår genomgång av karakteriseringsfaktorerna enligt EDIP-metoden, visade att det finns ett behov att uppdatera vissa av karakteriseringsfaktorer för ekotoxicitet och human toxicitet
- Förbättras med avseende på miljödata för exempelvis arbetsmaskiner

Den mycket enkla prototypen till förenklat verktyg som utvecklats som en del inom vårt projekt skulle, eventuellt efter viss vidareutveckling, kunna bli användbar för att:

- Hjälpa användaren strukturera ett komplext beslutsunderlag
- Möjliggöra en mer projektspecifik utvärdering
- Användas i samband med utbildningssituationer för att ge en ökad förståelse för de avvägningar mellan olika former av miljöpåverkan och olika kostnadsposter man ställs inför i samband med beslut kring mark-sanering

Exempelvis skulle det förenklade verktyget bli betydligt mer användbart om användaren själv kan ange uppgifter som transportarbete [ton-km], användningstid för olika arbetsmaskiner, elanvändning [kWh] osv. Detta eftersom utvärderingen av miljöprestanda visar att användningen av arbetsmaskiner och transporter är viktiga.

# 11 Referenser

- Baumann, H. och Tillman, A-M. (2004) *The Hitch Hiker's Guide to LCA, An orientation in life cycle assessment methodology and application*, Studentlitteratur, Lund.
- Beinat, E. och van Drunen, M.A. (eds., 1997) *The REC decision support system for comparing soil remediation options, A methodology based on Risk reduction, Environmental merit and Costs*, Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Bender, A., Volkwein, S., Battermann, G., Hurtig, H.-W., Klöpffer, W. och Kohler, W. (1998) Life Cycle Assessment for remedial action techniques: methodology and application. *Consoil '98, Sixth international FZK/TNO conference on contaminated soil*, Thomas Telford, London, s. 367-376.
- Guinée *et al.* (2004) Bringing science and pragmatism together. *Int J. LCA* 9, 320-326.
- Gunnee, J.B. (ed., 2001) *Handbook on Life Cycle Assessment, Operational Guide to the ISO Standards*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Hauschild, M. och Wenzel, H. (1998) *Environmental Assessment of Products, Volume 2: Scientific background*, Chapman & Hall, London.
- Huijbregts M.A.J. (1999) *Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA*. Miliekunde, Universiteit van Amsterdam.
- ISO 14 040 (2006) Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework
- ISO 14 044 (2006) Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines.
- Kellenberger *et al.* (2003) *Life Cycle Inventories of Building Products, Data v1.01*, Ecoinvent-rapport No. 7, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschênes, L. och Samson R. (2006a) Inclusion of effects on regional land use in CLCA of brownfield rehabilitation, Part I: Conceptual model and possible solutions. Manuskript insänt för publicering i *Int J LCA*.
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschênes, L. och Samson R. (2006b) Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models, Part II – Case study. Manuskript insänt för publicering i *Int J LCA*.
- Naturvårdsverket (2003) *Efterbehandling av förorenade områden, Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering*.
- Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet (1998) *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*, Naturvårdsverkets rapport 4889.
- Naturvårdsverket (1997) *Generella riktvärden för förorenad mark*, NV Rapport 4638, Stockholm.

Naturvårdsverket (1999) *Lyftkranen – teknikdemonstration för efterbehandling. Ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment*. SNV rapport 5020.

Naturvårdsverket (2005) *Vägledningmaterial för riskbedömning av förorenade områden*, Remiss

Ntziachristos, L. och Samaras, Z. (2000) *COPERT III, Computer programme to calculate emissions from road transport, Methodology and emission factors (Version 2.1)*, European Environment Agency, Köpenhamn.

Nätverket för Transporter och Miljön, NTM, [www.ntm.a.se](http://www.ntm.a.se)

Pant R. *et al.* (2004) Comparison between three different LCIA methods for aquatic toxicity and a product environmental risk assessment. *Int. J. LCA* 9, 295-306.

Persson, K och Kindbom, K. (1999) *Kartläggning av emissioner från arbetsfordon och arbetsredskap i Sverige*, IVL-rapport B 1342, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.

Potter T.L. och Simmons K.E. (1998) *Composition of Petroleum Mixtures, Volume 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series*. Amherst Scientific Publishers.

Ribbenhed, M., Wolf-Watz, C., Almemark, M., Palm, A. och Sternbeck, J. (2002) *Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment*, IVL-rapport B1476, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

Schauer, J. J., Kleeman, M. J., Cass, G. R., Simoneit, B. R. T. (1999) Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 2. C<sub>1</sub> through C<sub>30</sub> Organic Compounds from Medium Duty Diesel Trucks. *Environ. Sci. Technol*; 33; 1578-1587.

Shah, S. D., Ogunyoku, T. A., Miller, J. W., Cocker, D. R., III (2005) On-Road Emission Rates of PAH and *n*-Alkane Compounds from Heavy-Duty Diesel Vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5276-5284.

Spielmann *et al.* (2003) *Life Cycle Inventories of Transport Services, Data v1.01*, Ecoinvent-rapport No. 14, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

SPIMFAB (1999) SPIMFABs Kvalitetsmanual, version 99/08.

TNO (2004) Improvement of LCA characterization factors and LCA practice for metals.

Verschueren K. (1996) *Handbook of environmental data on organic chemicals*, 3<sup>rd</sup> edition. Van Nostrand Reinhold.

Viikala, R. och Kuusola, J. (2000) Comparison of the environmental impacts of two remediation technologies used at hydrocarbon contaminated sites, International Conference on Practical Applications in Environmental Geotechnology, *VTT symposium 204*, s. 365-370.

Volkwein, S., Hurtig, H.W. och Klöpffer, W. (1999) Life Cycle Assessment of Contaminated Sites Remediation, *Int. J. LCA* 4 (5) 263–274.

Wenzel, H., Hauschild, M. och Alting, L. (1997) *Environmental Assessment of Products, Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*, Chapman & Hall, London.

## 12 Använda förkortningar

APME	Association of Plastics Manufacturers in Europe
BTEX	Samlingsnamn för bensen, toluen, etylbensen och xylen
CBA	Cost-Benefit Analysis
EEA	European Environment Agency
EDIP	Environmental Design of Industrial Products, en dansk metod för miljöpåverkansbedömning
GWP 100	Global warming potential beräknad för ett tidsperspektiv om 100 år
HC	Kolväten (hydrocarbons)
HDPE	Hög densitets polyeten
ISO	Internationella standardiseringsorganisationen
KM	Känslig markanvändning. Om riktvärden enligt KM uppnås kan t.ex. bostäder och daghem byggas.
LCA	Livscykelanalys
LCI	Livscykelinventering
MKM	Mindre känslig markanvändning. Om riktvärden enligt MKM uppnås kan t.ex. industriområde eller vägar byggas.
NMVOC	Flyktiga kolväten, exkl. metan (non-methane volatile organic carbons)
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PNEC	Predicted no-effect concentration
SPIMFAB	En organisation/fond bildad av oljebolagen för att identifiera, undersöka och vid behov sanera gamla bensinstationer.
TEX	Samlingsnamn för toluen, etylbensen och xylen

# Bilaga 1

## Informationssökning och litteraturstudier

Informationssökning och litteraturstudier genomfördes våren 2006.

### Bilaga 1A

#### Analys av miljöprestanda med livscykel perspektiv

En svensk och ett flertal utländska studier som handlar om livscykelanalys (LCA) och marksanering har identifierats, se Tabell 1.

**Tabell 1: Identifierade studier om sanering och miljöprestanda i ett livscykelperspektiv**

Land	Utförare	Referens
Sverige	IVL, Svenska Miljöinstitutet AB	Ribbenhed <i>et al.</i> (2002)
Finland	Golder Associates Oy	Viikala & Kuusola (2000)
Tyskland	C.A.U. GmbH m.fl.	Volkwein <i>et al.</i> (1999) och Bender <i>et al.</i> (1998)
Nederländerna	NOBIS, CUR	Beinat <i>et al.</i> (1997)
Storbritannien	Imperial College, London	Durucan <i>et al.</i> (2005)
Kanada	École Polytechnique de Montréal m.fl.	Lesage <i>et al.</i> (2005a och 2005b), Toffoletto <i>et al.</i> (2005) och Godin <i>et al.</i> (2004)
	University of Toronto m.fl.	Diamond <i>et al.</i> (1999) och Page <i>et al.</i> (1999)

Samtliga författare har rapporterat fallstudier. Lesage *et al.* har delat upp sitt arbete i en metodikdel (2005a) och en fallstudie (2005b).

Diamond *et al.* (1999) har utvecklat ett ramverk för analys av sanering (mark och vatten) i ett livscykelperspektiv. Ramverket innehåller två alternativa angreppssätt:

- ett kvalitativt som benämns "Life Cycle Management", LCM; och
- ett kvantitativt som är en anpassning av traditionell LCA-metodik.

Den föreslagna LCM-metoden tillämpas sedan i en fallstudie. Den anpassning av traditionell LCA som föreslås av Diamond *et al.* (1999) har tillämpats i en fallstudie av Page *et al.* (1999).

Volkwein *et al.* (1999) har inte bara gjort en fallstudie utan har även på uppdrag av tyska delstaten Baden-Württemberg utvecklat en mjukvara som ska underlätta för beslutsfattare att välja bland saneringsmetoder. Vilka saneringsmetoder



som har studerats i de olika fallstudierna samt huruvida bedömning av toxicitet och analys av ekonomi ingår redovisas i Tabell 2.

**Tabell 2: Studerade saneringsmetoder samt huruvida bedömning av toxicitet och ekonomisk analys inkluderats**

Referens	Saneringsmetoder	Toxicitetsbedömning	Ekonomi
Ribbenhed <i>et al.</i> (2002)	(1) Termisk avdrivning, (2) jordtvätt samt för sediment (3) bioslurry och (4) elektrokemisk dialys	Ingår, egen ansats	Ingår ej
Viikala & Kuusola (2000)	(1) Uppgrävning och transport till deponi, (2) in-situ luftning och (3) in-situ luftning + uppgrävning och transport till deponi	Ingår ej	Ingår ej
Beinat <i>et al.</i> (1997)	Samtliga metoder inkluderar rening av förorenat grundvatten (1) uppgrävning och multifunktionell sanering; (2) inkapsling mindre; (3) inkapsling större och (4) in-situ inkl. viss uppgrävning	Egen ansats för bedömning av riskreduktion. Dessutom ingår miljöpåverkanskategorierna human toxicitet och ekotoxicitet i LCA:n.	Ingår
Bender <i>et al.</i> (1998)	Två in-situ metoder samt för grundvatten air stripping	Ingår	Ingår ej
Volkwein <i>et al.</i> (1999)	Deponi på plats, asfaltering och jordtvätt + mikrobiologisk behandling + värmebehandling	Ingår	Ingår ej
Diamond <i>et al.</i> (1999)	Ingen åtgärd, inkapsling, uppgrävning och transport till deponi, avdrivning av ångor, in-situ, jordtvätt	Ingår kvalitativt	Ingår ej
Page <i>et al.</i> (1999)	Uppgrävning och transport till deponi samt för en del av området inkapsling on-site	Ingår, egen ansats	Ingår ej
Godin <i>et al.</i> (2004)	(1) Ingen åtgärd; (2) uppgrävning och deponi on-site; (3) uppgrävning och behandling; (4) uppgrävning och förbränning	Ingår, enligt EDIP-metoden. Dessutom, egen plats-specifik modellering av läckage av föroreningar till grundvatten.	Ingår ej
Toffoletto <i>et al.</i> (2005)	Kompostering on-site respektive off-site	Ingår, enligt EDIP-metoden	
Lesage <i>et al.</i> (2005b)	(1) Övertäckning med ren jord; (2) uppgrävning och transport till deponi	Mänsklig hälsa och ekosystemkvalitet har beräknats enligt LCIA-metoden IMPACT 2002+	Ingår ej

Nedan följer en kort beskrivning av respektive fallstudie med avseende på studerade saneringsprojekt, viktiga metodval, vilken typ av resultat som presenteras och vilka slutsatser som dras.

### **Ribbenhed *et al.* (2002)**

I denna studie har man utgått från ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment, det så kallade ”Lyftkranprojektet” (Naturvårdsverket, 1999). Syftet med Lyftkranprojektet var att stimulera teknikutveckling för sanering av

platser förorenade med PAH (polycykliska aromatiska kolväten) och metaller. Valet av plats för teknikdemonstration föll på Kv. Lyftkranen vid Ulvsundasjön (en del av Mälaren) i Bromma (Stockholm). Här har biprodukter från gasproduktion som t.ex. stenkolstjära, olika oljefraktioner och tungmetaller förädlats och hantlerats. En hel del av produkterna har spillts och dumpats både på land och i sjön. Totalt beräknas att minst 30 000 m<sup>3</sup> jord är förorenad till ett djup av ca. tre meter under markytan. Föroreningen är mycket ojämnt fördelad. I Ulvsundasjön är minst 5 000 m<sup>3</sup> sediment inom en areal av ca. ett hektar förorenade med samma ämnen, dock med ett betydligt större inslag av tungmetaller (bl.a. bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink). Sedimenten är förorenade ner till ett djup av ca en meter under sjöbotten.

En sammanställning över de saneringsmetoder som studerats av Ribbenhed *et al.* (2002) visas i Tabell 3. Elektrokemisk dialys är egentligen en metod inriktad på att rena jord, men i Lyftkranenprojektet gjordes försök med rening av sediment.

Studien som gjorts enligt konventionell LCA-metodik hade följande mål:

- Ta fram en LCA-metodik för att bedöma marksaneringsåtgärder ur ett helhetsperspektiv
- Ta fram en livscykelinventering (LCI) för varje marksaneringsteknik
- Belysa hot-spots för varje marksaneringsteknik (dvs. visa var den stora miljöpåverkan föreligger)
- Ta fram en ansats för toxicitetsbedömning av marksaneringsåtgärder
- Ge underlag till jämförbarhet mellan de olika saneringsteknikerna
- Belysa dataluckor inom marksaneringsområdet

**Tabell 3: Studerade saneringsmetoder, behandlat material, metodernas inriktning och processbeskrivning**

Metod	Behandlat material	Rening med avseende på	Om processen
Termisk avdrivning	Jord Lerhaltig jord	Lätflyktiga metaller (Hg) Organiska ämnen (olja och PAH)	Kontinuerlig
Bioslurry	Jord	Organiska ämnen (olja och PAH)	Satsvis
Elektrokemisk dialys (inkl. torkning)	Sediment	Metaller (Cu, Pb, Zn)	Satsvis
Jordtvätt	Jord	Metaller Organiska ämnen	Kontinuerlig

Den funktionella enheten definierades som ett ton torrsubstans i jorden eller sedimentet som går in till behandling i respektive marksaneringsteknik, dvs. ett ton torrsubstans efter förbehandling.

Uppgrävning av massor har inte inkluderats eftersom detta delsteg är lika för de olika saneringsmetoderna. Miljöpåverkan som uppstår under deponeringstiden och som orsakas i samband med rening av avloppsvatten har inte heller inkluderats. Den mängd förorening som finns kvar i jord eller sediment efter rening har satts

som emission till mark. Med avseende på geografiska avgränsningar gjordes två separata utvärderingar:

1. Teknikutvärdering: alla saneringstekniker har antagits utföras på plats, dvs. i kvarteret Lyftkranen i Sverige.
2. Scenarieutvärdering: här utgår analysen från de verkliga scenarierna, dvs. tre av saneringsteknikerna innebar sanering på annan plats än Kv. Lyftkranen.

Följande miljöpåverkanskategorier inkluderades:

- Energianvändning
- Klimatpåverkan
- Försurning
- Övergödning
- Bildning av marknära ozon
- Eko- och humantoxicitet

Ribbenhed *et al.* (2002) kom till följande slutsatser:

- LCA-metodik går att tillämpa på saneringstekniker. Med hjälp av LCA kan hot-spots belysas innan ett projekt startar vilket gör att viss miljöpåverkan eventuellt kan undvikas eller åtminstone minskas
- LCA-resultat kan användas som underlag för en samlad bedömning och för en jämförelse mellan olika saneringstekniker. Utveckling av en viktningsskalor skulle eventuellt underlätta bedömning och jämförelser. Vidare behövs mer fullständiga emissionsdata för specifika organiska ämnen och metaller
- För de saneringstekniker som studerats är det användningen av energi som orsakar störst miljöpåverkan
- Transport av massor till behandlingsanläggning orsakar betydande miljöpåverkan. I vissa fall var miljöpåverkan från transport större än miljöpåverkan från själva behandlingen
- Tillverkning av utrustning (i första hand stål) och kemikalier ger signifikanta bidrag till miljöpåverkan. Huruvida stålet antas återvinnas eller inte spelar roll
- Transport av insatsvaror gav, i de flesta fall, försumbara bidrag till miljöpåverkan
- Den använda metodiken för att inkludera toxicitetsaspekterna är enkel att använda under förutsättning att beräknade toxicitetspotentialer finns framtagna. Utifrån de avgränsningar, antaganden och osäkerheter som gäller för pilotförsöken i Lyftkranenprojektet tycks termisk avdrivning vara den metod som ger minst toxisk påverkan. De nio studerade ämnena. Jordtvätt ger störst toxisk påverkan. För de båda metoderna för rening av sediment erhöles inga signifikanta skillnader.

Under förutsättning att alla de studerade saneringsteknikerna används på plats visar studien att:

- Termisk avdrivning uppnår störst rening map. organiska ämnen, kadmium och kvicksilver. Metoden är den enda som för såväl PAH som Hg uppnår reningsvärden under Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning. Metoden ger dock störst bidrag till klimatpåverkan, övergödning och försurning
- Jordtvätt bidrar minst till klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildning av marknära ozon. Den ger dock sämst reningseffekt för såväl organiska ämnen som metallerna kadmium och kvicksilver
- Bioslurry använder mest energi och är den metod som bidrar mest till bildning av marknära ozon. Metoden uppnår betydligt bättre rening map. organiska ämnen, kadmium och kvicksilver än jordtvätt
- Elektrokemisk dialys inklusive tork ger sämre reningseffektivitet map. organiska ämnen, kadmium och kvicksilver än bioslurry. Jämfört med bioslurry bidrar metoden betydligt mer till övergödning, något mer till klimatpåverkan och något mindre till försurning. Elektrokemisk dialys inklusive tork och bioslurry bidrar ungefär lika mycket till bildning av marknära ozon

Ribbenhed *et al.* (2002) identifierade följande uppslag till fortsatta studier:

- Andra mer aktuella saneringstekniker borde undersökas. Eftersom många förorenade platser inte kan grävas upp beroende på rasrisk för omkringliggande byggnader vore det mycket intressant att tillämpa LCA-metodik även på in-situ metoder (som med stor sannolikhet kommer att bli vanligare i framtiden). Ett par av företagen som demonstrerade tekniker i Lyftkranprojektet har utvecklat andra metoder som idag tillämpas i större utsträckning än de metoder som demonstrerades. Vidare vore det intressant att tillämpa LCA på en fullskaleanläggning för de metoder där en sådan skiljer sig från pilotförsöket vid Lyftkranen
- En ekonomisk livscykelanalys bör implementeras. Genom att integrera LCC (life cycle cost) i LCA:n kan hänsyn tas till både miljöpåverkan och kostnader vid en utvärdering
- En jämförelse med miljöpåverkan från att deponera massorna bör göras
- Nyttospekter bör inkluderas, dvs. det vore intressant att koppla bidragen till olika former av miljöpåverkan till uppnådd rening
- Fler metoder för utvärdering av human- och ekotoxicitet bör tillämpas. Då kan en analys göras för att utvärdera om samma rangordning av reningskvoterna erhålls. Vidare bör fler ämnen inkluderas
- Viktningsmetoder skulle kunna tillämpas. Genom att använda olika viktningmetoder kan dels tillämpbarheten utvärderas, dels kan den rangordning som de olika viktningmetoderna gör analyseras utifrån

viktningens metodernas bakomliggande syften. Eventuellt behöver en ansats till viktningens metod lämplig att använda just för marksanering tas fram.

### **Viikala & Kuusola (2000)**

Syftet med denna finska studie var att utvärdera några av de miljöeffekter som orsakas vid sanering av jord förorenad med kolväten t.ex. efter bensinstationer (nedlagda och fortfarande i drift). De åtta olika saneringsprojekt som studerats har genomförts i olika delar av Finland och under olika årstider. Samtliga områden sanerades ner till gällande gränsvärden. Följande saneringsmetoder har studerats:

- Uppgrävning av massor och transport till deponi (tre olika saneringsprojekt)
- In-situ luftning (Soil Vapour Extraction, SVE) (fyra olika saneringsprojekt)
- In-situ luftning, uppgrävning av massor och transport till deponi (ett saneringsprojekt)

Två olika funktionella enheter har använts. Resultaten presenteras:

- per tre alternativt fyra saneringsprojekt (med syfte att se vilka delsteg som bidrar mest)
- per 100 kg borttagna kolväten (med syfte att se hur miljöbelastningen varierar mellan de olika saneringsprojekten)

Följande delsteg har inkluderats inom systemgränserna för uppgrävning av massor och transport till deponi:

- Uppgrävning
- Lastning, transport med lastbil till deponi och tom returtransport tillbaka
- Utvinning av grus och transport av grus till platsen för sanering
- Igenfyllnad och packning av fyllmassor

För in-situ har följande delsteg inkluderats:

- Installation av utrustning
- Elanvändning
- Transporter

Studien är en livscykelinventering (LCI). De resultat som presenteras är energianvändning och ett antal emissioner till luft (CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och kolväten). Viikala & Kuusola (2000) kommer till slutsatsen att de två studerade saneringsmetoderna orsakar liknande miljöpåverkan. Mängden emissioner varierade stort mellan de olika saneringsprojekten huvudsakligen pga. varierande halter förorening vid start. Områden med lägre föroreningskoncentrationer vid starten orsakade

större energianvändning och mer emissioner per 100 kg borttagna kolväten. Räknat per 100 kg kolväten varierade:

- Energianvändningen mellan 1000 och 4000 kWh; och
- Emission av CO<sub>2</sub> mellan 160 och 1200 kg

### **Volkwein et al. (1999)**

Volkwein *et al.* (1999) har på uppdrag av tyska delstaten Baden-Württemberg utvecklat ett beslutsverktyg som ska underlätta för beslutsfattare att välja bland saneringsmetoder. I verktyget får beslutsfattaren underlag i form av:

- resultat från en översiktlig LCA (sekundär miljöpåverkan); och
- resultat från en riskbedömning av den förorenade platsen (primär miljöpåverkan)

Verktyget kräver att man först definierar ambitionsnivån för saneringen. Det innehåller en databas med 54 enhetsprocesser som kan användas för att modellera olika saneringsprojekt. I databasen finns:

- 13 enhetsprocesser som beskriver dekontaminerings tekniker;
- tio enhetsprocesser som beskriver inkapslingstekniker; och
- 31 enhetsprocesser som beskriver sekundära processer, t.ex. konstruktioner, transporter, luft- och vattenrening.

I vissa av enhetsprocesserna kan användaren själv ändra emissionsdata.

I artikeln presenteras en fallstudie; sanering efter företaget Reinig som impregnerat trä. För en yta om 20 000 m<sup>2</sup> (530 m<sup>3</sup> kontaminerat med mineralolja, 750 m<sup>3</sup> kontaminerat med PAH och 530 m<sup>3</sup> kontaminerat med krom) jämförs tre saneringsmetoder:

1. inkapsling on-site (uppgrävning av förorenade massor och deponi av dessa på plats);
2. asfaltering av ytan; och
3. dekontaminering (uppgrävning av förorenade massor, jordtvätt, mikrobiologisk behandling i ”turning-bed” och värmebehandling)

Den funktionella enheten har definierats som system av aktiviteter för att få tillstånd en given risknivå efter sanering. Eventuella skillnader i hur långt under den givna risknivån de olika saneringsmetoderna kan nå har inte beaktats.

Volkwein et al. (1999) har kompletterat traditionell LCA med ”obehag för invånare inom 250 m avstånd” i form av lukt, buller och human toxicitet. Antalet fordon (bilar och lastbilar) som ankommer och kör i detta ”närområde” har bokförts.

I miljöpåverkansbedömningen har följande miljöpåverkanskategorier inkluderats:

- Energianvändning
- Fossila resurser
- Vattenanvändning
- Markanvändning
- Avfall
- Klimatpåverkan
- Försurning
- Foto-oxidantbildning
- Toxicitet (för luft uppdelat på närområdet respektive ”längre bort”)
- Lukt (uppdelat på närområdet respektive ”längre bort”)
- Buller

Efter att ha använt verktyget till att åstadkomma en ranking av alternativa saneringsmetoder är tanken att beslutsfattaren skriver ner pros and cons för sitt beslut. För fallstudien skulle en sådan slutledning kunna se ut så här: asfaltering är inget bra alternativ med hänsyn till primär och sekundär miljöpåverkan. Om det inte spelar någon roll att 1500 m<sup>2</sup> används för deponi av förorenade massor så är in-kapsling on-site att föredra framför dekontaminering (pga. sekundär miljöpåverkan och tidsåtgång för sanering).”

### **Bender *et al.* (1998)**

Denna konferensartikel beskriver samma metod och samma verktyg som Volkwein *et al.* (1999), men har med ett annat exempel: sanering map. kolväten (alifatiska och aromatiska) efter spill av bensin. Förorening har skett av både jord (omättad zon) och grundvatten (mättad zon). Arean som ska saneras är 2000 m<sup>2</sup>.

Följande saneringsmetoder jämförs för den mättade zonen:

- Långsiktig extraktion av grundvatten. ”Air stripping” och sedan till avloppssystemet.
- In-situ biosanering i kombination med ett cirkulationssystem och nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) som elektronacceptor.
- In-situ biosanering i kombination med ett cirkulationssystem och väteperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) som elektronacceptor.

För den omättade zonen jämfördes extraktion av ångor under olika långa tider: 22, 29 respektive 36 månader.

Bender *et al.* (1998) kom till följande slutsatser:

- För den mättade zonen identifierades in-situ biosanering med NO<sub>3</sub><sup>-</sup> som det mest fördelaktiga alternativet
- Samma metod men med H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> visade sig vara det minst fördelaktiga alternativet
- För den omättade zonen visade det sig att tiden inte spelade någon roll

Den utvecklade mjukvaran ska vara tillgänglig från ”Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg” från slutet av 1998.

### **Beinat *et al.* (1997)**

Beslutsstöd systemet REC (REC är akronymen för Risk Reduction, Environmental merit and Costs) togs fram i ett omfattande holländskt projekt mellan åren 1998 och 2004. Syftet med REC är att underlätta valet av strategi för sanering av ett förorenat område. Projektet och verktyget beskrivs mer i Bilaga 1B (analyser av samhällsekonomi med livscykelperspektiv).

### **Lesage *et al.* (2005a och 2005b)**

Lesage *et al.* (2005a) menar att marksanering kan betraktas som en återvinningsprocess för mark. Det har ju gjorts väldigt många livscykelanalyser med syftet att för olika material jämföra system med materialåtervinning, deponi respektive förbränning. I detta sammanhang är det självklart att man inte kan begränsa studien till att enbart analysera återvinningsprocessen. Man måste på något sätt ta med i beräkningarna vad det återvunna materialet kan användas till. I analogi med detta är det för marksanering sannolikt av stor vikt att studera effekterna av att ett stycke övergiven, oanvändbar mark kan komma till nytta igen. Detta har inte gjorts tidigare i någon livscykelanalys av marksanering. Lesage *et al.* (2005a) föreslår en modell för hur detta ska kunna göras och testar sedan denna i en fallstudie (Lesage *et al.*, 2005b).

Lesage *et al.* (2005a) definierar tre olika typer av potentiell miljöpåverkan:

- Primär miljöpåverkan – pga. förändringar av platsens miljötillstånd, t.ex. läckage av toxiska substanser
- Sekundär miljöpåverkan – orsakas av själva saneringen och dess ”servicesystem”
- Tertiär miljöpåverkan – huruvida platsen saneras och åter kan användas (t.ex. bebyggas) eller inte inverkar på andra produktsystem, exempelvis regionens markanvändning och marknaderna för ren jord, kontaminerad jord och konstruktionsmaterial

I tidigare livscykelanalyser av marksanering har man räknat på sekundär miljöpåverkan och ibland även inkluderat primär miljöpåverkan, men att inkludera tertiär miljöpåverkan är nytt.

I fallstudien använder Lesage *et al.* (2005b) både beskrivande LCA (attribuational LCA, ALCA) och effektorienterad LCA (consequential LCA, CLCA) för att jämföra två olika saneringsmetoder. I ALCAn ingår primär och sekundär miljöpåverkan, medan CLCAn inkluderar även tertiär miljöpåverkan.

Det fall man valt att studera är en sanering av 50 ha mark i Montreals stads-kärna. Platsen har under ett sekel använts för tung industri med koppling till järnvägssektorn och där finns kontaminerad mark, potentiellt miljöfarlig slagg och föråldrad eller överflödigt infrastruktur. Enligt tillämplig miljölagstiftning i Quebec avgörs framtida markanvändning med hjälp av klassning A, B och C. Därför är det



viktigt att veta volymen jord av klass A, B respektive C. De toxiska substanser som förekommer är petroleumkolväten (PHC), metaller och polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

Ett av målen med fallstudien är att jämföra miljöprestanda och konsekvenser för marksanering med två olika ambitionsnivåer:

- Scenario 1: Marksanering med syftet att området åter ska kunna användas som bostadsområde
- Scenario 2: Minimal marksanering med syftet att minska risken för exponering och uppfylla gällande miljölagstiftning.

Andra mål med fallstudien är att:

- kvantitativt utvärdera den relativa betydelsen av primära, sekundära och tertiära effekter
- jämföra hur valet av LCA modell (ALCA eller CLCA) inverkar på utvärderingens slutsatser

Den funktionella enheten har definierats som laglig och passande sanering av en hektar förorenad mark.

Scenario 1 innebär mer i detalj att området kan användas enligt följande:

- 23 ha för bostäder;
- 4 ha för kommersiell användning; och
- 3 ha som rekreativområde

Därtill används två hektar till förvaring av slagg och kontaminerad jord och för 19 ha tillämpas "minimering av exponering" (kan eventuellt saneras till användning som industriverksamhet).

Sanering enligt scenario 1 (bostäder) inkluderar följande processer:

- Uppgrävning av massor, tillfällig lagring på plats, karakterisering av jord (A, B eller C) och sedan återanvändning, slutförvaring på plats eller transport till slutförvar
- Rivning av infrastruktur och återvinning av relevanta material (t.ex. betong, metaller och slipers)
- Påfyllning av jord (sanerad jord, inköpt "ren" jord och jord från andra regionala konstruktionsprojekt)

Sanering enligt scenario 2 (minimera exponering) innebär täckning av hela området med 30 cm ren jord.

I fallstudien används olika tidshorisonter. För teknologiska processer används följande:

- I ALCAn - två år för scenario 1 (bostäder) och ett år för scenario 2 (minimera exponering).
- I CLCAn – fyra år för sanering plus 40 år för användning som bostadsområde.

För processer i miljön antas följande tidshorisonter:

- tillräckligt lång för att det ska vara relevant att räkna med läckage av återstående föroreningar
- för kort för att räkna med läckage från förorenade massor på deponi

Det beskrivande angreppssättet innebär att en distinkt LCA görs av såväl scenario 1 som scenario 2. Det effektorienterade angreppssättet innebär att man gör en LCA av scenario 1 och i denna LCA inkluderar scenario 2 som ett ”sluppet scenario”, dvs. de processer som påverkas av att scenario 1 väljs istället för scenario 2 bokförts antingen som en positiv eller en negativ post. Det effektorienterade angreppssättet innebär också att:

- Teknik på marginalen används för sluppna processer
- Systemutvidgning används för att inkludera exporterade funktioner (t.ex. mark till bostäder)

För miljöpåverkansbedömning har metoden IMPACT 2002+ ([www.epfl.ch/impact](http://www.epfl.ch/impact)) använts. IMPACT 2002+ består av karakteriseringsfaktorer för 15 mittpunkts- och fyra slutpunktskategorier. Lesage *et al.* (2005b) fokuserar på slutpunktsindikatorerna mänsklig hälsa (HH), ekosystem kvalitet (EQ), klimatpåverkan (CC) och resurser (R). Dessutom har mittpunktskategorin markanvändning använts.

Lesage *et al.* (2005b) kom till följande slutsatser och rekommendationer:

- Den beskrivande livscykelanalysen ger inga signifikanta skillnader mellan de två scenarierna, eftersom fördelarna med att marken blir renare uppvägs av den miljöpåverkan som saneringsarbetet ger upphov till
- Den effektorienterade livscykelanalysen förespråkar däremot sanering enligt scenario 1 under förutsättning att etablering av nya förortsområden kan undvikas. De tertiära miljöeffekterna uppväger mer än väl de primära och sekundära
- Om valet av saneringsmetod kan ha betydelse för områdets fortsatta användning bör livscykelanalysen inkludera inte bara primära och sekundära miljöeffekter utan också tertiära.
- Vid kvantifiering av tertiär miljöpåverkan förekommer ett antal nyckelparametrar som kan variera mycket från plats till plats. En kvantifiering av tertiär miljöpåverkan är därför behäftad med stora osäkerheter.
- Om markområdets slutliga tillstånd och användning redan är bestämda räcker det att räkna på sekundär miljöpåverkan, dvs. en beskrivande livscykelanalys är tillräckligt.

- Det effektorienterade angreppssättet kan också vara användbart för en beslutssituation av typ prioritering mellan olika markområden i behov av sanering, t.ex. för ett företag som äger flera sådana markområden eller en organisation som ska fördela ekonomiska resurser till olika marksaneringsprojekt.

### **Toffoletto et al. (2005)**

Toffoletto *et al.* (2005) har gjort en fallstudie av sanering av jord kontaminerad med diesel. Kanada uppskattas ha 4 800 förorenade områden som antingen är övergivna eller underanvända. Av dessa är ca 60 % förorenade med petroleumkolväten. I den kanadensiska provinsen Quebec används tre olika gränsvärden för förorenad mark. För petroleumkolväten (C<sub>10</sub>–C<sub>50</sub>) är gränserna följande:

- Klass A (användning som bostadsområde): 300 mg per kg jord;
- Klass B (kommersiell användning): 700 mg per kg jord; och
- Klass C (användning som industriområde): 3 500 mg per kg jord

I det fall som studerats hade föroeningen orsakats av att dieselolja läckt från lagertankar. Föroreningshalten vid saneringens start var i genomsnitt 6 145 mg diesel per kg jord. Områdets yta var 16 900 m<sup>2</sup> och 8 000 m<sup>3</sup> jord konstaterades vara förorenad. Målet med saneringen var att nå Quebecs klass B, dvs. 700 mg petroleumkolväten per kg jord. Följande två scenarier jämfördes:

- Kompostering på plats ("biopiles"); och
- Uppgrävning, transport av massor och sanering i en permanent komposteringsanläggning med kapaciteten 25 000 m<sup>3</sup> förorenad jord per år

Enligt USEPA (1995) är biologisk behandling ovan jord det mest kostnadseffektiva sättet att sanera jord förorenad med kolväten. Tekniken med "biopiles" kan användas på plats eller i en permanent anläggning. Saneringen går i stora drag till på följande sätt. Den förorenade jorden grävs upp, skräp tas bort, jorden läggs i högar och sedan stimuleras den aeroba mikrobiella aktiviteten genom luftning samt tillsats av näringsämnen och fukt. Den ökade mikrobiella aktiviteten gör att petroleumprodukterna bryts ned till koldioxid och vatten. Enligt USEPA (1995) är fördelarna med denna teknik jämfört med in-situ tekniker:

- relativt låg driftskostnad;
- enkel teknik; och
- relativt hög reningseffektivitet

Nackdelar är dock att:

- saneringen tar tid, vanligtvis 6 – 24 månader;
- svårt att rena till låga föroreningshalter (t.ex. till Quebecs klass A som krävs för att marken åter ska kunna användas som bostadsområde)

Det finns flera faktorer som påverkar vilken reningsgrad som är möjlig att uppnå. Exempel på sådana faktorer är:

- Typ av jord (tex. andel lera)
- Närvaro av inhiberande substanser (tex. tungmetaller)
- Koncentration och aktivitet av mikroorganismer
- Hur heterogen föroreningen är
- Fördelning av näringsämnen

Målet med livscykelanalysen var att jämföra primär och sekundär miljöpåverkan av sanering genom kompostering som en funktion av tid och reningsgrad. Den funktionella enheten definierades som sanering under två år av 8 000 m<sup>3</sup> dieselkontaminerad jord (6 145 mg C<sub>10</sub> – C<sub>50</sub> / kg jord) till klass B (700 mg C<sub>10</sub> – C<sub>50</sub> / kg jord) med hjälp av kompostering. Livscykelanalysen utfördes enligt ISO 14 040 – 14 043.

Följande processer har inkluderats inom systemgränserna:

- Uppgrävning av massor
- Kompostering
- Hantering av läckage och emissioner
- Produktionskapital och insatsvaror
- Transporter
- Förberedelser och efterarbete på det förorenade området (t.ex. asfaltering, konstruktion av system för luftning och bevattning, igenfyllning efter uppgrävning med ren jord)

Värt att notera är att deponi av massor för vilka reningsgraden klass B inte uppnås har lämnats utanför systemgränserna (med hänvisning till en tidsgräns som är tillräckligt kort för att anta att inga signifikanta läckage från förorenade massor förekommer).

För att inkludera primär miljöpåverkan beräknade Toffoletto *et al.* (2005) karakteriseringsfaktorer för diesel enligt EDIP-metoden för ekotoxicitet och human toxicitet. I sammanhanget kan det vara värt att notera att EDIP-modellerna för ekotoxicitet och toxicitet inte är några multi-media modeller. Även sekundär miljöpåverkan har kvantifierats med hjälp av EDIP-metoden och resultaten från karakteriseringen har sedan normaliserats och viktats till ett enda index.

Toffoletto *et al.* (2005) kom bl.a. till följande resultat och slutsatser:

- Den primära miljöpåverkan (orsakad av att jorden är förorenad) är betydligt större än den sekundära miljöpåverkan (orsakad av saneringsprocessen och dess servicesystem)
- Den sekundära miljöpåverkan påverkas inte nämnvärt av ambitionsnivån, dvs. rening till klass C, B eller A

- För kompostering på plats var att göra i ordning platsen för sanering liksom att avsluta saneringen av de livscykelsteg som bidrar mest till miljöpåverkan (50 respektive 41 % av den totala miljöpåverkan)
- Störningsanalys visar att de viktigaste parametrarna att ha bra data för är användningen av asfalt, lera, stål och processat vatten
- Jämförelsen mellan rening på plats och rening i en central anläggning visar att en central anläggning är ett bättre alternativ så länge avståndet till den inte överstiger 200 km
- Betong istället för asfalt undersöktes men slutsatsen blev att betong tycks vara ett sämre alternativ, åtminstone för sanering på plats
- För att på ett bättre sätt kunna bedöma primär miljöpåverkan behöver data från riskanalyser inkluderas när bidragen till ekotoxicitet och human toxicitet kvantifieras.

## Bilaga 1B

# Analys av samhällsekonomi med livscykel- perspektiv

### Allmänna utgångspunkter

I samband med sanering finns det olika slags beslutssituationer där den samhälls-ekonomiska analysen kan utgöra viktigt underlag. Exempel på beslut är valet av område att sanera, valet av metod/teknik för att sanera ett givet område, samt valet av föroreningsgrad vid slut av sanering. Hur den samhälls-ekonomiska analysen ska läggas upp (t.ex. vilka effekter som ska beaktas och hur dessa effekter ska värderas) beror på vilken beslutssituation som avses. Upplägget beror även på tillgången till empirisk information. För att kunna ta fram rekommendationer kring genomförande och tillämpning av samhälls-ekonomiska analyser i samband med sanering, är det följaktligen viktigt att tydliggöra dels vilket syfte analysen ska ha, dels vilka begränsningar som finns vad gäller kunskap om effektsamband, värderingar och andra viktiga indata till analysen.

En grundläggande utgångspunkt för den samhälls-ekonomiska analysen är att den ska beakta *alla* relevanta effekter som besluten om sanering ger upphov till. En kostnadsnyttokalkyl är ett exempel på en samhälls-ekonomisk analys där alla effekter ska beräknas och värderas i kronor. En förutsättning är således att alla relevanta effekter kan identifieras, mätas, kvantifieras och värderas på ett tillförlitligt sätt. Detta är mycket svårt att genomföra i praktiken. När det gäller marksanering finns det ett flertal effekter som kan vara principiellt viktiga att beakta i kalkylen men som p.g.a. bristande kunskap inte kan kvantifieras eller värderas monetärt. Det innebär att även i de mest omfattande och ambitiösa kalkylerna kommer kalkylresultatet ge en ofullständig bild av saneringens totala samhälls-ekonomiska nytta. Det är av denna anledning mycket viktigt att tydligt redovisa vilka effekter som har beaktats i kalkylen, hur dessa effekter har kvantifierats och värderats monetärt, hur osäkra de antaganden som gjorts är, vilka effekter som *inte* har kunnat beaktas i kalkylen och hur dessa effekter istället skulle kunna vägas in i en samlad bedömning av saneringens nytta för samhället. Transparens är således oerhört viktigt, för att förhindra felaktiga tolkningar och suboptimala beslut hänförelse till kalkylresultaten.

En konsekvens av den bristande kunskapen om effekter och värderingar etc. är att litteraturen på området är knapphändig. Det finns av förklarliga skäl inga fullskaliga samhälls-ekonomiska kalkyler gjorda som beaktar alla relevanta effekter av marksanering. Däremot finns det litteratur som mer detaljerat går igenom ovan nämnda problem. Det finns också litteratur som tagit fram underlag som kan användas för att beräkna åtminstone några av de kostnads- och nyttoposter som ingår i den samhälls-ekonomiska kalkylen. Exempelvis har vi i tidigare avsnitt redovisat litteratur avseende miljöpåverkan. Saneringens effekter på miljö och risker är viktiga poster i en samhälls-ekonomisk kalkyl. En annan viktig post är det höjda värdet på den mark som saneras. Även kostnaderna för att genomföra saneringen ingår i den samhälls-ekonomiska kalkylen. Det finns således litteratur som är

relevant, även om den inte syftar till att ta fram allt det underlag som krävs för att göra en fullskalig kostnadsnyttokalkyl.

Ett särskilt problem med att identifiera alla relevanta effekter av marksanering är att det ofta är svårt att förutse hur människor förhåller sig till de risker de utsätts för och huruvida dessa risker överhuvudtaget är kända. Således är det också svårt att förutse vilka beteendeförändringar som saneringen ger upphov till.

Metoden för att beräkna och värdera den riskminskning som sanering innebär för människans hälsa är relativt okomplicerad i princip men svår att genomföra i praktiken. I princip handlar det om att bedöma följande:

- relevanta risker
- risknivåer före och efter sanering
- antal personer som berörs av riskminskningarna
- värdet av dessa riskminskningar

Problemet är att kunskap idag saknas om såväl risker för människans hälsa som värdet av/betalningsviljan för att reducera dessa risker. Denna kunskap måste förbättras för att nyttokostnadskalkyler ska kunna användas som ett betydelsefullt beslutsstöd på området.

Ett annat problem är att det ofta är oklart hur människor förhåller sig till de risker som föreligger. Om människor är välinformerade och alltid har som utgångspunkt att undvika de hälsorisker som föroreningar innebär, kommer inte saneringen att leda till några vinster i termer av minskad risk. Däremot kan andra riskrelaterade nyttor uppstå. Genom sanering kan t.ex. nya användningsområden för marken uppstå såsom ny bebyggelse, nya rekreativsmöjligheter eller andra möjliga aktiviteter som tidigare undvikits pga. riskerna. Problemet är att människor inte alltid är välinformerade och att de dessutom inte alltid väljer att undvika risk. Kunskap om hur riskerna förändras i samband med sanering – givet att människor till viss del försöker undvika risker, men inte alltid är informerade om de risker som föreligger – är därmed viktig att ta fram för varje specifikt saneringsfall.

I det följande redovisas exempel på litteratur där syftet varit att beräkna samhällsekonomiska effekter av förorenad mark eller sanering av sådan mark. Studier som endast beaktar konsekvenser för miljö har exkluderats.

### **Naturvårdsverket (2006)**

Naturvårdsverkets studie (Rapport 5537, april 2006) syftar främst till att ge en erfarenhetsåterföring av ekonomisk riskvärdering som underlag för kostnads-effektiv efterbehandling. I rapporten diskuteras och redovisas framförallt hur olika värderingsmetoder kan användas för att ekonomiskt värdera de förändrade risker för miljö- och hälsoeffekter som kan åstadkommas vid en efterbehandling. Värderingarna ska kunna användas i ekonomiska analyser, exempelvis beslutsanalyser och kostnadsnyttoanalyser, tillsammans med andra ekonomiska poster i en bedömning av det ekonomiska utfallet av en efterbehandlingsinsats.

Ett ramverk för ekonomisk riskvärdering med beslutanalys och kostnadsnyttoanalys presenteras. Grundläggande värderingsteori och olika metoder för att skatta det ekonomiska värdet av en miljöförbättring beskrivs. De nytto- och kostnadsposter som enligt rapporten bör beaktas i en samhällsekonomisk analys är:

- Nyttor (plusposter)
  - Ökat markvärde
  - Nettoeffekten på marknadsprissatta varor eller tjänster kopplade till det område som saneras
  - Nettoeffekten på icke marknadsprissatta varor eller tjänster kopplade till det område som saneras, t.ex. effekter på hälsa eller effekter på ekosystemvaror/-tjänster (inklusive rekreativsmöjligheter)
- Kostnader (minusposter)
  - Åtgärds-kostnader
  - Åtgärdens negativa effekter på hälsa
  - Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror/-tjänster

När det gäller beräkningarna av nyttan framhålls vikten av att särskilja huruvida effekterna av sanering tar sig i uttryck i reducerade risker, ökat markvärde eller bådadera. Dessutom påpekas att ett ökat markvärde kan ta sig uttryck i att värdet på de varor eller tjänster som produceras på marken ökar. Att beakta förändringar i både markvärdet och värdet på den användning som marken har kan således leda till dubbelräkning.

Tillämpningen av rekommenderad värderingsmetod illustreras med fallstudier, vid Wockatz-området i Göteborg och Oskarshamns hamn, där möjligheter och svårigheter med ekonomiska miljöriskvärderingar beskrivs.

#### Fallstudie 1: Oskarshamns hamn

Föreningensproblemet: Oskarshamns hamnbassäng är belägen i de centrala delarna av Oskarshamn. Det finns förorenade sediment inom ca 750 000 m<sup>2</sup> i hamnbassängen vilket motsvarar drygt 60 % av hamnbassängens yta. Mäktigheten av de förorenade sedimenten är i genomsnitt knappt 1 m, men varierar mellan 0->2 m. Från sedimenten sprids föroreningar vidare till grunda fjärdar och ackumulationsområden utanför hamnbassängen och även längre bort till den egentliga Östersjön.

Risker: Olika typer av risker kan förekomma i området, dels för olika kategorier av människor (arbetande, lekande barn, boende m.fl.), dels för olika typer av ekologiska system (fiskar, vattenlevande växter, landlevande växter m.m.). Ett efterbehandlingsprojekt skulle bidra till att minska dessa risker. För människor är det emellertid främst fråga om indirekta risker genom intag av fisk, musslor eller sjöfågel. Sedimentet utgör alltså ingen direkt fara för människors hälsa där det ligger (beroende på att området idag inte används på ett sätt som innebär att risker uppstår). Ett potentiellt stort värde av efterbehandling skulle enligt Naturvårdsverket däremot vara ökade möjligheter för rekreation; med en mer centralt belägen badplats i attraktiv miljö skulle t.ex. turismen kunna öka.



Ekonomisk värdering: För att skatta de nyttor som beskrevs ovan krävs att en *värderingsmetod* används, eftersom att vi har att göra med icke-marknadsprissatta varor/tjänster såsom ekosystemtjänster och rekreation. För samtliga värderingsmetoder – t.ex. produktionsfunktionsmetoden, resekostnadsmetoden, fastighetsvärdeometoden, ersättningskostnadsmetoden, CV- eller CE-metoden, värdeöverföringsmetoden<sup>6</sup> – gäller att kravet på kunskap om efterbehandlingsåtgärdernas effekter är stora. Tyvärr är det ofta svårt att få tillräckliga effektdata, vilket gör att olika sätt att belysa effekterna måste prövas. Val av metod kan således vara väldigt situationsspecifikt.

Rosén et al. (2005) har studerat fallet i Oskarhamns hamn och hanterat problemet genom att analysera värdet av att sannolikheten för att riktvärden ska överskridas minskar. I Naturvårdsverket (2006) påpekas emellertid att överskridanden av riktvärden inte säger så mycket om vilka riskminskningar som detta innebär för människa och miljö eftersom kopplingen mellan risker och riktvärden ofta är diffus.

Naturvårdsverket (2006) föreslår att en CV-studie genomförs för att värdera den sammanlagda nyttan av saneringen. Som alternativ – om tid och budget saknas för att genomföra en CV-studie för saneringen i Oskarshamn – föreslås att värdeöverföringsmetoden tillämpas. Utgångspunkten för en värdeöverföringsmetod är att generalisera resultaten från tidigare genomförda värderingsstudier (dvs. ej avseende Oskarshamn) till att även gälla i ett nytt sammanhang (dvs. avseende Oskarshamn).

Naturvårdsverket (2006) tillämpar resultat från amerikanska värderingsstudier för att grovt uppskatta nyttan av ökade *rekreationsmöjligheter* i Oskarshamn (baserat på skattning av betalningsvilja per ”berörd” person). Beroende vilka avgränsningar som görs uppskattas det totala värdet till 0,6-3,8 miljoner kronor per år.

## Fallstudie 2: Wockatzs-området i Göteborg

Föreningensproblemet: Wockatzs-området är en gammal skrotgård, belägen intill Göta älv, ca 1 km uppströms Göteborgs centrala delar. Områdets storlek är ca 22 000 m<sup>2</sup>, eller 150x150 meter. På platsen har under en period av närmare 80 år bedrivits skrotgård. Området är kraftigt påverkat av skrotverksamheten, främst genom förhöjda metallhalter men även med betydande innehåll av kolväten. För att undersöka om föroreningarna rör sig med det ytliga grundvattnet i fyllningen mot Göta älv har grundvattenprover tagits ur rör som satts i provgrovar. De grundvattenprover som tagits visar att läckaget till Göta älv är mycket begränsat.

Risker: Med den nuvarande markanvändningen har följande potentiella risker för människa och miljö identifierats:

1. Människor som vistas på området
  - Exponering av föroreningar
  - Olycksrisker till följd av metallskrot

<sup>6</sup> Se Naturvårdsverket, 2006, för en detaljerad beskrivning av respektive metod.

2. Människor i omgivningen
3. Organismer i markmiljön
4. Ytvattenmiljön (Göta älv)

Till skillnad från Oskarhamnsfallet är det i Wockatz således fråga om att människor i utgångsläget utsätts för hälsorisker, genom exponeringen mot cancerogena ämnen.

Ekonomisk värdering: Ett efterbehandlingsprojekt skulle leda till en nytta för samhället dels genom minskad risk för negativa hälsoeffekter, dels genom ökade möjligheter till att utnyttja marken. Området är pga. sitt centrala läge i Göteborg intressant för en framtida exploatering. I gällande översiktsplan för området anges en framtida markanvändning med blandning av kontor och bostäder. För närvarande bedrivs ingen verksamhet på fastigheten. Den förorenade jorden ligger till stor del exponerad eftersom området hyser mycket få byggnader och hårdgjorda ytor.

När det gäller riskerna för hälsoförluster redovisas i Naturvårdverket (2006) kvantitativa skattningar av de risker som kan kopplas till exponering av cancerogena ämnen före och efter sanering. Osäkerheten i beräkningarna är emellertid stora varför man valt att redovisa resultatet som räkneexempel. Som komplement föreslås också att fastighetsmetoden tillämpas, dvs. att med utgångspunkt i kunskap om hur priser på olika fastigheter varierar beroende på närheten till förorenade områden, ansätta ett värde på föroreningarna i Wockatz-området.

### **Beinat *et al.* (1997)**

I Beinat *et al.* (1997) föreslås en utvärderingsmetod som kan tillämpas som stöd för beslut avseende sanering av förorenad mark. Metoden kan liknas vid en traditionell kostnadsnyttokalkyl (CBA) i den meningen att saneringens positiva och negativa effekter identifieras och jämförs. Eftersom metoden inte gör anspråk på att alla poster ska värderas monetärt och inte heller nödvändigtvis värderas utifrån betalningsvilja, är det emellertid snarare fråga om en multikriterieansats. Metoden, som går vid namnet REC, inkluderar risker (Risks), miljömässiga effekter (Environmental merits) och kostnader (Costs).

En viktig utgångspunkt för metoden är att beakta saneringens effekter på de risker (R) som kan föreligga för såväl människor som ekosystemet (primära effekter). De miljömässiga effekterna (E) är mer generella och avser bl.a. energianvändning i samband med sanering och konsekvenser av olika saneringstekniker för utsläpp till mark eller luft (sekundära effekter). Kostnaderna (K) avser såväl planering som genomförande av olika moment i alla faser av saneringsprocessen.

Sanering innebär normalt att risker för människor och ekosystem reduceras och att ytterligare spridning av föroreningarna förhindras, dvs. att nyttor uppstår, men att saneringen samtidigt kan vara kostsam att genomföra och att saneringen i sig kan ge upphov till miljöbelastning genom energianvändning och utsläpp till luft eller mark. Syftet med REC-metoden är att på ett systematiskt sätt *redovisa* dessa primära och sekundära effekter, för att möjliggöra för beslutsfattare att väga samman dessa effekter till en samlad bedömning. Det ligger alltså inte i

REC-metoden att väga olika positiva och negativa effekter mot varandra. Således föreslås ingen metod för att värdera riskförändringar eller utsläpp. Dessutom inkluderas inte de tertiära effekterna, som i en fullskalig CBA kan vara väldigt betydelsefulla, framförallt om saneringen innebär att mark i ett eftertraktas område, t.ex. storstadsområde med höga markvärden, frigörs.

### **Studier som beaktar effekter på markanvändning**

Det finns ett flertal studier som i utvärderingen av olika saneringstekniker beaktar effekterna på markanvändning. En sådan studie är Lesage *et al.* (2005b) – se ovan – i vilken tre olika typer av potentiell miljöpåverkan beskrivs: Primär miljöpåverkan, sekundär miljöpåverkan samt tertiär miljöpåverkan. Det är i samband med de tertiära effekterna som Lesage *et al.* (2005b) lyfter fram de samhällsekonomiska aspekterna på sanering. De tertiära effekterna har att göra med vilka användningsområden som den sanerade platsen har före respektive efter sanering och vilka värden som kan skapas av sanering genom bättre utnyttjande av mark. Exempelvis kan saneringen möjliggöra bebyggelse av bostäder, vilket är det användningsområde som analyseras i Lesage *et al.* (2005b). En av slutsatserna är att om valet av saneringsmetod har betydelse för områdets fortsatta användning bör livscykelanalysen inkludera inte bara primära och sekundära miljöeffekter utan också tertiära. Lesage *et al.* (2005b) framhåller samtidigt att vid kvantifieringen av tertiär miljöpåverkan förekommer ett flertal nyckelparametrar som kan variera mycket från plats till plats, vilket innebär att en kvantifiering av tertiär miljöpåverkan ofta är behäftad med stora osäkerheter.

Andra studier som i samband med livscykelanalyser (LCA) av marksanering inkluderar effekter på markanvändning är Schenck (2001), Drunen *et al.* (2000), Diamond *et al.* (1999) och ScanRail Consult *et al.* (2000). Se Suèr *et al.* (2004) för en sammanställning av dessa studier och annan litteratur kring livscykelanalyser av marksanering.

## Process

Category type Transport  
 Process identifier SIKXXXXX10913200021  
 Type Unit process  
 Process name Excavation, grävmaskin, band (150 kW)  
 Status To be revised  
 Time period 2000-2004  
 Geography Europe, Western  
 Technology Unspecified  
 Representativeness Unspecified  
 Multiple output allocation Unspecified  
 Substitution allocation Unspecified  
 Cut off rules Unspecified  
 Capital goods Unspecified  
 Boundary with nature Unspecified  
 Infrastructure No  
 Date 2006-05-31  
 Record Karin Andersson  
 Generator Karin Andersson  
 Literature references Persson and Kindbom (1999)

NTM

COPERT III

Life Cycle Inventories of Transport Services/2003/Spielmann M.

Life Cycle Inventories of Building Products/2003/Kellenberger D.

Collection method Studies of available emission factors

Data treatment

Verification

Comment

Included processes: Production of grävmaskin, use of diesel, the most common emissions to air due to diesel combustion and more rough quantification of emissions of heavy metals, aromatics and PAH. Indata has been compiled and calculated in Karins Excel-file Emissionsfaktorer, arbetsmaskiner.xls.

Allocation rules

System description

## Products

Excavation, grävmaskin, band (150 kW)	1 hr	100 not defined	Building equip
---------------------------------------	------	-----------------	----------------

Avoided products

Resources

Materials/fuels

Diesel production with net energy (LCAI 324	MJ	Undefined
---	----	-----------

*Biłaga 2, s. 1*

Hydraulic digger/RER/I U 0,0001 p Undefined

## Electricity/heat

## Emissions to air

Carbon monoxide	315	g	Undefined	IVL
NMVOC, non-methane volatile organic c	90	g	Undefined	IVL
Nitrogen oxides	630	g	Undefined	IVL
Particulates	18	g	Undefined	IVL
Dinitrogen monoxide	31,5	g	Undefined	IVL
Methane	4,5	g	Undefined	IVL
Ammonia	0,18	g	Undefined	IVL
Carbon dioxide	24	kg	Undefined	IVL and NTM
Sulfur dioxide	29,8	mg	Undefined	IVL and NTM
Cadmium	74,6	µg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Copper	12,7	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Chromium	0,373	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Nickel	0,522	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Selenium	74,6	µg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Zinc	7,46	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Benzene	1,8	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
Toluene	0,756	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
Xylene	0,756	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	2,85	g	Undefined	IVL and Ecoinvent

## Emissions to water

## Emissions to soil

## Final waste flows

## Non material emissions

## Social issues

## Economic issues

## Waste to treatment

## Input parameters

## Calculated parameters

*Biogas 2, s. 2*

## Process

Category type Transport  
 Process identifier SIKXXXXX10913200022  
 Type Unit process  
 Process name Excavation, grävlastare (70 kW)  
 Status To be revised  
 Time period 2000-2004  
 Geography Europe, Western  
 Technology Unspecified  
 Representativeness Unspecified  
 Multiple output allocation Unspecified  
 Substitution allocation Unspecified  
 Cut off rules Unspecified  
 Capital goods Unspecified  
 Boundary with nature Unspecified  
 Infrastructure No  
 Date 2006-05-31  
 Record Karin Andersson  
 Generator Karin Andersson  
 Literature references Persson and Kindbom (1999)

NTM

COPERT III

Life Cycle Inventories of Transport Services/2003/Spielmann M.

Life Cycle Inventories of Building Products/2003/Kellenberger D.

Collection method Studies of available emission factors

Data treatment

Verification

Comment

Included processes: Production of grävlastare, use of diesel, the most common emissions to air due to diesel combustion and more rough quantification of emissions of heavy metals, aromatics and PAH. Indata has been compiled and calculated in Karins Excel-file Emissionsfaktorer, arbetsmaskiner.xls.

Allocation rules

System description

Products

Excavation, grävlastare (70 kW)	1 hr	100 not defined	Building equip
---------------------------------	------	-----------------	----------------

Avoided products

Resources

Materials/fuels

Diesel production with net energy (LCA) 101	MJ	Undefined
---	----	-----------

Bilaga 2, s. 3

Hydraulic digger/RER/I U 0,0001 p Undefined

## Electricity/heat

## Emissions to air

Carbon monoxide	140	g	Undefined	IVL
NMVOC, non-methane volatile organic c	36,4	g	Undefined	IVL
Nitrogen oxides	232	g	Undefined	IVL
Particulates	11,2	g	Undefined	IVL
Dinitrogen monoxide	9,8	g	Undefined	IVL
Methane	1,4	g	Undefined	IVL
Ammonia	0,056	g	Undefined	IVL
Carbon dioxide	7,45	kg	Undefined	IVL and NTM
Sulfur dioxide	9,28	mg	Undefined	IVL and NTM
Cadmium	23,2	µg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Copper	3,95	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Chromium	0,116	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Nickel	0,162	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Selenium	23,2	µg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Zinc	2,32	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Benzene	0,718	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
Toluene	0,302	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
Xylene	0,302	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	1,15	g	Undefined	IVL and Ecoinvent

## Emissions to water

## Emissions to soil

## Final waste flows

## Non material emissions

## Social issues

## Economic issues

## Waste to treatment

## Input parameters

## Calculated parameters

*Biaga 2, s. 4*

## Process

Category type Transport  
 Process identifier SIKXXXXX10913200023  
 Type Unit process  
 Process name Excavation, dumper (180 kW)  
 Status To be revised  
 Time period 2000-2004  
 Geography Europe, Western  
 Technology Unspecified  
 Representativeness Unspecified  
 Multiple output allocation Unspecified  
 Substitution allocation Unspecified  
 Cut off rules Unspecified  
 Capital goods Unspecified  
 Boundary with nature Unspecified  
 Infrastructure No  
 Date 2006-05-31  
 Record Karin Andersson  
 Generator Karin Andersson  
 Literature references Persson and Kindborn (1999)

NTM

COPERT III

Life Cycle Inventories of Transport Services/2003/Spielmann M.

Collection method Studies of available emission factors

Data treatment

Verification

Comment

Included processes: Production of dumper (approximated as Ecoinvent's building machine), use of diesel, the most common emissions to air due to diesel combustion and more rough quantification of emissions of heavy metals, aromatics and PAH. Indata has been compiled and calculated in Karins Excel-file Emissionsfaktorer, arbetsmaskiner.xls.

Allocation rules

System description

Products

Excavation, dumper (180 kW)	1 hr	100 not defined	Building equip
-----------------------------	------	-----------------	----------------

Avoided products

Resources

Materials/fuels

Diesel production with net energy (LCAI 259	MJ	Undefined
Building machine/RER/1 U	p	Undefined

Assuming a life time of 10 000 hr.

Bilaga 2, s. 5



## Electricity/heat

Emissions to air				
Carbon monoxide	252	g	Undefined	IVL
NM VOC, non-methane volatile organic c	72	g	Undefined	IVL
Nitrogen oxides	504	g	Undefined	IVL
Particulates	14,4	g	Undefined	IVL
Dinitrogen monoxide	25,2	g	Undefined	IVL
Methane	3,6	g	Undefined	IVL
Ammonia	0,144	g	Undefined	IVL
Carbon dioxide	19,2	kg	Undefined	IVL and NTM
Sulfur dioxide	23,9	mg	Undefined	IVL and NTM
Cadmium	59,7	µg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Copper	10,1	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Chromium	0,298	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Nickel	0,418	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Selenium	59,7	µg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Zinc	5,97	mg	Undefined	IVL, NTM and Copert III
Benzene	1,44	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
Toluene	0,605	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
Xylene	0,605	g	Undefined	IVL and Ecoinvent
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	2,28	g	Undefined	IVL and Ecoinvent

## Emissions to water

## Emissions to soil

## Final waste flows

## Non material emissions

## Social issues

## Economic issues

## Waste to treatment

## Input parameters

## Calculated parameters

## Process

Category type Transport  
 Process identifier StXXXXXX10913200019  
 Type Unit process  
 Process name operation, heavy lorry with trailer, full, long distance, Euro 3, MK1  
 Status  
 Time period 2005-2009  
 Geography Unspecified  
 Technology Unspecified  
 Representativeness Unspecified  
 Multiple output allocation Unspecified  
 Substitution allocation Unspecified  
 Cut off rules Unspecified  
 Capital goods Unspecified  
 Boundary with nature Unspecified  
 Infrastructure No  
 Date 2006-05-30  
 Record Karin Andersson  
 Generator Karin Andersson  
 Literature references NTM

Life Cycle Inventories of Transport Services/2003/Spielmann M.

COPERT III

Collection method Studies of available emission factors  
 Data treatment When possible, adjustment to Swedish conditions. The aim was to combine Swedish data for common emissions to air with data for substances contributing to toxicity.  
 Verification  
 Comment Included processes: Use of diesel, emissions due to combustion of diesel, wear of tires and brake lines plus road abrasion. Indata has been compiled and calculated in Karins Excel-file Transporter/Jämförelse av olika datakällor.xls.  
 Allocation rules  
 System description

Products  
 Operation, full lorry 26/40t, Euro 3, MK1      1 km      100 not defined      Road/Operatix Sweden

Avoided products

Resources

Materials/fuels  
 Diesel production with net energy (LCA) 12,3      MJ      Undefined      NTM

Electricity/heat

Emissions to air

*Biлага 3, s. 1*

Carbon dioxide, fossil	910	g	Undefined	NTM
Nitrogen oxides	5,6	g	Undefined	NTM
NMVOOC, non-methane volatile organic c	0,428	g	Undefined	NTM och Ecoinvent
Methane	10,9	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Benzene	8,65	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Toluene	3,64	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Xylene	3,64	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Particulates	91,0	mg	Undefined	NTM
Particulates, < 2.5 um	30	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, brake line wear and road abrasion)
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	70,8	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, brake line wear and road abrasion)
Particulates, > 10 um	424	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, brake line wear and road abrasion)
Carbon monoxide	0,805	g	Undefined	NTM
Sulfur dioxide	1,13	mg	Undefined	NTM
Cadmium	2,84	µg	Undefined	Copert III and NTM
Copper	0,482	mg	Undefined	Copert III and NTM
Chromium	14,2	µg	Undefined	Copert III and NTM
Nickel	19,8	µg	Undefined	Copert III and NTM
Selenium	2,84	µg	Undefined	Copert III and NTM
Zinc	0,284	mg	Undefined	Copert III and NTM
Cadmium	4,21	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Copper	63,1	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Chromium	37,9	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Nickel	33,7	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Zinc	3,38	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Lead	21,0	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
PAH, cancerogenic	32,81	µg	Undefined	Copert III
PAH, others	209,05	µg	Undefined	Copert III
Furan	7,9	µg	Undefined	Copert III
Emissions to water				
Cadmium, ion	12,9	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Cd)
Copper, ion	0,193	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Cu)
Chromium, ion	0,116	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Cr)
Nickel, ion	0,103	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Ni)
Zinc, ion	10,4	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Zn)
Lead	64,5	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Pb)
Emissions to soil				
Cadmium	12,9	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Copper	0,193	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Chromium	0,116	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Nickel	0,103	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Zinc	10,4	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Lead	64,5	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Final waste flows				
Non material emissions				
Social issues				

*Bilagor 3, 5, 2*

## Process

Category type Transport  
 Process identifier SIKXXXXX10913200018  
 Type Unit process  
 Process name operation, heavy lorry with trailer, empty, long distance, Euro 3, MK1  
 Status  
 Time period 2005-2009  
 Geography Unspecified  
 Technology Unspecified  
 Representativeness Unspecified  
 Multiple output allocation Unspecified  
 Substitution allocation Unspecified  
 Cut off rules Unspecified  
 Capital goods Unspecified  
 Boundary with nature Unspecified  
 Infrastructure No  
 Date 2006-05-30  
 Record Karin Andersson  
 Generator Karin Andersson  
 Literature references NTM

Life Cycle Inventories of Transport Services/2003/Spielmann M.

COPERT III

Collection method Studies of available emission factors  
 Data treatment When possible, adjustment to Swedish conditions. The aim was to combine Swedish data for common emissions to air with data for substances contributing to toxicity.  
 Verification  
 Comment Included processes: Use of diesel, emissions due to combustion of diesel, wear of tires and brake lines plus road abrasion. Indata has been compiled and calculated in Karins Excel-file TransporterJämförelse av olika datakällor.xls.  
 Allocation rules  
 System description

Products  
 Operation, empty lorry 26/40t, Euro 3, M 1 km 100 not defined Road/Operatix Sweden

Avoided products

Resources

Materials/fuels  
 Diesel production with net energy (LCA) 8,62 MJ Undefined NTM

Electricity/heat

Emissions to air

*Biлага 3, s. 3*

Carbon dioxide, fossil	637	g	Undefined	NTM
Nitrogen oxides	3,92	g	Undefined	NTM
NM VOC, non-methane volatile organic c	0,300	g	Undefined	NTM och Ecoinvent
Methane	7,64	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Benzene	6,05	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Toluene	2,55	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Xylene	2,55	mg	Undefined	Ecoinvent och NTM
Particulates	63,7	mg	Undefined	NTM
Particulates, < 2.5 um	30	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, brake line wear and road abrasion)
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	70,8	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, brake line wear and road abrasion)
Particulates, > 10 um	424	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, brake line wear and road abrasion)
Carbon monoxide	0,564	g	Undefined	NTM
Sulfur dioxide	0,793	mg	Undefined	NTM
Cadmium	1,98	µg	Undefined	Copert III and NTM
Copper	0,337	mg	Undefined	Copert III and NTM
Chromium	9,92	µg	Undefined	Copert III and NTM
Nickel	13,9	µg	Undefined	Copert III and NTM
Selenium	1,98	µg	Undefined	Copert III and NTM
Zinc	0,198	mg	Undefined	Copert III and NTM
Cadmium	4,21	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Copper	63,1	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Chromium	37,9	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Nickel	33,7	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Zinc	3,38	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Lead	21,0	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
PAH, cancerogenic	32,81	µg	Undefined	Copert III
PAH, others	209,05	µg	Undefined	Copert III
Furan	7,9	pg	Undefined	Copert III
Emissions to water				
Cadmium, ion	12,9	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Cd)
Copper, ion	0,193	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Cu)
Chromium, ion	0,116	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Cr)
Nickel, ion	0,103	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Ni)
Zinc, ion	10,4	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Zn)
Lead	64,5	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear, Pb)
Emissions to soil				
Cadmium	12,9	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Copper	0,193	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Chromium	0,116	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Nickel	0,103	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Zinc	10,4	mg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Lead	64,5	µg	Undefined	Ecoinvent (tyre wear)
Final waste flows				
Non material emissions				
Social issues				

## Process

Category type	Transport
Process identifier	SIKXXXXX10913200033
Type	
Process name	
Status	
Time period	Unspecified
Geography	Unspecified
Technology	Unspecified
Representativeness	Unspecified
Multiple output allocation	Unspecified
Substitution allocation	Unspecified
Cut off rules	Unspecified
Capital goods	Unspecified
Boundary with nature	Unspecified
Infrastructure	No
Date	2006-06-08
Record	Karin Andersson
Generator	Karin Andersson
Literature references	Life Cycle Inventories of Transport Services/2003/Spielmann M.

## Collection method

Data treatment

Verification

Comment

Included within system boundaries: operation of lorry (KA data) plus production, maintenance and disposal of lorry (Ecoinvent data).

Allocation rules

System description

## Products

Transport, full lorry 26/40t, Euro 3, MK1	1 km	100 not defined	Road
---	------	-----------------	------

## Avoided products

## Resources

## Materials/fuels

Operation, full lorry 26/40t, Euro 3, MK1	1	km	Undefined
Lorry 40t/RER/I U	1,85E-6	p	Undefined
Maintenance, lorry 40t/CH/I U	1,85E-6	p	Undefined

Assuming a life of 540 000 km.  
Assuming a life of 540 000 km.

## Electricity/heat

## Emissions to air

## Emissions to water

Emissions to soil

Final waste flows

Non material emissions

Social issues

Economic issues

Waste to treatment  
Disposal, lorry 40/CH/I U

1,85E-6

p

Undefined

Input parameters

Calculated parameters

*Bilagga 3, s. 6*

## Process

Category type	Transport
Process identifier	SIKXXXXX10913200032
Type	
Process name	
Status	
Time period	Unspecified
Geography	Unspecified
Technology	Unspecified
Representativeness	Unspecified
Multiple output allocation	Unspecified
Substitution allocation	Unspecified
Cut off rules	Unspecified
Capital goods	Unspecified
Boundary with nature	Unspecified
Infrastructure	No
Date	2006-06-08
Record	Karin Andersson
Generator	Karin Andersson
Literature references	Life Cycle Inventories of Transport Services/2003/Spielmann M.

## Collection method

Data treatment

Verification

Comment

Included within system boundaries: operation of lorry (KA data) plus production, maintenance and disposal of lorry (Ecoinvent data).

Allocation rules

System description

## Products

Transport, empty lorry 26/40t, Euro 3, M	1 km	100 not defined	Road
--	------	-----------------	------

## Avoided products

## Resources

## Materials/fuels

Operation, empty lorry 26/40t, Euro 3, M 1	km	Undefined	
Lorry 40t/RER/I U	1,85E-6	p	Undefined
Maintenance, lorry 40t/CH/I U	1,85E-6	p	Undefined

Assuming a life of 540 000 km.  
Assuming a life of 540 000 km.

## Electricity/heat

## Emissions to air

## Emissions to water



Emissions to soil

Final waste flows

Non material emissions

Social issues

Economic issues

Waste to treatment  
Disposal, lorry 40t/CH/I U

1,85E-6

p

Undefined

Input parameters

Calculated parameters

*Bilagor 3, 5, 8*



**Karakteriseringsfaktorer beräknade enligt EDIP (ekvivalensfaktorer)**

**MILJÖ**

**1. För primär belastning till vatten och ev. luft.**

Ämnesgrupp	em. till luft		em. till vatten		em. till mark	
	EF etwc	EF etsc	EF etwc	EF etsc	EF etwc	EF etsc
C5-C8 alifater	1,3	0,1	1,3	0,1	1,3	0,1
C8-C10 alifater	1,3	0,0056	1,3	0,0056	1,3	0,0056
C10-C12 alifater	0,8	0,0004	0,8	0,0004	0,8	0,0004
C12-C16 alifater	0,8	2,1E-05	0,8	2,1E-05	0,8	2,1E-05
C16-C35 alifater	0,8	1,1E-05	0,8	1,1E-05	0,8	1,1E-05
bensen	4,0	6,1	4,0	6,1	4,0	6,1
TEX	1,3	0,7	1,3	0,7	1,3	0,7
C8-C10 aromater	1,3	0,1	1,3	0,1	1,3	0,1
C10-C35 aromater	3,3	0,2	3,3	0,2	3,3	0,2
PAH canc.	4000	0,7	20000	0,0	0,0	0,9
PAH övriga	100	2,7	500	0,0	0,0	3,3

**2. För sekundär belastning till vatten, luft och mark**

**Ekvivalensfaktorer**

**em. till luft**

**EMISSIONER TILL LUFT**

**EF etwc EF etsc**

Ammonia	0,04	
Chromium		
Benzene, ethyl-toluene	4	1,5
xylene	4	3,9
t-Butyl methyl ether	4	1,9
Phenol, pentachloro-	0,14	0,98
Polychlorinated biphenyls	200	17
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	100000	27
Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified	490	2,5
Hydrocarbons, aromatic	1,0	0,016
Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated	2,3	0,144
	1,0	0,016

**em. till vatten**

**EF etwc EF etsc**

**EMISSIONER TILL VATTEN**

Oils, unspecified	7,1	0,16
Ammonium, ion	0,04	
Tin, ion		
Hydrocarbons, aromatic	2,3	0,14
Hydrocarbons, unspecified	1,0	0,016
Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified	1,0	0,016
Benzene, ethyl-	4	1,5
Chromium		
Chromium, ion		
Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated	1,0	0,016
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	2450	0
t-Butyl methyl ether	0,7	0
Tributyltin compounds	62500	0
Cyanide	40	84
Phenol	50	0

**em. till mark**

**EF etwc EF etsc**

**EMISSIONER TILL MARK**

Oils, unspecified	1,4	0,17
Chromium		
Metribuzin	0	6200
Metolachlor	0	180
Chlorothalonil	0	6900
Linuron	0	180
Mancozeb	0	6200

# Miljöprestanda och samhällsekonomi för saneringsmetoder

RAPPORT 5793

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-5793-0  
ISSN 0282-7298

Sanering av förorenad mark har studerats med avseende på utvärdering av risk, miljöprestanda och samhällsekonomi i ett livscykelperspektiv. Syftet har varit att ge underlag till beslut i samband med sanering av förorenad mark, särskilt beslut rörande val av saneringsmetod och ambitionsnivå. För denna beslutssituation har en modell för utvärdering av saneringsmetoder utvecklats. Modellen hanterar risk, miljöprestanda och samhällsekonomi. Modellen har testats i en fallstudie av sanering efter en bensinstation/oljedepå/omlastningsstation.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

**Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering** samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.