



# rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

## Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment

Malin Ribbenhed, Camilla Wolf-Watz, Mats Almemark,  
Anna Palm, John Sternbeck

B 1476

Stockholm, juni 2002



<b>Organisation/Organization</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	<b>RAPPORTSAMMANFATTNING</b> <b>Report Summary</b>
<b>Adress/address</b> Box 21060 100 31 Stockholm	<b>Projekttitel/Project title</b>
<b>Telefonnr/Telephone</b> 08-598 563 00	<b>Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor</b>  Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande, Formas
<b>Rapportförfattare/author</b> Malin Ribbenhed, Camilla Wolf-Watz, Mats Almemark, Anna Palm, John Sternbeck,	
<b>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report</b> Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment Life cycle assessment of remediation technologies for contaminated soil and sediment	
<b>Sammanfattning/Summary</b> I denna studie tillämpas livscykelanalysmetodik (LCA) på olika marksaneringsmetoder. Med denna metodik beaktas livscykeln för en saneringsåtgärd av förorenad jord och sediment, d v s miljöpåverkan i form av resursuttag och emissioner under arbetet. De övergripande målen med projektet är dels att utvärdera i vilket/vilka steg den stora miljöbelastningen (s k hot-spots) föreligger för respektive metod, dels att bedöma om olika metoder kan jämföras med varandra utifrån ett helhetsperspektiv. Målet är dessutom att illustrera en metodikansats för toxicitetsbedömning av marksaneringsåtgärder.  Tre tekniker för rening av jord (termisk avdrivning, bioslurry och jordtvätt) och två tekniker för rening av sediment (bioslurry och elektrokemisk dialys inklusive torkning) studeras. De parametrar som analyseras är växthuseffekt, försurningspotential, bildning av marknära ozon, eutrofieringspotential, energianvändning samt reningseffektivitet. Dessutom analyseras eko- och humantoxicitet i metodikansatsen för toxicitetsbedömningen.	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords</b> livscykelanalys, LCA, marksanering, förorenad jord, förorenat sediment, miljöpåverkan, toxicitet	
<b>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data</b> IVL Rapport/report B1476	
<b>Beställningsadress för rapporten/Ordering address</b> IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: <a href="mailto:publicationservice@ivl.se">publicationservice@ivl.se</a> , eller på <a href="http://www.ivl.se">www.ivl.se</a>	

## Förord

I föreliggande rapport redogörs för en studie där livscykelanalysmetodik har tillämpats på fyra olika marksaneringstekniker för att utvärdera deras totala miljöpåverkan vid en reningsinsats av jord respektive sediment från ett förorenat område. Vidare görs i studien en ansats för att även bedöma human- och ekotoxisk påverkan.

Studien är finansierad av Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande, Formas.

Projektgruppen har utgjorts av följande personer:

Malin Ribbenhed	Livscykelanalys, LCA
Camilla Wolf-Watz	Livscykelanalys, LCA
Mats Almemark	Livscykelanalys, LCA
Anna Palm	Utvärdering av human- och ekotoxicitet
John Sternbeck	Utvärdering av human- och ekotoxicitet

**Innehållsförteckning**

1. Inledning.....	11
1.1 Bakgrund och syfte.....	11
1.2 Övergripande mål.....	12
2. Vad är LCA?.....	12
2.1 Allmänt.....	12
2.2 LCA-metodik.....	13
3. Analyserade marksaneringstekniker.....	15
3.1 Termisk avdrivning.....	16
3.2 Bioslurry.....	16
3.3 Elektrokemisk dialys inklusive torkning.....	16
3.4 Jordtvätt.....	17
3.5 Sammanfattning tekniker.....	17
4. Genomförande.....	18
5. Analyserade parametrar.....	18
6. Målbeskrivning och omfattning.....	19
6.1 Målbeskrivning.....	19
6.1.1 Funktionell enhet.....	20
6.1.2 System och systemgränser.....	20
6.1.2.1 Systemomfattning.....	20
6.1.2.2 Avgränsningar mot produktionskapital och personal.....	21
6.1.2.3 Avgränsningar mot natursystem.....	21
6.1.2.4 Geografiska avgränsningar.....	21
7. Metodik.....	22
7.1 Allmänt.....	22
7.2 Inventering.....	22
7.2.1 Allmänt.....	22
7.2.2 Bioslurry.....	23
7.2.3 Dataluckor.....	23
7.2.4 Datakällor.....	24
7.3 Miljöpåverkansbedömning.....	24
7.3.1 Klassificering.....	24
7.3.2 Karakterisering.....	24
8. Inventeringsresultat.....	25

9. Toxicitet.....	25
9.1 Grundläggande metodik.....	26
9.1.1 Beräkning av toxicitetspotentialer och påverkansfaktorer.....	26
9.1.2 Val av ämnen .....	28
9.1.3 Normaliseringsprocesser.....	29
9.1.4 Transporter.....	30
10 Resultat.....	31
10.1 Resultat för respektive saneringsteknik.....	31
10.1.1 Termisk avdrivning.....	32
10.1.1.1 Jord.....	32
10.1.1.2 Lerhaltig jord.....	35
10.1.1.3 Sammanfattande resultat - termisk avdrivning.....	36
10.1.2 Bioslurry .....	37
10.1.2.1 Jord.....	37
10.1.2.2 Sediment.....	40
10.1.2.3 Sammanfattande resultat - bioslurry .....	41
10.1.3 Elektrokemisk dialys inklusive tork.....	41
10.1.3.1 Sediment.....	41
10.1.3.2 Sammanfattande resultat – elektrokemisk dialys inkl torkning .....	44
10.1.4 Jordtvätt .....	45
10.1.4.1 Jord.....	45
10.1.4.2 Sammanfattande resultat - jordtvätt .....	48
10.1.5 Sammanfattning av bidragen till miljöpåverkan.....	49
10.1.5.1 Energi- och elanvändning.....	49
10.1.5.2 Utrustning.....	49
10.1.5.3 Kemikalier.....	49
10.1.5.4 Transport av utrustning och kemikalier .....	50
10.1.5.5 Transport av massorna till deponi .....	50
10.1.5.6 Transport av massorna till reningsanläggningar .....	50
10.2 Jämförelse mellan saneringsteknikerna.....	51
10.2.1 Växthuseffekt.....	51
10.2.1.1 Jord.....	51
10.2.1.2 Sediment.....	52
10.2.2 Förurning.....	52
10.2.2.1 Jord.....	52
10.2.2.2 Sediment.....	53
10.2.3 Eutrofiering.....	53
10.2.3.1 Jord.....	53
10.2.3.2 Sediment.....	54
10.2.4 Marknära ozon .....	54

10.2.4.1	Jord.....	54
10.2.4.2	Sediment.....	55
10.2.5	Energianvändning .....	55
10.2.5.1	Jord.....	55
10.2.5.2	Sediment.....	56
10.2.6	Human och ekotoxisk påverkan.....	56
10.2.6.1	Sanering av jord .....	56
10.2.6.2	Sanering av sediment .....	57
10.2.6.3	Transporter .....	58
10.2.7	Reningseffektivitet.....	59
10.2.7.1	Sammanfattning - reningseffektivitet.....	61
11.	Osäkerheter.....	61
11.1	Allmänt.....	61
11.2	Tekniker för rening av jord .....	62
11.2.1	Osäkerheter i metoden termisk avdrivning.....	62
11.2.2	Osäkerheter bioslurrymetoden.....	62
11.2.3	Osäkerheter i metoden jordtvätt.....	63
11.3	Tekniker för rening av sediment .....	63
11.3.1	Osäkerheter i metoden bioslurry.....	63
11.3.2	Osäkerheter i metoden elektrodialys inklusive torkning .....	63
11.4	Osäkerheter toxicitet .....	64
11.5	Användning av resultaten.....	65
12.	Diskussion .....	65
13.	Slutsatser .....	69
14.	Framtida studier.....	71
15.	Referenser.....	72
	Bilageförteckning.....	75
	Bilaga A Förenklade flödesmodeller över marksaneringsteknikerna	
	Bilaga B Sammanställning över systemomfattning samt dataluckor	
	Bilaga C Inventering - datakällor	
	Bilaga D Inventeringsresultat	
	Bilaga E Toxicitetspotentialer enligt Huijbregts et al. (2000a)	
	Bilaga F Resultat för scenarioutvärderingen	

## Sammanfattning

En mängd olika tekniker finns idag för sanering av förorenad jord och sediment och olika studier har gjorts för att undersöka vilka tekniker som är lämpliga för att avlägsna organiska och/eller oorganiska föreningar. För att jämföra olika saneringstekniker använder man sig idag vanligen av grad av föroreningsreduktion.

Vid en helhetsbedömning av en saneringsåtgärd ur miljösynpunkt räcker det dock inte att titta på reningseffektiviteten utan hänsyn måste även tas till hur stor miljöpåverkan själva reningsinsatsen har. Livscykelanalys (LCA) är en metodik som har utvecklats för att studera miljöpåverkan från produkter och tjänster ur ett livscykelperspektiv.

Syftet med detta projekt är att tillämpa livscykelanalysmetodik (LCA) på olika marksaneringsmetoder. Med denna metodik beaktas livscykeln för en saneringsåtgärd av förorenad jord och sediment, d v s miljöpåverkan i form av resursförbrukning och emissioner under arbetet. De övergripande målen med projektet är dels att utvärdera i vilket/vilka steg den stora miljöbelastningen (s k hot-spots) föreligger för respektive metod, dels att bedöma om olika metoder kan jämföras med varandra utifrån ett helhetsperspektiv. Målet är dessutom att illustrera en metodikansats för toxicitetsbedömning av marksaneringsåtgärder.

Vid val av studerade saneringstekniker har vi utgått från ett utvecklingsprojekt i vilket olika saneringstekniker, som behandlade samma typ av jord, lera och sediment, har jämförts. Tre tekniker för rening av jord och två tekniker för rening av sediment studeras:

- Termisk avdrivning (jord)
- Bioslurry (jord respektive sediment)
- Jordtvätt (jord)
- Elektrokemisk dialys inklusive torkning (sediment)

I projektet har en LCA-modell för var och en av de studerade teknikerna upprättats. För respektive saneringsteknik har sedan material- och energiflöden "från vaggan till graven" inventerats enligt konventionell LCA-metodik. Den funktionella enhet i denna studie är satt till *1 ton torrs substans* i jorden eller sedimentet som går in till behandling i respektive marksanerings teknik, d v s 1 ton torrs substans efter förbehandling.

De parametrar som har analyserats är:

- Växthuseffekt
- Förurningspotential
- Eutrofieringspotential
- Bildning av marknära ozon
- Energianvändning

- Reningseffektivitet

I den metodik för att inkludera toxicitetsaspekten vid LCA-utvärdering av marksaneringsmetoder som illustreras analyseras:

- Ekotoxicitet
- Humantoxicitet

Föreliggande studie visar att det går att tillämpa LCA-metodik för att utvärdera saneringsteknikers miljöpåverkan ur ett livscykelperspektiv. Med hjälp av LCA kan miljöpåverkan från själva reningsinsatsen analyseras, d v s miljöprestanda erhållas för respektive saneringsteknik. Därmed skulle även hot-spots kunna belysas innan ett projekt startar vilket gör att viss miljöpåverkan eventuellt kan undvikas eller åtminstone minskas. Generellt sett kan resultaten användas för att få en uppfattning om vad som är smått respektive stort vad gäller miljöpåverkan för respektive metod. Vid en jämförelse är det viktigt att komma ihåg att det är *pilotförsök* i ett specifikt utvecklingsprojekt som har studerats. Att det är pilotprojekt medför vidare att delvis andra förhållanden och betingelser rådde än om massorna hade behandlats i en fullskaleanläggning idag samt att insamlandet av information/data försvårats.

Den metodik för att inkludera toxicitetsaspekter vid LCA-utvärdering av marksaneringstekniker som har illustrerats i denna studie är enkel att använda förutsatt att beräknade toxicitetspotentialer finns framtagna. Då toxicitetsstudien har begränsats till ett fåtal ämnen (9 stycken) innebär den inte någon fullständig toxicitetsutvärdering vilket medför att det är svårt att dra slutsatser angående toxisk påverkan. Utifrån de avgränsningar, antaganden och osäkerheter som gäller för de utvärderade *pilotförsöken* tycks dock termisk avdrivning vara den metod som har minst toxisk påverkan med avseende på de 9 studerade ämnena medan jordtvätt har störst toxisk påverkan. För de båda metoderna för rening av sediment, d v s bioslurry och elektrokemisk dialys inkl torkning, tycks den toxiska påverkan vara i samma storleksordning.

Med de avgränsningar och antaganden som gjorts i denna studie erhålls följande resultat för de *pilotförsök* som utvärderats:

- Den största miljöpåverkan härrör från energi- och/eller elanvändningen samt, i de fall försöken utfördes på annan plats, från transport av massorna till anläggningarna. Även miljöpåverkan från utrustningen, i första hand stål, samt kemikalier är signifikant. Däremot är miljöpåverkan från transport av insatsvarorna försumbar.
- Vad gäller tekniker för rening av jord är termisk avdrivning den metod som uppnår störst rening m a p organiska ämnen, Cd och Hg *men* metoden har störst påverkan på växthuseffekten och eutrofieringspotentialen. Vidare indikerar resultaten att



termisk avdrivning även har högst försurningspotential. Vad gäller reningseffektivitet är termisk avdrivning den enda metod som uppnår reningsvärden under Naturvårdsverkets värde för känslig markanvändning för såväl PAH som Hg.

Jordtvätt har lägst miljöpåverkan, vad gäller växthuseffekt, försurnings- och eutrofieringspotential samt bildning av marknära ozon, *men* den behandlade jorden är minst renad m a p organiska ämnen, Cd och Hg.

I bioslurrymetoden används mest energi. Vidare indikerar resultaten att bioslurry har högst påverkan på bildning av marknära ozon. Metoden uppnår betydligt större rening än jordtvätt men mindre än termisk avdrivning.

- Vad gäller metoder för rening av sediment visar resultaten att eutrofieringspotentialen är betydligt högre för metoden elektrokemisk dialys inkl tork än för bioslurrymetoden. Vidare indikerar resultaten att bildning av marknära ozon är i samma storleksordning för de båda metoderna men att växthuseffekten är något högre för elektrokemisk dialys medan försurningspotentialen är något högre för bioslurry. I metoden bioslurry används mer energi än i elektrokemisk dialys inkl tork. Vad gäller reningseffektivitet uppnår bioslurry en högre rening m a p organiska ämnen, Cd och Hg.

## **Abstract**

Numerous technologies for remediation of contaminated soil and sediments exist nowadays and different studies have been performed to investigate which technologies are most appropriate for remediation of organic and/or inorganic substances. When comparing different remedial technologies today, the degree of contaminant reduction is usually used as criteria.

For a comprehensive assessment of a remedial technology, additional criteria to the degree of contaminant reduction should be taken into account. Also, the environmental impact from the remediation process itself has to be considered. Life Cycle Assessment (LCA) is a methodology developed to study the environmental impact of products and services from a life cycle perspective.

The purpose of this study is to apply Life Cycle Assessment methodology to different remedial technologies. Using this methodology, the life cycle of a remedial technology is considered, that is to say the resource consumption and emissions of the activities during the work. The main objectives of the study are to evaluate in which stages of a remedial process the large environmental impact occurs (so called hot-spots) for the respective method studied and also to evaluate whether it is possible to compare different technologies with each other in a life cycle perspective. The goal is also to illustrate a methodology for evaluating the toxic impact of remedial technologies.

When choosing technologies to be included in the study, a developing project in which different remedial technologies have been compared has been used as base. Three technologies for remediation of contaminated soils and two technologies for remediation of contaminated sediments have been studied:

- Thermal desorption (treatment of soil)
- Bioslurry (treatment of soil and sediment)
- Soil washing (treatment of soil)
- Electrochemical dialysis including drying (treatment of sediment)

An LCA-model has been established for each technology studied and material and energy flows from “cradle-to-grave” for each method have been inventoried by conventional LCA methodology. The functional unit of the system is 1000 kg of dry soil/sediment into treatment, i.e. 1000 kg after pre-treatment.

The following parameters have been analysed:

- Global warming potential
- Acidifying potential
- Eutrophication potential
- Ozone-creating potential

- Energy consumption
- Remediation efficiency

In addition, the following parameters have been analysed in the illustrated method for assessment of toxicity:

- Eco toxicity
- Human toxicity

The study shows that it is possible to apply LCA methodology to evaluate the environmental impact of a remedial technology in a life cycle perspective. By using LCA the environmental impact of the remediation process itself could be analysed, i.e. the environmental performance could be assessed for the respective technology. Consequently, hot-spots could be illustrated before a remediation project is started and environmental impact could therefore possibly be avoided or at least decreased. Generally, the results could be used to estimate what stages that are most significant from an environmental point of view of each technology. When comparing the technologies, it is important to be aware that it is the performance of pilot technologies in a specific developing project that have been studied. The conditions would partly be different if all of the treatment would have been performed in a full scale facility today.

The methodology illustrated for including toxicity aspects when applying LCA on remedial technologies is simple to use provided that toxicity potentials are calculated. As no complete toxicity assessment has been performed (only 9 substances have been included), it is difficult to draw any conclusions regarding toxicity. However, with the used cut-off criteria, assumptions and uncertainties for the pilot technologies, the results indicate that thermal desorption has the least toxic impact with regard to the 9 studied substances whilst soil washing has largest toxic impact. The methods for remediation of sediment, i.e. bioslurry and electro dialysis including drying, seem to have almost the same toxic impact with regard to the 9 studied substances.

With the cut-off criteria and assumptions used in this study the result for the *pilot technologies* evaluated is as follows:

- The largest environmental impact is caused by the energy and/or electricity consumption and by the transportation of the material in the case where treatment of the material takes place off site. The environmental impact from manufacturing of the equipment, on the first hand steel, and chemicals are also significant. On the other hand, the impact from transportation of equipment and chemicals are negligible.
- Regarding soil remedial technologies, thermal desorption achieves the largest degree of contaminant reduction with regard to organic substances, Cd och Hg *but* the method has the largest global warming potential and eutrofication potential. Furthermore, the result indicates that thermal desorption also has highest acidifying potential. Regarding degree of contaminant reduction, thermal desorption is the only method that achieves residual

concentrations less than the Swedish EPA values for sensitive land use (KM) for PAH as well as Hg.

Soil washing has the lowest impact regarding global warming, acidifying, eutrophication and ozone-creating potential *but* the treated soil is less remediated with regard to organic substances, Cd och Hg.

The ozone-creating potential is highest for bioslurry. Furthermore, bioslurry technology uses the most energy. The method achieves a considerably higher degree of contaminant reduction than soil washing but less than thermal desorption.

- Regarding sediment remedial technologies, electrochemical dialysis including drying has a higher eutrophication potential than bioslurry. The results indicate that the ozone-creating potential is of the same magnitude for the both methods. The global warming potential is higher for electrochemical dialysis including drying than for bioslurry, whilst the acidifying potential is higher for bioslurry. In the bioslurry method more energy is used. The degree of contaminant reduction is higher for bioslurry with regard to organic substances, Cd och Hg.

# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund och syfte

En mängd olika tekniker finns idag för sanering av förorenad jord och sediment och många studier har gjorts för att undersöka och jämföra vilka tekniker som är lämpliga för att avlägsna organiska och/eller oorganiska föreningar. Idag används ofta grad av föroreningsreduktion för att jämföra olika saneringstekniker. Det är svårt att hitta andra kriterier för att objektivt kunna bedöma olika behandlingsmetoder. För att jämföra olika saneringstekniker krävs dock att den totala miljöpåverkan som uppstår vid en saneringsinsats analyseras. Somliga tekniker kräver stora energiinsatser medan andra kräver stora mängder vatten eller kemikalier. En teknik som ger en högre föroreningsreduktion än en annan behöver nödvändigtvis inte vara mindre miljöbelastande totalt sett. Det är också troligt att den renade jordens egenskaper i vissa fall försämras av reningen.

Vid en bedömning av huruvida en saneringsåtgärd är bättre ur miljösynpunkt än en annan krävs således att ett helhetsperspektiv används som inkluderar alla delsteg som insamling, transporter, sanering m m. Syftet med detta projekt är att tillämpa livscykelanalysmetodik (LCA) på olika marksaneringsmetoder. Med denna metodik beaktas livscykeln för en saneringsåtgärd av förorenad jord och sediment, dvs miljöpåverkan i form av resursuttag och emissioner, under saneringsarbetet.

LCA är idag ett allmänt accepterat och vetenskapligt förankrat verktyg som ger möjlighet att kunna göra jämförande analyser ur miljöperspektiv. LCA tar hänsyn till miljöpåverkan som uppstår under en produkts eller tjänsts livscykel - från "vaggan till graven".

Vidare beror inte ett saneringsresultat enbart av vilken teknik som används utan resultatet är även beroende av vilken sammansättning föroreningarna har, halt av föroreningar samt vilken typ av jord eller sediment det handlar om. Därav är det svårt att direkt jämföra saneringsresultat mellan olika saneringsinsatser. Därför har vi i föreliggande studie valt att utgå från en studie som har jämfört saneringstekniker på samma plats och som har behandlat samma typ av jord, lera och sediment. De tekniker som ingår i analysen utgår från de som omfattades av utvecklingsprojektet "Lyftkranen-teknikdemonstration för efterbehandling, ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment" (1999). Projektet var ett samarbete mellan Naturvårdsverket, Stockholms Gatu- och Fastighetskontor och Miljöteknikdelegationen med syfte att öka kunskap och sprida information om tillgängliga och potentiella efterbehandlingstekniker samt att stimulera teknikutveckling för efterbehandlingstekniker. Projektet resulterade bl a i en rapport som beskriver resultatet av en teknikdemonstration med sju olika behandlingstekniker på en föroreningsituation på kvarteret Lyftkranen i Stockholm. En

av flera slutsatser från projektet var att det är svårt att hitta objektiva kriterier utöver resthalter och grad av föroreningsreduktion för att jämföra olika behandlingsmetoder med varandra.

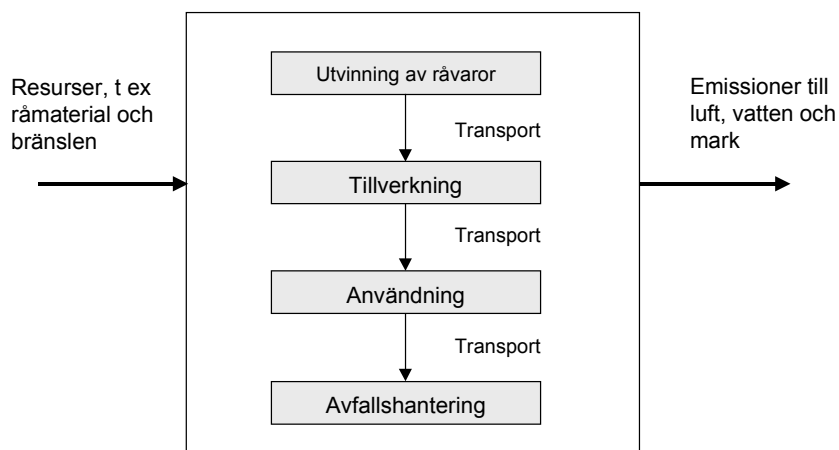
## 1.2 Övergripande mål

Det övergripande målet med projektet är att tillämpa LCA-metodik på olika marksaneringsmetoder, dels för att bedöma om olika metoder därmed kan jämföras med varandra utifrån ett helhetsperspektiv, dels för att utvärdera i vilket/vilka steg den stora miljöbelastningen föreligger för respektive metod.

## 2. Vad är LCA?

### 2.1 Allmänt

Förkortningen "LCA" står för Life Cycle Assessment, eller på svenska: Livscykelanalys. Det är en på systemanalys grundad metodik för att bedöma produkters<sup>1</sup> totala miljöpåverkan under sin livstid. Man studerar miljöpåverkan som är förknippad med den studerade produkten "från vaggan till graven", d v s från utvinning av råvaror, transporter, tillverkning, distribution, användning och avfallshantering. En livscykelanalys är alltså en kartläggning av miljöpåverkan och resursförbrukning för en produkts hela livscykel (se figur 1).



Figur 1. Principiell bild över en produkts livscykel

<sup>1</sup> Termen produkt avser både vara och tjänst.

Den största styrkan har LCA som verktyg för att skilja mellan stort och smått. Det kan handla om att identifiera vilken typ av miljöpåverkan som man kan ändra genom val av t ex teknik och material, och också klarlägga vad man inte kan ändra. Det kan också handla om att identifiera ett steg i en livscykel som svarar för det huvudsakliga bidraget till en viss typ av miljöpåverkan. T ex kan det visa sig att tillverkning av en speciell insatsvara till en produkt har lika stor miljöpåverkan som hela den övriga livscykeln tillsammans.

LCA används idag som underlag för både kortsiktiga och långsiktiga beslut och kan användas av såväl företag som offentliga myndigheter. LCA kan exempelvis användas:

- för att lära känna sin produkt eller sitt systems miljöegenskaper
- som jämförelse mellan olika alternativa produkter, processer etc
- som underlag för produktutveckling
- som stöd i miljöledningsarbetet
- som underlag för miljönyckeltal
- som underlag för miljökommunikation och marknadsföring
- som underlag för upphandling

Resultatet från en LCA kan bl a användas för att identifiera var man kan hitta de största miljöbelastningarna ("hot spots"). Utifrån detta kan man göra miljömässigt lämpliga förbättringar i en produkt eller i en process eller på annat sätt lägga tyngdpunkten i sitt arbete på de delar som är mest befogade ur miljösynpunkt.

## 2.2 LCA-metodik

LCA är inte *en* metod som det bara finns *ett* sätt att använda sig av. LCA är ett samlingsnamn för analyser som syftar till att beskriva en produkts eller tjänsts totala miljöpåverkan.

LCA har utvecklats under årens lopp. Genom insatser, inom framförallt SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), fick LCA –metodiken i början av 90-talet en bredd accepterad struktur och engelsk terminologi. ISO (International Organisation for Standardisation) har sedan byggt sitt arbete på detta och har till dags datum utvecklat fyra standarder för LCA, den s k ISO 14040-serien. Strukturen består av fyra olika steg enligt följande:

### 1. Definition av mål och omfattning (ISO 14041)

Här anges vilket syfte analysen har. Det finns inget allmängiltigt sätt att detaljutforma en LCA, utan den anpassas till det syfte den har. Därför är det viktigt att det framgår vilken fråga som skall besvaras och hur resultaten skall användas. Alla avgränsningar och antaganden som gjorts skall också anges. Dessutom skall man beskriva vilka faser i livscykeln man tagit med och vilka miljöeffekter som beaktas. Det är också viktigt att klart redovisa vad som *inte* ingår i analysen.

Definitionen av den *funktionella enheten*, d v s vad som studeras och som alla resultat hänförs till, skall också definieras.

### 2. Livscykelinventering (LCI) (ISO 14041)

I detta steg beräknas material- och energiflöden till och från det undersökta systemet. Det görs genom att man bestämmer alla material- och energiflöden mellan delarna som ingår i livscykeln, emissioner och avfall för alla processer och delsteg, vilka transporter som ingår och de resursflöden som är förknippade med dem etc.

Resultaten från en inventeringsanalys består av in- och utflödesdata som i sig är absoluta. Det kan röra sig om mycket stora datamängder. En inventeringsanalys är därför ofta svår att överblicka och tolka.

### 3. Miljöpåverkansbedömning (ISO 14042)

Miljöpåverkansbedömningen är i första hand en sammanställning och aggregering av resultaten från inventeringsanalysen. Presentationen skall vara överskådlig och beskriva potentiell miljöpåverkan på ett relevant sätt. Observera att det är *potentiell* miljöpåverkan som beskrivs och inte faktiska miljöeffekter.

Miljöpåverkansbedömningen är indelad i tre delar:

- **Klassificering:** Emissioner och resursflöden grupperas efter olika miljöpåverkans-kategorier. Alla typer av emissioner som kan bidra till exempelvis växthuseffekten grupperas under rubriken ”växthuseffekten” och alla typer av emissioner som bidrar till försurningen grupperas under rubriken ”försurning” etc. Således kan vissa ämnen eller emissioner bidra till flera olika miljöpåverkanskategorier samtidigt.



- **Karakterisering:** Karakteriseringen innebär att de olika bidragen till respektive miljöpåverkanskategori viktas så att man erhåller ett enda tal för respektive miljöpåverkanskategori. Exempelvis viktas utsläpp av koldioxid och metan, som listas under kategorin klimatpåverkan, till koldioxidekvivalenter. Därefter summeras ekvivalenterna. På så sätt erhålls ett kvantitativt mått på de miljöpåverkanskategorier som studeras.
- **Viktning:** I delsteget viktning (värdering) viktas de olika kategoribidragen från karakteriseringen samman till ett eller några få tal. Detta sker genom att använda värderingsmetoder, som utformats för att på något sätt fånga upp och beskriva hur samhället förväntas värdera de olika bidragen. Många LCA-studier stannar ofta vid den ”miljöpåverkansprofil” som ges av karakteriseringen. Syftet är då att låta användaren av studien matcha miljöpåverkansprofilen mot sina egna preferenser och värderingar, istället för att man redan i LCA:n gör denna viktning åt användaren.

#### 4. Resultattolkning (ISO 14043)

Tolkningen av resultaten från de övriga tre föregående faserna görs i relation till studiens mål och med hänsyn tagen till osäkerheter och avgränsningar.

### 3. Analyserade marksaneringstekniker

Som nämnts tidigare har denna studie utgått från de marksaneringstekniker som inkluderades i ”Lyftkranenprojektet”. Ett flertal av de företag som ingick har dock meddelat att de har utvecklat andra tekniker som är bättre och mer aktuella än de som prövades vid Lyftkranen. För att få så jämförbara resultat som möjligt har vi ändå valt att i föreliggande studie använda oss av de tekniker och de resultat som man fick fram just vid Lyftkranen. En diskussion förs dock om förväntade skillnader i resultat om försöken utförts i en fullskaleanläggning idag.

I Lyftkranenprojektet deltog åtta olika företagsgrupper med sju olika reningsmetoder. De behandlingstekniker som demonstrerades var:

- Termisk avdrivning
- Termisk avdrivning med vattenångsdestillation
- Kemisk lakning
- Bioslurry
- Jordtvätt
- Elektrokemisk dialys (+ tork)
- In situ geooxidation

Av dessa åtta företagsgrupper och tekniker har det visat sig att några har avslutat sina tekniker (termisk avdrivning med vattenångsdestillation respektive kemisk lakning). Av den orsaken finns de inte med i föreliggande rapports utvärdering eftersom det inte varit möjligt att erhålla nödvändiga data för dessa tekniker. Dessutom har en metod (in situ geooxidation) uteslutits då det i Lyftkranenprojektet visade sig att den inte hade någon reningseffekt. De tekniker som därmed har studerats är:

- Termisk avdrivning
- Bioslurry
- Jordtvätt
- Elektrokemisk dialys (+ tork)

Nedan följer en kort beskrivning av respektive metod. För en mer detaljerad beskrivning hänvisas till rapporten ”Lyftkranen – teknikdemonstration för efterbehandling” (1999).

### 3.1 Termisk avdrivning

Metoden går ut på att driva av föroreningar genom indirekt uppvärmning med varmluft. Metoden, som är kontinuerlig, är inriktad på organiska föroreningar, i detta fall olja och PAH samt lättflyktiga metaller såsom kvicksilver. Både jord respektive lerhaltig jord (torrskorpelera) behandlades. Försöket utfördes i en stationär fullskaleanläggning i Holland och transporten av massorna skedde på pråm. Behandlingen skulle dock kunna utföras på plats i en mobil anläggning.

### 3.2 Bioslurry

Metoden går ut på att bryta ned föroreningarna i det förorenade materialet genom biologisk behandling i slurryfas. Metoden är inriktad på organiska föroreningar, i detta fall olja och PAH och utförs satsvis. Metoden är i första hand avsedd för att behandla fyllning men i Lyftkranenprojektet gjordes även försök med sediment varför det inkluderas i denna studie.

### 3.3 Elektrokemisk dialys inklusive torkning

I Lyftkranenprojektet demonstrerades en metod för elektrodialytisk avlägsning av tungmetaller, med inriktning på koppar, bly och zink. Metoden är egentligen inriktad på att rena jord men i Lyftkranen gjordes försök på sediment. Behandlingen pågick under tre månaders tid och avbröts p g a tidsbrist när trenden visade en signifikant reduktion (30 –50 %). Processen utfördes satsvis. Vidare användes en pilotanläggning på plats. Före själva behandlingen torkades sedimentet med hjälp av en gödseltork. Torkningsprocessen utfördes för att undvika påfyllning av nytt material under behandlingstiden

(till följd av elektrolys av vatten). I och med torkningssteget renades sedimentet i viss utsträckning även från organiska ämnen.

### 3.4 Jordtvätt

En metod för jordtvätt med vatten som det huvudsakliga tvättmedlet demonstrerades i Lyftkranenprojektet. Metoden är inriktad på både organiska och oorganiska föroreningar. Vidare är metoden till största delen baserad på separering av olika kornstorleksfraktioner och består av ett stort antal steg. Processen inriktas på att föroreningarna ska koncentreras till den minsta fraktionen (filterkaka med kornstorlek < 0,063 mm). Jordtvättprocessen kan kompletteras med flera sekundära behandlingssteg. Processen är kontinuerlig och utfördes i en stationär fullskaleanläggning i Holland. Transporten av sedimentet skedde på pråm. Behandlingen skulle dock kunna utföras på plats i en mobil anläggning.

### 3.5 Sammanfattning tekniker

Som framgår av ovan, behandlades både jord och/eller sediment och/eller lerhaltig jord av metoderna. Vidare är vissa av metoderna inriktade på att rena materialet från metaller och/eller organiska ämnen. En sammanställning över metodernas inriktning återfinns i tabell 1.

Tabell 1 Sammanställning över studerade behandlingsmetoder, behandlat material samt metodens inriktning.

Metod	Behandlat material		Inriktning		
	Jord	Lerhaltig jord	Sediment	Metaller	Organiska ämnen
Termisk avdrivning	x	x		x <sup>2</sup>	x <sup>3</sup>
Bioslurry	x		x		x <sup>4</sup>
Elektrokemisk dialys inkl tork			x	x <sup>5</sup>	(x)
Jordtvätt	x			x	x

Vidare utfördes några av behandlingarna på plats, d v s på kvarteret Lyftkranen, medan massorna i vissa fall transporterades till företagens stationära anläggningar.

<sup>2</sup> lättflyktiga metaller såsom Hg

<sup>3</sup> olja och PAH

<sup>4</sup> olja och PAH

<sup>5</sup> koppar, bly och zink

Tabell 2 Sammanställning över var de olika behandlingarna utfördes.

Metod	Material	Behandlingsplats
Termisk avdrivning	Jord respektive lerhaltig jord	Anläggning i Holland
Bioslurry	Jord	På plats, d v s kvarteret Lyftkranen
Bioslurry	Sediment	Anläggning i Skelleftehamn
Elektrokemisk dialys inkl tork	Sediment	På plats, d v s kvarteret Lyftkranen
Jordtvätt	Sediment	Anläggning i Holland

## 4. Genomförande

Studien genomfördes på så sätt att en LCA-modell för var och en av de studerade teknikerna upprättades. För respektive saneringsteknik inventerades material- och energiflödena enligt konventionell LCA-metodik, d v s exklusive tillverkning av transportfordon m.m. men inklusive de delprocesser som är inkluderade i saneringssystemet (framtagning av material, kemikalier, energiråvaror, energiförsörjning, transporter, saneringsprocesser, kvittblivning av avfall). Studien har utgått från Lyftkranenprojektet (se ovan) och kompletterande data har inhämtats från de olika entreprenörerna.

## 5. Analyserade parametrar

Utsläpp av olika ämnen till luft, vatten och mark, produktion av avfall och förbrukning av naturresurser leder till effekter på miljön på lokal, regional och global nivå. Under 1999 antog regeringen 15 s k miljö kvalitetsmål. Dessa mål beskriver de egenskaper som vår natur- och kulturmiljö måste ha för att samhällsutvecklingen ska vara ekologiskt hållbar. Målen berör luft, grundvatten, sjöar och vattendrag, våtmarker, hav och kust, eutrofiering, försurning, skogar och odlingslandskap, fjällmiljö, bebyggelser, gifter, strålning i miljön, ozonskiktet samt växthuseffekten.

Vid en marksaneringsinsats berörs flera av dessa mål. De parametrar (så kallade miljöpåverkanskategorier) som är brukliga att utvärdera i en LCA är i första hand växthus-effekt, försurningspotential, bildning av marknära ozon och övergödning (eutrofieringspotential). Dessutom inkluderas ofta resursanvändning samt avfall och restprodukter. Markanvändning, utsläpp av toxiska ämnen (metaller och organiska miljögifter) samt påverkan på human- och ekotoxicitet är parametrar som det i dagsläget inte finns någon utarbetad LCA-metodik för. Vidare saknas ofta inventeringsdata för detta. Tidigare inkluderades ofta uttunning av stratosfärens ozonskikt i LCA:er men då användningen av freoner, vilka ger upphov till denna effekt, till största del har fasats ut har inkludandet av denna miljöpåverkanskategori minskat. Då inga kylmedier används i någon saneringsteknik utvärderas inte heller denna effekt i detta projekt. Givetvis är det

intressant att inkludera så många aspekter som möjligt när en bedömning skall göras. På grund av dataluckor och omfattning har vi dock valt att i föreliggande studie utvärdera följande parametrar:

- Växthuseffekt
- Försurningspotential
- Eutrofieringspotential
- Bildning av marknära ozon
- Energianvändning

Dessutom illustreras i rapporten en metodik för att inkludera toxicitetsaspekten vid LCA-utvärdering av marksaneringsmetoder. I denna inkluderas:

- Ekotoxicitet
- Humantoxicitet

Utöver ovanstående parametrar utvärderas även reningseffektivitet.

## 6. Målbeskrivning och omfattning

### 6.1 Målbeskrivning

Målet med projektet är att ta fram faktaunderlag för bedömning av olika tekniker för sanering av förorenad jord och sediment i ett helhetsperspektiv. Detta möjliggör en diskussion av olika marksaneringsmetoders verkliga för- och nackdelar. Projektet innebär även en utvärdering av LCA-metodikens tillämpning i miljötekniska system.

#### Mål

- Ta fram en LCA-metodik för att bedöma marksaneringsåtgärder ur ett helhetsperspektiv
- Ta fram en LCI för varje marksanerings teknik
- Belysa ”hotspots” för varje saneringsteknik (d v s 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

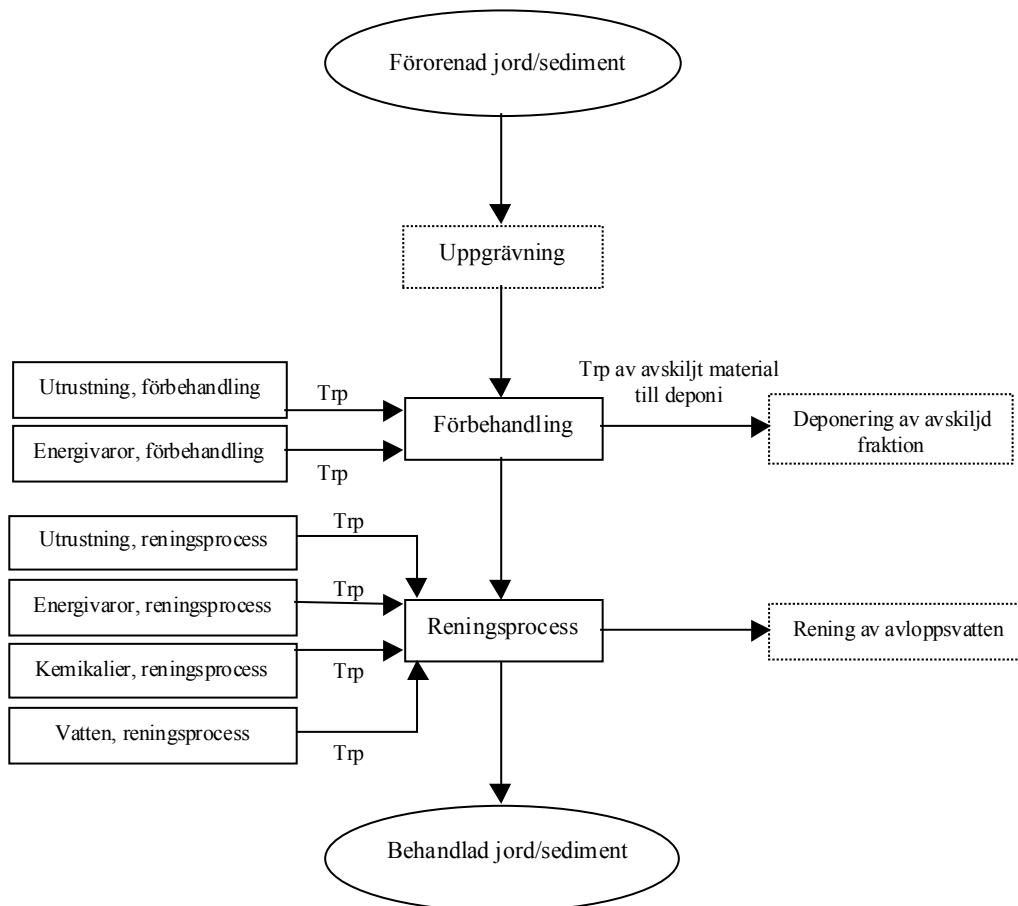
### 6.1.1 Funktionell enhet

Den funktionella enheten i denna studie är 1 ton torrsbstans i jorden eller sedimentet som går in till behandling i respektive marksaneringsteknik, d v s 1 ton torrsbstans efter förbehandling.

### 6.1.2 System och systemgränser

#### 6.1.2.1 Systemomfattning

De studerade systemen (d v s saneringsteknikerna) består av de processer som visas i figur 2 nedan. Delar som ingår i systemet representeras av heldragna linjer medan utslutna delar representeras av streckade linjer.



Figur 2 Översiktlig systemomfattning, Trp är förkortning för transport

Som framgår av figur 2 ingår inte uppgrävning av massorna i systemet. Uppgrävningen sker dock på samma sätt för de olika metoderna.

Förbehandling utgörs av siktning av massorna. Bortsiktat material antas transporteras till en deponi klass 2, antaget avstånd 50 km från saneringsplatsen, d v s denna transport är inkluderad. Däremot är inte den miljöpåverkan som uppstår under deponeringstiden inkluderad.

Varje aktivitet/process, såsom exempelvis [utrustning, förbehandling], innebär att utvinning av råvaror, transport av råvaror, tillverkning av utrustningen till förbehandlingen samt transport av utrustningen är inkluderat. I denna rapport används hädanefter termen insatsvaror som samlingsterm för produktionskapital och förbrukningsmaterial. Exempel på produktionskapital är reningsutrustning såsom en stålreaktor. Exempel på förbrukningsmaterial är kemikalier som tillsätts under reningen. Ett genomsnittligt transportavstånd för transport av insatsvaror har antagits vara 300 km. Transport av mobil behandlingsutrustning är exkluderad.

Inte heller rening av avloppsvatten ingår, p g a att inte tillräcklig information har gått att få vad gäller avloppsvattenrening.

#### **6.1.2.2 Avgränsningar mot produktionskapital och personal**

Byggande och rivning av infrastruktur, transport etc ingår inte i studien. Däremot ingår tillverkning av själva behandlingsutrustningen. Miljöpåverkan som personal kan orsaka har exkluderats.

#### **6.1.2.3 Avgränsningar mot natursystem**

Emissioner anges som nettoemissioner. Det innebär t ex att koldioxidemissioner från biobränslen inte inkluderas eftersom det antas att den emitterade koldioxiden tas upp i biomassan i samma utsträckning.

#### **6.1.2.4 Geografiska avgränsningar**

Miljöpåverkan från olika aktiviteter har inkluderats oavsett geografisk lokalisering. I de fall processer och transporter av olika i systemen ingående material sker utanför Sveriges gränser har hänsyn tagits till att exempelvis elproduktion och miljöprestanda för transporter skiljer sig åt, i mån av underlag.

Två analyser med olika geografiska avgränsningar görs:

1. Teknikutvärdering: I teknikutvärderingen antas alla saneringstekniker utföras på plats, d v s på kvarteret Lyftkranen i Sverige.

2. Scenarieutvärdering: I scenarieutvärderingen utgår analysen från de scenarier som skedde i Lyftkranenprojektet, vilket innebär att tre saneringar utfördes på annan plats än Lyftkranenområdet. För dessa metoder inkluderas transport av materialet från Lyftkranenområdet till anläggningen. Dessutom har den elmix som är aktuell för landet som anläggningen återfinns i använts.

## 7. Metodik

### 7.1 Allmänt

Beräkningsmodellen har konstruerats med LCA-mjukvaran KCL-ECO. Processer beskrivs i moduler, vilka ger sambandet mellan in- och utparametrarna som linjära ekvationer. Parametrarna kan vara materialförbrukningar, produktmängder eller emissioner. Moduler kopplas samman genom material eller energiflöden. Flödena används även för att definiera transporter. I bilaga A återfinns förenklade flödesmodeller över de olika marksaneringsteknikerna.

### 7.2 Inventering

I detta kapitel redogörs kortfattat för inventeringen samt för dataluckor.

#### 7.2.1 Allmänt

Vid inventeringen har de företag som utfört demonstrationerna bistått med processdata, dvs information om behandlingsmetodens kapacitet och insatsvaror. För utrustningen har information om mängd, typ och livslängd erhållits, för kemikalier mängd och typ och för el- och energianvändning har information om mängd och typ erhållits. Data för miljöpåverkan från utvinning av råvaror till insatsvarorna samt tillverkning av själva insatsvarorna har sammanställts utifrån litteratur samt generella LCA-databaser. Vid beräkning av miljöpåverkan har hänsyn tagits till livslängden (utrustningen) och kapacitet för varje metod, dvs totala mängden jord/sediment som behandlas under utrustningens livslängd. Utrustningens miljöpåverkan har fördelats i förhållande till hur stor del "Lyftkranenjorden/sedimentet" utgör av totala mängden jord/sediment som behandlas under utrustningens livslängd. Vad gäller elanvändning har medel använts vid beräkningarna.

Vidare har de analysdata som redovisas i Lyftkranenprojektet för föroreningsmängder i jorden/leran/sedimenten vad gäller halter innan respektive efter rening använts. Mängd föroreningar kvar i jorden/sedimenten efter rening har satts som emission till mark. För några saneringstekniker var dock halten av ett par av de studerade ämnena efter rening



högre än innan. I dessa fall har resultatet efter rening approximerats med värdet innan rening, d v s ingen rening antas ha skett. Vidare är ett par data angivna som mindre än (<) värden. Dessa värden har satts till 0.

### 7.2.2 Bioslurry

För bioslurrymetoden har data för utrustningens livslängd, metodens kapacitet, d v s behandlingstid för en batch, erhållits som intervall. I studien har därför medelvärden för utrustningens livslängd samt behandlingsmetodens kapacitet använts.

Vad gäller startkultur för bioslurrymetoden så återförs ”klarvattnet” efter sedimentation från föregående behandling av en batch. Klarvattnet innehåller således startkultur till nästa batch varför påverkan från startkulturen antas vara försumbar för Lyftkranenfallet.

Det är osäkert om en pH-justering gjordes i Lyftkranenprojektet. Ett medelvärde för mängden syra som behövs för en pH-justering har dock använts i denna studie. I Lyftkranenprojektet gjordes även försök med sediment för att se vilka behandlingsresultat som kunde uppnås med så höga ingångshalter av olja och PAH som förelåg. Processdata för behandling av sediment har i viss utsträckning approximerats med data för jord. Bl a har mängden tillsatta kemikalier approximerats med mängden som krävdes för behandling av jord utifrån torrsbstanshalt.

För fyllningen finns inte data med för föroreningshalt i vatten efter rening. De analysresultat som har funnits att tillgå är halter i vattenfasen under behandling men data har ej approximerats med dessa då flera av halterna är högre efter fyra veckor än efter en vecka samt halten PAH är högre efter sex veckor än innan rening.

### 7.2.3 Dataluckor

Nedan följer en sammanställning över de dataluckor som föreligger för de olika metoderna:

- *Bioslurry*: Data för materialet i sedimentationstanken saknas samt för föroreningshalter i vatten efter rening (jord)
- *Elektrokemisk dialys inkl tork*: Data för materialet i torkutrustningen saknas
- *Jordtvätt*: Data för flockningsmedel saknas

Vidare saknas data för eventuella emissioner av organiska ämnen och metaller till luft från själva reningsprocessen för metoderna bioslurry, elektrokemisk dialys inklusive tork samt jordtvätt.

I bilaga B återfinns en sammanställning över vilka aktiviteter/insatsvaror som inkluderats för respektive metod samt för de dataluckor som föreligger.

#### **7.2.4 Datakällor**

I bilaga C återfinns en översiktlig sammanställning över inventeringen samt använda datakällor. Detaljerade emissionsfaktorer och dylikt redovisas inte i denna rapport.

### **7.3 Miljöpåverkansbedömning**

#### **7.3.1 Klassificering**

Bidraget till miljöpåverkanskategorierna växthuseffekt, försurning, övergödning och marknära ozon har analyserats. Därutöver analyseras också förbrukningen av energi.

#### **7.3.2 Karakterisering**

I karakteriseringen har de olika bidragen inom varje miljöpåverkanskategori viktats samman till en gemensam enhet. De karakteriseringsfaktorer som används i den här studien presenteras i tabell 3 och är till stor del rekommendationer för bästa val i de produktspecifika utgångspunkterna för miljövarudeklarationer för drivmedel (Uppenberg och Lindfors, 1999). För kategorierna försurning och eutrofiering har maximalt möjliga påverkan beräknats.

Icke förnybar energi är sammanräknad i MJ fossil energi, utan åtskillnad av energivara (naturgas, kol, olja etc). Likaså är förnybar energi sammanräknad i MJ förnybar energi.

Tabell 3 Använda karakteriseringsfaktorer

	Växthuseffekt (kg CO <sub>2</sub> -ekvivalenter/ kg emission)	Försurning (max) (kmol H <sup>+</sup> - ekvivalenter/kg emission)	Eutrofiering (max) (kg O <sub>2</sub> - förbrukning/kg emission)	Bildning av marknära ozon (kg etenekvivalenter/kg emission)
CH <sub>4</sub> (luft)	21			0,006
CO (luft)				0,03
CO <sub>2</sub> (luft)	1			
H <sub>2</sub> S (luft)		0,0588		
NH <sub>3</sub> (luft)		0,0587	16	
NO <sub>x</sub> (luft)		0,0217	6	
N <sub>2</sub> O (luft)	310			
Bensen (luft)				0,218
Toluen (luft)				0,637
SO <sub>2</sub> (luft)		0,0312		
HCl (luft, vatten)		0,0274		
HF (luft, vatten)		0,05		
N (vatten)			20	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (vatten)			15	
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (vatten)		0,0204		
H <sup>+</sup> (vatten)		1		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (vatten)			4,4	
BOD (vatten)			1	
COD (vatten)			1	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (vatten)			46	
P (vatten)			140	
VOC (luft)				0,337
NMVOG (luft)				0,416

## 8. Inventeringsresultat

I bilaga D redovisas inventeringsresultaten för de parametrar som studeras, för teknikutvärderingen, för respektive behandlingsmetod.

## 9. Toxicitet

Då det är en relativt stor spridning i mätdata har inte några massbalanser gjorts utan vi har utgått från de analysresultat som redovisas i Lyftkranenprojektet. I toxicitetsstudien har endast teknikscenariot för de olika marksaneringsteknikerna inkluderats. Dessutom utvärderas påverkan från transport av massorna till anläggningarna separat.

## 9.1 Grundläggande metodik

För att utvärdera de fyra marksaneringsmetoderna ur ett toxicitetsperspektiv, har vi valt att gå tillväga enligt föreslagen strategi av Huijbregts et al. (2000a). Huijbregts metodik bygger på beräkning av sk toxicitetspotentialer för olika ämnen med avseende på sex olika påverkanskategorier:

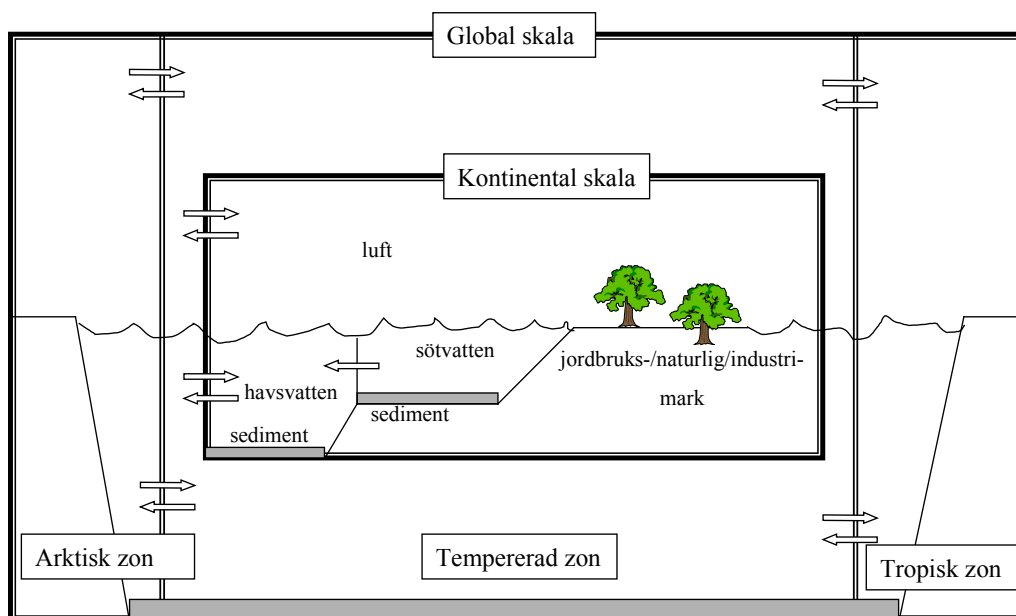
- akvatisk ekotoxicitet i sötvatten
- akvatisk ekotoxicitet i havsvatten
- ekotoxicitet i sötvattensediment
- ekotoxicitet i havsvattensediment
- terrester ekotoxicitet
- humantoxicitet

Det övergripande målet är att kombinera potentialerna för varje enskilt ämne med emissionerna för motsvarande ämne och sedan aggregera ihop dem för att slutligen få en total påverkansfaktor för varje påverkanskategori.

### 9.1.1 Beräkning av toxicitetspotentialer och påverkansfaktorer

Toxicitetspotentialerna har beräknats med hjälp av en multimedia modell kallad USES-LCA, vilken är en anpassad variant av den holländska SimpleBox 2.0 i Uniform System for Evaluation of Substances (USES 2.0; Huijbregts et al., 2000a). I USES-LCA tas hänsyn till att ämnen har olika fördelningsegenskaper, såsom t ex ångtryck, vattenlöslighet m.m. Dessa egenskaper medför att utsläpp av ett ämne till ett visst medium, t ex luft, inte nödvändigtvis innebär att den eventuella toxiska effekten sker just där. Är det ett icke-flyktigt ämne kan majoriteten av ämnet istället snabbt deponeras och den eventuella effekten uppkommer då snarare i det medium som mottar depositionen. Vikten av att beakta ämnens fördelningsegenskaper vid bedömning av potentiella toxiska effekter har ofta poängterats (t ex Mackay, 2001; Zhang et al, 2001; Huijbregts et al., 2000a;b; Guinée et al., 1996).

Med utgångspunkt från dessa egenskaper och ett standardiserat emissionsscenario där emissionerna för samtliga ämnen och media antas vara lika höga, beräknar USES-LCA sk ”steady state”-halter av ett ämne i olika media i miljön (PEC – predicted environmental concentration). Med ”steady state” menas att systemet uppnått ett tillstånd där halter och flöden inte längre förändras över tiden, utan in- och utflöden i ett visst medium är lika stora. De media som inkluderas är luft, sötvatten med dess sediment, havsvatten med dess sediment, jordbruksmark, ”naturlig mark” och industriell mark. USES-LCA inbegriper också två olika geografiska skalor: en kontinental skala, som är parameteriserad efter Västeuropa, och en global skala, som är indelad i tre olika klimatzoner (se figur 3).



Figur 3 Schematisk bild av USES-LCA, efter anpassning av SimpleBox 2.0  
Fritt efter Brandes et al. (1996)

För att bedöma ett ämnes potentiella toxiska effekt använder man sig i många fall av begreppet PNEC (predicted no effect concentration). Med PNEC menas den koncentration, under vilken inga effekter antas uppkomma. Sådana koncentrationer tas normalt fram utifrån toxicitetsstudier, där observerade effekter korrelerats mot uppmätta halter i olika medium. De kan också uppskattas med hjälp av exponeringsmodeller. För att undvika att toxiska effekter uppkommer bör de verkliga koncentrationerna i aktuellt medium understiga denna riskhalt. För humantoxicitet används ofta begreppet TDI (tolerable daily intake), vilken syftar på den dos av ett ämne som en människa maximalt kan få i sig utan att effekter uppkommer. PNEC och TDI beräknas i Huijbregts modell genom baklängesmodellering med sk exponeringsmodeller där toxicitetsdata såsom  $t_{ex}$  maximalt dagligt intag eller  $s_k$  LC50-värden beaktas.

Genom att beräkna kvoterna mellan modellens förutsagda halter (PEC) och dessa riskhalter (PNEC) erhålls en riskkaraktiseringsfaktor som ställer ämnens potential att uppnå kritiska nivåer i relation till varandra. Då modellen består av olika rumsliga skalor (se figur 3), beräknas exempelvis fyra olika halter i havsvatten beroende på skalnivån, vilket genererar fyra olika riskkaraktiseringsfaktorer. För att komma åt detta problem genomgår en viktningprocedur, varefter de erhållna kvoterna relateras till motsvarande kvoter för ett referensämne, i linje med tillvägagångssättet för övriga påverkanskategorier som brukar beaktas inom LCA-världen, såsom växthuseffekt och försurning, där referensämnen används. Resultatet av denna procedur blir den sk *toxicity potentialen*, ett för varje påverkanskategori och ämne. För en mer detaljerad be-

skrivning av hur beräkningen av toxicitetspotentialer går till hänvisas läsaren till Huijbregts et al. (2000a).

Toxicitetspotentialerna multipliceras sedan med emissioner från LCA:n och adderas för att ge en total påverkansfaktor för respektive påverkanskategori, enligt ekvationen:

$$I_i = \sum_{k=1}^{k=m} \sum_{x=1}^{x=n} TP_{i,x,k} \times E_{x,k} \quad (1)$$

där  $I_i$  = total påverkansfaktor för påverkanskategori  $i$ ,  $TP_{i,x,k}$  = toxicitetspotentialen för påverkanskategori  $i$  för ämne  $x$  då det släpps ut till medium  $k$ ,  $E_{x,k}$  = emission av ämne  $x$  till medium  $k$ .

Påverkansfaktorn ger därmed ett relativt mått på en verksamhets eller en produkts totala toxiska påverkan på en viss påverkanskategori.

### 9.1.2 Val av ämnen

Då syftet med denna studie är att etablera en metodik gjordes en begränsning till elva substanser som alla förekommer i höga halter i de förorenade massorna. De substanser som valdes ut var 9 st PAH samt två metaller, se tabell 4. PAH:erna valdes ut med anledning av deras välkänt höga toxicitet. För gruppen metaller valdes kadmium (Cd) och kvicksilver (Hg), två mycket toxiska metaller med sinsemellan olika miljöegenskaper. Cd är relativt mobil medan Hg är starkt partikelbunden.

Då toxicitetsstudien begränsas till ett fåtal ämnen innebär den inte någon fullständig toxicitetsutvärdering av de metoder som studeras, utan en illustration av hur en sådan utvärdering kan göras.

Tabell 4 Studerade ämnen

Ämne	Kommentar
Phenanthrene	toxicitetspotential för humantoxicitet ej beräknad
Anthracene	
Fluoranthene	
Benzo(a)anthracene	
Chrysene	
Benzo(k)fluoranthene	
Benzo(a)pyrene	
Benzo(ghi)perylene	
Indeno(cd)pyrene	
Totalt cancerogena PAH	I brist på substansspecifika uppgifter användes potentialer för totala cancerogena PAH.
Kadmium	
Kvicksilver	

Emissionsvärdena för respektive ämne och teknik återfinns i bilaga D. Dessa värden multiplicerades med toxicitetspotentialer enligt Huijbregts et al. (2000a; se bilaga E) och adderades till respektive kategori enligt ekvation (1).

Vid definitionen av emissionsmedium antogs mark vara industrimark och vatten antogs vara sötvatten. Som nämnts i kapitel 7.2.1 har kvarvarande mängder i jorden/sedimenten efter sanering satts som utsläpp till mark.

### 9.1.3 Normaliseringsprocesser

För samtliga behandlade jordar simulerades alternativet ”ingen behandling” som utsläpp till industriell mark. Eftersom jordarna, till följd av deras heterogenitet hade olika föroreningssammansättning vid starten för saneringarna (bl a så varierade starthalterna vad gäller metaller kraftigt beroende på vilken ”batch” som behandlades) beräknades påverkansfaktorer för alternativet ”ingen behandling” separat för varje saneringsmetod.

Därefter beräknades kvoten mellan påverkansfaktorn för behandling och påverkansfaktorn förutsatt ingen behandling. Dessa kvoter ger därmed ett relativt mått på toxisk påverkan av behandlingsmetoden i förhållande till påverkan om ingen behandling görs. Är kvoten >1 innebär det att sanering enligt denna utvärderingsmetod innebär en större toxisk påverkan än om marken ligger kvar orörd.

För sediment kunde alternativet ”ingen behandling” ej utvärderas, eftersom utsläpp till sediment inte går att simulera i USES-LCA. Detta är logiskt då kemikalier normalt inte släpps ut direkt till sediment utan transporteras dit via vatten och sedimentande akvatiska partiklar. Problematiken med inhomogena ursprungssediment angreps därför på så

vis att emissionerna från sedimentbehandlande saneringsmetoder normaliserades mot ursprungliga mängder i sedimenten, varefter påverkansfaktorn beräknades. Utsläppen av ett visst ämne normaliserades så långt möjligt mot det totala ursprungsinnehållet av just det ämnet. För posten ”totala cancerogena PAH” var detta dock ej möjligt eftersom LCA-modellerna inte ämnesspecificerar denna post. Istället normaliserades denna parameter mot summan av ursprungsinnehållet av de 9 PAH som inkluderades i utvärderingen. Samma normaliseringsförfarande tillämpades för båda de utvärderade sedimenten. Saneringsmetoderna för sediment kan av ovanstående anledning ej ställas i relation till alternativet ”ingen behandling” utan endast jämföras sinsemellan.

### 9.1.4 Transporter

Utöver den tekniska utvärderingen av toxisk påverkan från varje behandlingsmetod gjordes även en separat uppskattning av toxisk påverkan från båttransporter för transportsträckorna Stockholm – Skelleftehamn (800 km) respektive Stockholm – Holland (1500 km). Total förbrukad energi för lastfartygen beräknades enligt:

$$E = P_s \times \frac{S}{v} \quad (2)$$

där  $E$  = total förbrukad energi (kWh),  $P_s$  = serviceeffekt (kW),  $S$  = transportsträckan (km), och  $v$  = hastigheten (km/h).

Serviceeffekten  $P_s$  beräknades enligt:

$$P_s = P_m \times f_s \quad (3)$$

där  $P_m$  = motoreffekt (kW) och  $f_s$  = serviceeffektsfaktorn.

Då detaljerade uppgifter om vilka båttyper som användes i projektet Lyftkranen saknades, baserades uppskattningen på antagandet om en normalstor lastbåt med en motoreffekt på 1500 kW och en serviceeffektsfaktor på 0.85, som kör i en hastighet av 20 km/h. (Annika Svensson, IVL, pers. komm.). Emissionerna från fartygen uppskattades sedan med hjälp av emissionsfaktorer från lastfartyg för PAH, Hg samt Cd. Emissionsfaktorer för enskilda PAH var ej tillgängliga. Tabell 5 visar ansatta emissionsfaktorer samt aktuella referenser.



Tabell 5 Antagna emissionsfaktorer

Ämne	Emissionsfaktor (g/kWh)	Referens/kommentar
Total PAH	0.007	0.003-0.01 g/kWh uppmätt emissionsintervall (D. Cooper, pers. komm.)
Cd	9.50E-06	<0.05 mg/kg bränsle. Antar 190 g bränsle per kWh (D. Cooper, pers. komm.)
Hg	7.60E-06	0.04 mg/kg bränsle maximalt uppmätt utsläpp. Antar 190 g bränsle per kWh (D. Cooper, pers. komm.)

## 10 Resultat

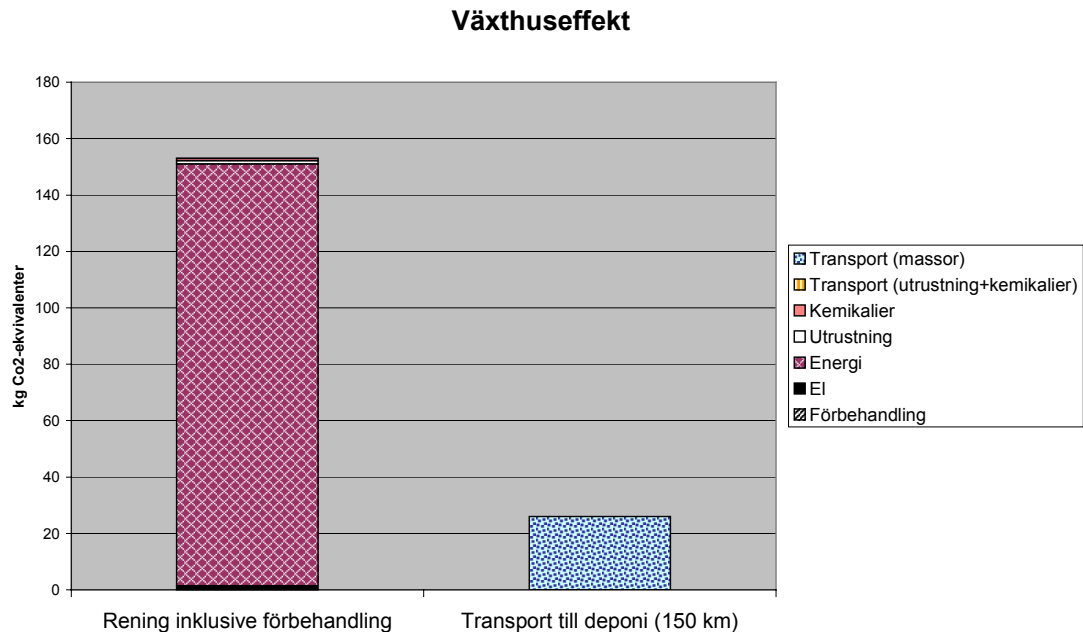
I detta kapitel presenteras resultaten för respektive marksaneringsteknik samt en jämförelse mellan saneringsteknikerna.

### 10.1 Resultat för respektive saneringsteknik

I detta avsnitt redovisas resultaten för teknikutvärderingen i diagramform med tillhörande resultattext. Dessutom redogörs för skillnader i förhållande till scenariefallet. För den intresserade, återfinns även resultatdiagram för scenarieutvärderingen i bilaga F. Som framgått i kapitel 6.1.2 innebär teknikutvärderingen att alla tekniker antas kunna ske på plats, d v s inga transporter av det förorenade materialet är inkluderade, likaså används samma typ av svensk elmix i alla teknikutvärderingarna. Med scenarieutvärdering menas att eventuella transporter är inkluderade precis så som skedde i Lyftkranenprojektet och att en annan elmix används om saneringen sker utomlands. Vidare jämförs miljöpåverkan från hela saneringsinsatsen, d v s både förbehandlingen och reningsprocessen, med den miljöpåverkan som uppstår om det förorenade materialet istället för att saneras fraktas till en deponi 150 km bort. Den miljöpåverkan som uppstår under deponeringstiden eller eventuell annan behandling av materialet på deponin är ej inkluderad. Syftet med denna jämförelse är alltså att illustrera hur stor miljöpåverkan från transporten är i förhållande till saneringsinsatsen.

## 10.1.1 Termisk avdrivning

### 10.1.1.1 Jord

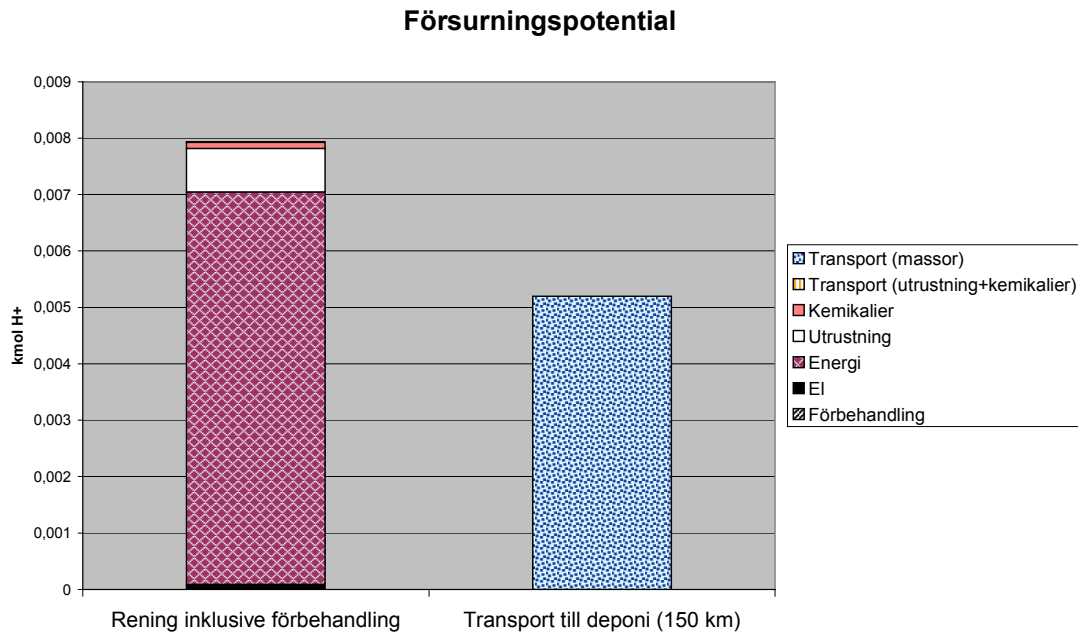


För termisk avdrivning är det energianvändningen i själva reningsprocessen som utgör det absolut största bidraget (98%) till växthuseffekten. Energin användningen härrör från förbränning av naturgas och eldningsolja i brännare.

Miljöpåverkan från transporter (av kemikalier och utrustning), tillverkning av kemikalier och utrustning är mycket liten i förhållande till energianvändningen. Förbehandlings bidrag är försumbart.

Det enskilda ämne som har störst bidrag till växthuseffekten är CO<sub>2</sub>. CO<sub>2</sub>-utsläppet från energianvändningen står för ca 98% av totala växthuseffekten.

Klimatpåverkan är 5-6 ggr större för saneringsprocessen än för transport av jorden till deponi, 150 km.

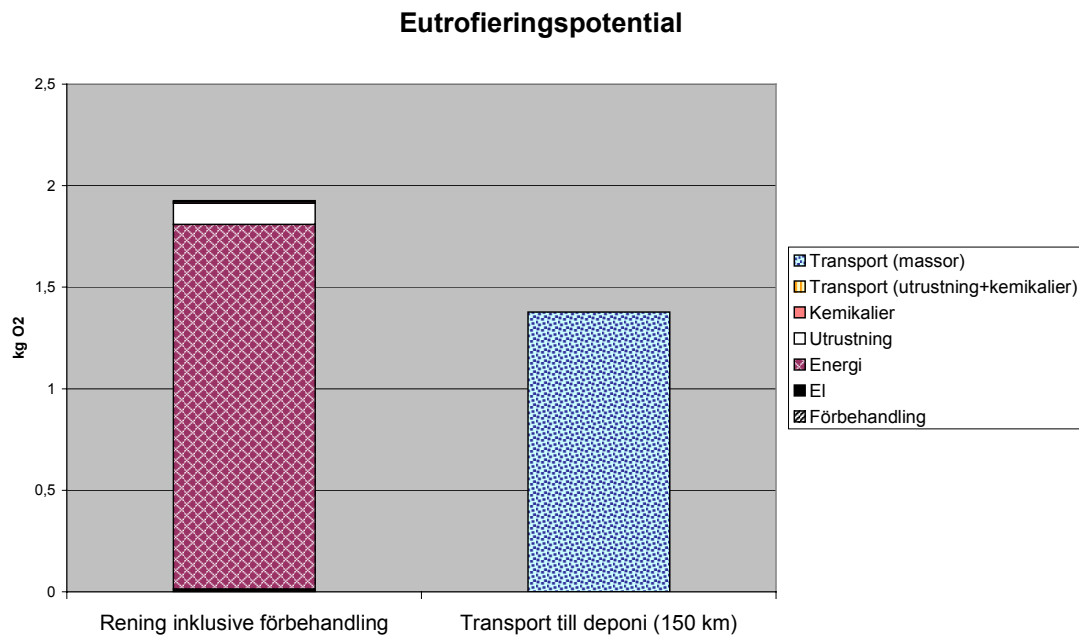


Försurningspotentialens största bidrag kommer från energianvändningen under reningsprocessen vilken utgör 88% av totala bidraget.

Utrustningen står för ungefär 10% av bidraget och det är stålet som svarar för den största delen (93% av utrustningens bidrag). Kemikalier och el står för ungefär 1% vardera av totala bidraget. Förbehandlingens bidrag är försumbart, liksom transport av utrustning och kemikalier.

Det är framför allt utsläpp av kväveoxider ( $\text{NO}_x$ ) som orsakar försurningspotentialen (84%) men även utsläppen av svaveldioxid ( $\text{SO}_2$ ) har ett signifikant bidrag (13%).  $\text{NO}_x$ -utsläppen kommer i första hand från energianvändningen (98%) och  $\text{SO}_2$ -utsläppen från tillverkning av utrustningen (58%). Utsläpp av övriga ämnen som bidrar till försurningspotentialen är försumbara.

En transport på 150 km av det förorenade materialet till en deponi istället för en saneringsinsats innebär en något lägre försurningspotential.

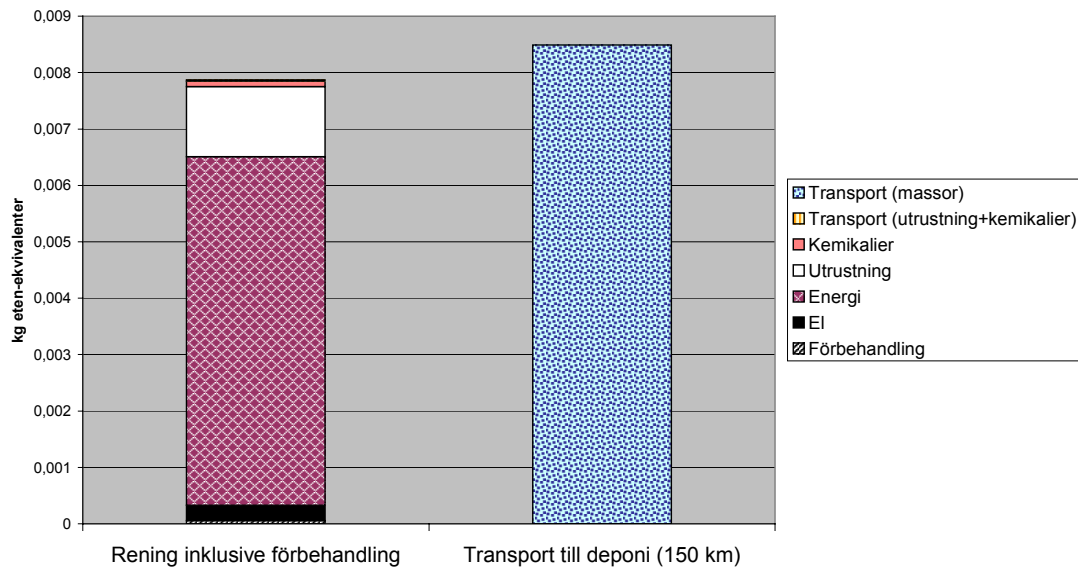


Energiförbrukningen står även för det största bidraget till eutrofieringspotentialen (93%). Tillverkning av utrustning står för 5% medan el står för någon procent. Tillverkning av kemikalier och transport av utrustning och kemikalier är försumbart. Likaså är förbehandlingens bidrag försumbart.

Av de enskilda utsläppen är det främst NO<sub>x</sub> som står för bidraget till eutrofieringspotentialen (95%). NO<sub>x</sub>-utsläppet härrör i första hand från energianvändningen (98%).

En transport till deponi av de förorenade massorna, 150 km, medför ett något lägre bidrag till eutrofieringspotentialen än vad själva saneringsprocessen gör.

### Marknära ozon



Förbehandlingens bidrag är även försumbart vad gäller bildning av marknära ozon. Energi står för ca 79%, utrustning 16%, el 4% och kemikalier för 1%. Stålet står för 81% av utrustningens bidrag.

Utsläpp av kolväten står för 61% av bidraget till kategorin bildning av marknära ozon och utsläpp av CO för 37%. Både kolväteutsläppen och CO-utsläppen kommer i första hand från energianvändningen (68 respektive 96%). Utrustningen står dessutom för ett signifikant utsläpp av kolväten (25%).

För miljöpåverkanskategorin bildning av marknära ozon medför en transport av jorden till deponi, 150 km, ungefär lika stor påverkan som reningen.

#### 10.1.1.2 Lerhaltig jord

Det procentuella bidraget till respektive miljöpåverkanskategori från insatsvarorna är detsamma för behandling av jord och lerhaltig jord. Det enda som skiljer de båda behandlingarna åt är TS-halten på det ingående materialet. Då TS-halten är lägre för den lerhaltiga jorden blir miljöpåverkan någon procent högre genomgående, eftersom den funktionella enheten baseras på torrsubstans (1000 kg TS).

### **10.1.1.3 Sammanfattande resultat - termisk avdrivning**

För teknikfallet (svensk elmix och ingen transport av materialet) härrör det största bidraget till samtliga kategorier från energianvändningen.

För kategorierna eutrofieringspotential, försurningspotential och bildning av marknära ozon har dessutom bidraget från tillverkning av utrustningen betydelse (5-16%) och utgörs till största del av bidraget från ståltillverkning.

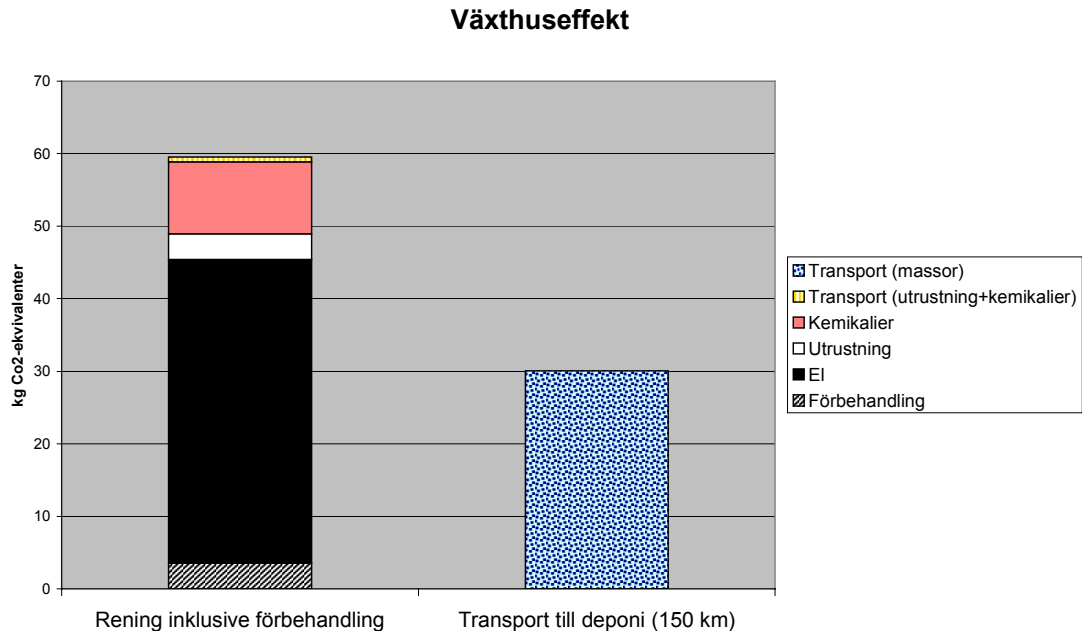
För alla miljöpåverkanskategorier är förbehandlingsens bidrag försumbar.

Vid en jämförelse med att transportera jorden till deponi 150 km bort blir klimatpåverkan betydligt större för saneringsprocessen. För försurnings- och eutrofieringspotentialen har reningen en något större påverkan än transporten medan bildningen av marknära ozon är jämförbar för reningsprocessen och transporten till deponin.

För scenariefallet (holländsk elmix samt transport till Holland) har transporten av det förorenade materialet till anläggningen i Holland en stor miljöpåverkan (se bilaga F). Transporten utgör det största bidraget till kategorierna försurning, eutrofiering och marknära ozon. I scenariefallet är miljöpåverkan från el större än i teknikfallet vilket beror på att den holländska elmixen i större utsträckning består av fossila bränslen (huvudsakligen kol och gas) jämfört med den svenska.

## 10.1.2 Bioslurry

### 10.1.2.1 Jord



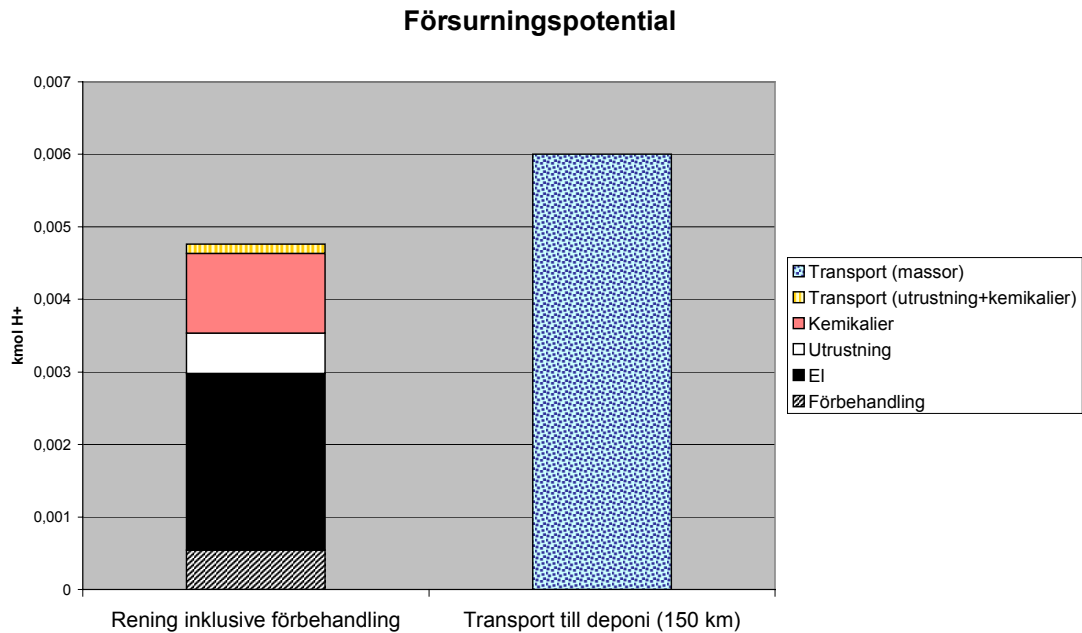
Följande resultat erhålls för växthuseffekten:

- Reningen står för 94% av det totala växthusbidraget
- Förbehandlingen utgör 6%

I reningsprocessen är det elanvändningen som står för det absolut största växthusbidraget, 75%, medan tillverkning av kemikalier står för 18%, ståltillverkning 6% och transport av utrustning för 1% av totala bidraget.

Det ämne som har störst bidrag till växthuseffekten är CO<sub>2</sub> som står för 84%. Även CH<sub>4</sub> och N<sub>2</sub>O bidrar till växthuseffekten med 11 respektive 5%.

Vid en jämförelse av växthuseffekten mellan sanering med bioslurrymetoden och en transport av det förorenade materialet till deponi (150 km) visar det sig att bidraget från saneringsprocessen är ungefär dubbelt så stort.



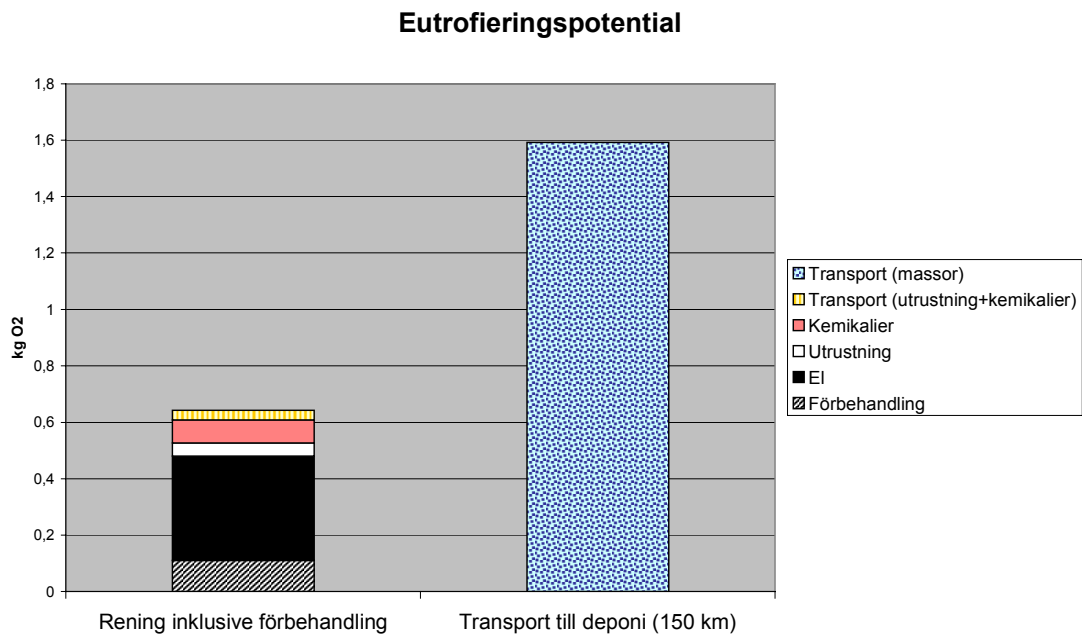
Vad gäller försurningspotential så står följande aktiviteter för bidraget:

- Rening 89%
- Förbehandling 11%

Av reningen står elanvändning, kemikalietillverkning, ståltillverkning och transport av utrustning för 58, 26, 13, respektive 3% av bidraget. Försurningspotentialen är något större för transport av jorden till deponi än för reningen.

Utsläpp av kväveoxider och  $\text{SO}_2$  står för 43 respektive 55% av bidraget till försurningspotentialen. Dessa utsläpp kommer i första hand från elanvändningen (55% respektive 48%). Ett relativt stort utsläpp av  $\text{SO}_2$  härrör även från kemikalierna (31%).





För eutrofieringspotentialen erhålls följande resultat:

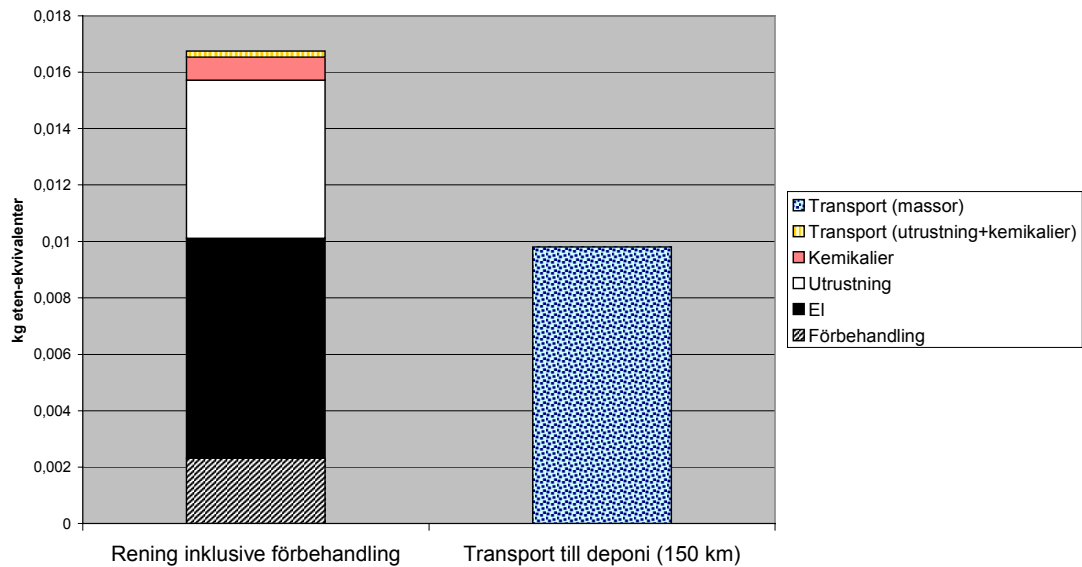
- Reningssteget utgör det dominerande bidraget, 83%
- Förbehandlingen står för 17%

Vad gäller själva reningen så står el för 70% av bidraget, stål för 9%, kemikalier 15% och transport av utrustning för 6%.

Vad gäller eutrofieringspotentialen så står utsläpp av  $\text{NO}_x$  för 89%, kväve till vatten (N) för 6% och  $\text{NH}_3$  för 3%. Utsläppen härrör i första hand från elanvändningen (55% av  $\text{NO}_x$ , 86% av N och 63% av  $\text{NH}_3$ ).

Transport av jorden till deponi, 150 km, har en större miljöpåverkan vad gäller eutrofieringspotential än reningen.

### Marknära ozon



Följande fördelning av bidraget till marknära ozon erhålls:

- Reningen utgör det dominerande bidraget med 86%
- Förbehandling står för 14%

Vad gäller själva reningen så står elanvändning, ståltillverkning, kemikalietillverkning och transport av utrustning för 54, 39, 5,5 respektive 1,5% av bidraget.

De ämnen som har störst bidrag till bildning av marknära ozon är i dessa fall kolväten vilka främst bildas vid produktion av el samt vid ståltillverkning. Kolväten står för 82% bidraget till marknära ozon. Även utsläpp av CH<sub>4</sub> och CO bidrar till kategorin bildning av marknära ozon med 11 respektive 7%.

För miljöpåverkanskategorin bildning av marknära ozon har reningen en större påverkan än vad en transport till en deponi 150 km bort har.

#### 10.1.2.2 Sediment

Då TS-halten är mycket lägre för sedimentet än för jorden blir miljöpåverkan högre genomgående för sedimentet jämfört med jorden (ca 2 ggr högre) eftersom den funktionella enheten baseras på torrsubstans (1000 kg TS).

### 10.1.2.3 Sammanfattande resultat - bioslurry

Vid behandling av jord med bioslurrymetoden står elanvändningen för det största bidraget till alla miljöpåverkanskategorier.

Tillverkning av kemikalier har det näst största bidraget till växthuseffekt, försurning och eutrofiering medan stål har det näst största bidraget till marknära ozon.

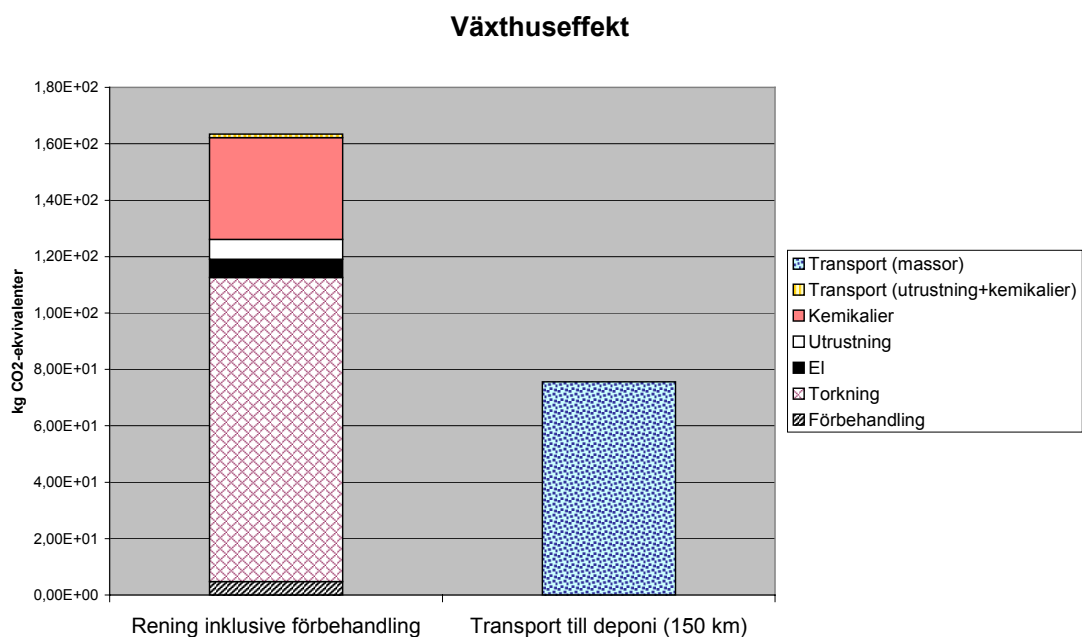
Reningen har i samtliga fall större påverkan än vad förbehandlingen har.

Vid en jämförelse mellan miljöpåverkan vid rening inklusive förbehandling och transport till deponi 150 km är växthuseffekten och bildning av marknära ozon högre för reningen (inklusive förbehandling) än för transporten till deponin medan det omvända gäller för försurnings- och eutrofieringspotentialen.

Miljöpåverkan från rening av sediment (1000 kg TS) är ungefär dubbelt så stor som från rening av jord. I scenariefallet (sediment) står transporten till anläggningen (800 km med pråm) för majoriteten av påverkan vad gäller försurning och eutrofiering (se bilaga F). Vid en jämförelse med en transport på 150 km till en deponi blir miljöpåverkan genomgående lägre för deponitransporten än för reningen (inklusive transport till anläggningen och förbehandling).

### 10.1.3 Elektrokemisk dialys inklusive tork

#### 10.1.3.1 Sediment



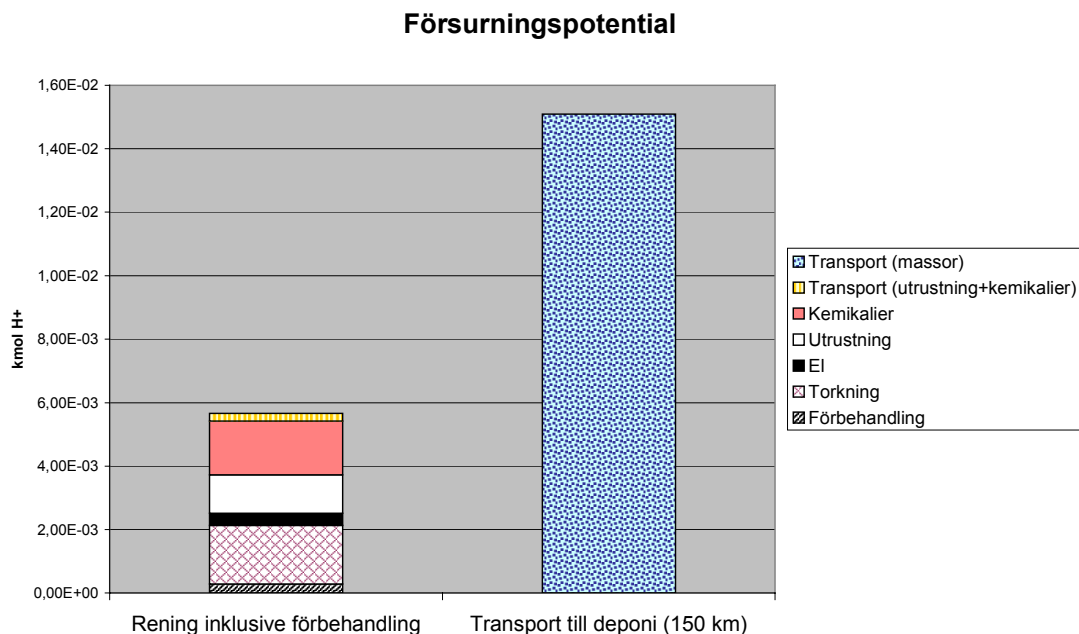
För metoden elektrokemisk dialys med torkning erhålls följande resultat för växthuseffekten:

- Torkning 66%
- Elektrokemisk dialys 31%
- Förbehandling 3%

Vad gäller själva elektrokemiska dialysen så står elanvändningen för 13% av bidraget, tillverkning av utrustning för 14% (varav bidraget från stålet utgör 89%), kemikalietillverkning 71% och transport av utrustning och kemikalier för 2%.

Det ämne som har störst bidrag till växthuseffekten är CO<sub>2</sub> som står för 83%. Denna emission kommer till största del från torksteget. Dessutom kommer 16% från utsläpp av N<sub>2</sub>O och 1% från CH<sub>4</sub>. Utsläpp av kväveoxider härrör huvudsakligen från tillverkning av kemikalierna.

Rening inklusive förbehandling har en större klimatpåverkan än vad en transport av sedimentet till deponi, 150 km, har (ca 2 ggr så stor).



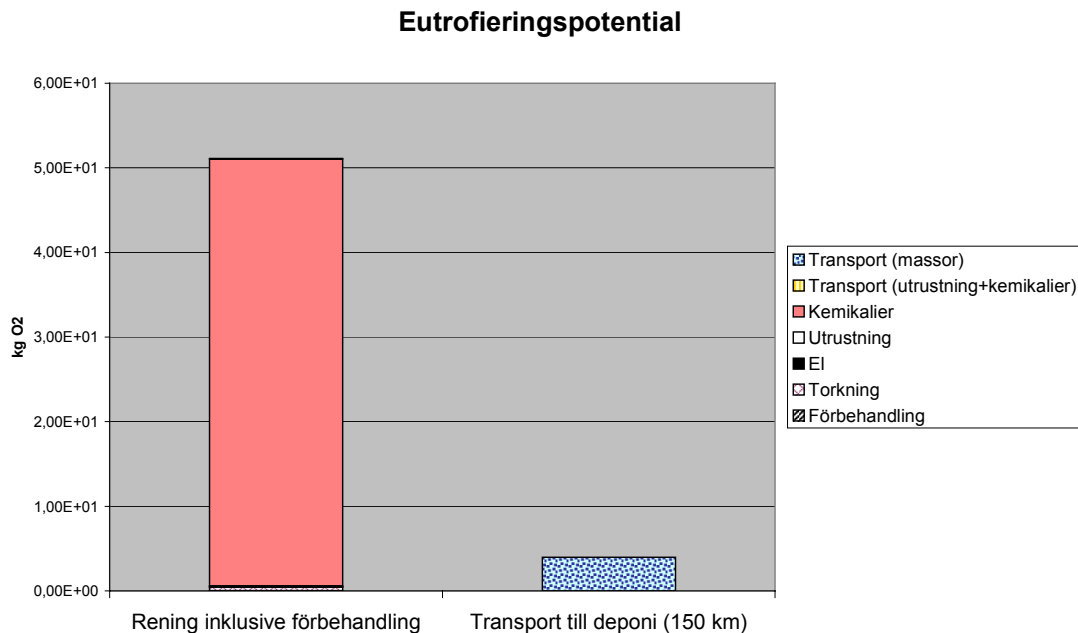
Följande resultat erhålls för försurningen:

- Elektrokemisk dialys 62%
- Torkning 33%
- Förbehandling 5%

Av elektrokemiska dialysen står elanvändningen för 11%, tillverkning av utrustning för 34% (varav stål står för 81%), kemikalietillverkning 48% och transport av utrustning och kemikalier för 7%.

Utsläpp av NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> står för 52 respektive 47% av bidraget till försurningspotentialen. Det största utsläppet av NO<sub>x</sub> kommer från torksteget (50%) medan tillverkning av kemikalier och utrustning står för huvudparten av SO<sub>2</sub>-emissionerna (43 respektive 30%).

Försurningspotentialen är ca 2-3 ggr större för transport av sedimentet till deponi, 150 km, än för rening (inkl förbehandling).



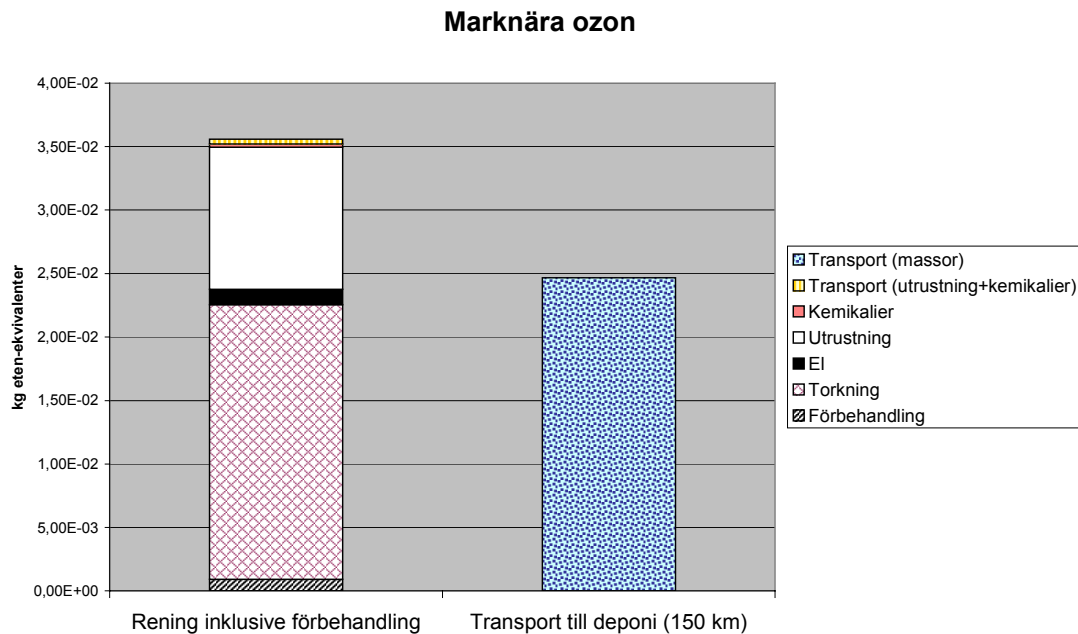
Vad gäller eutrofieringspotential så erhålls följande resultat:

- Elektrokemisk dialys 99%
- Torkning 1%

Förbehandlingen är försumbar.

Av den elektrokemiska dialysen står kemikalierna för nästan 100% av bidraget. Det är utsläppen av nitrat i förbrukad dialysvätska och i det behandlade sedimentet, som svarar för praktiskt taget hela eutrofieringseffekten. Nitratet härrör från användningen av salpetersyra.

Som framgår av diagrammet är eutrofieringspotentialen betydligt större för reningen än för transport av sedimentet till en deponi 150 km bort.



För marknära ozon kommer erhålls följande resultat:

- Torkningssteget står för 61% av det totala bidraget
- Elektrokemisk dialys för 37%
- Förbehandling 2%

Av den elektrokemiska dialysen står el för 9% av bidraget, tillverkning av utrustning 86% (varav stål står för 89%), tillverkning av kemikalier 2% och transport av utrustning och kemikalier för 3%.

Utsläpp av kolväten står för 87% av bidraget till kategorin bildning av marknära ozon och utsläpp av CO för 11%. Största utsläppet av kolväten sker vid torkningen (58%).

Vad gäller bildning av marknära ozon har reningen (inkl förbehandling) en något större påverkan än vad en transport av sedimentet till deponi, 150 km, har.

### 10.1.3.2 Sammanfattande resultat – elektrokemisk dialys inkl torkning

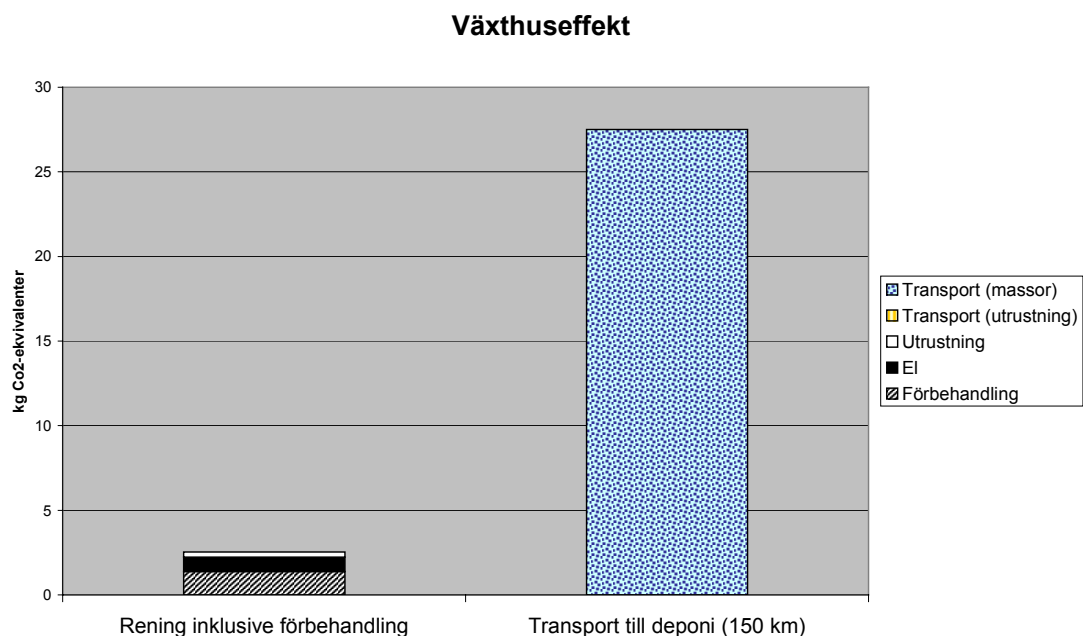
Som framgår av diagrammen kommer det största bidraget till alla kategorier utom eutrofieringspotentialen från torksteget. För eutrofieringspotentialen står kemikalierna för nästan hela bidraget.

Från själva elektrokemiska dialysen härrör det största bidraget från kemikalierna för kategorierna växthuseffekt, försurning och eutrofiering. För marknära ozon kommer det största bidraget från utrustningen och då i första hand från stålet.

En transport av sedimentet till en deponi 150 km medför en större miljöpåverkan vad gäller försurningspotentialen medan reningen (inkl förbehandling) har en större växthuseffekt, eutrofieringspotential samt bildning av marknära ozon.

## 10.1.4 Jordtvätt

### 10.1.4.1 Jord



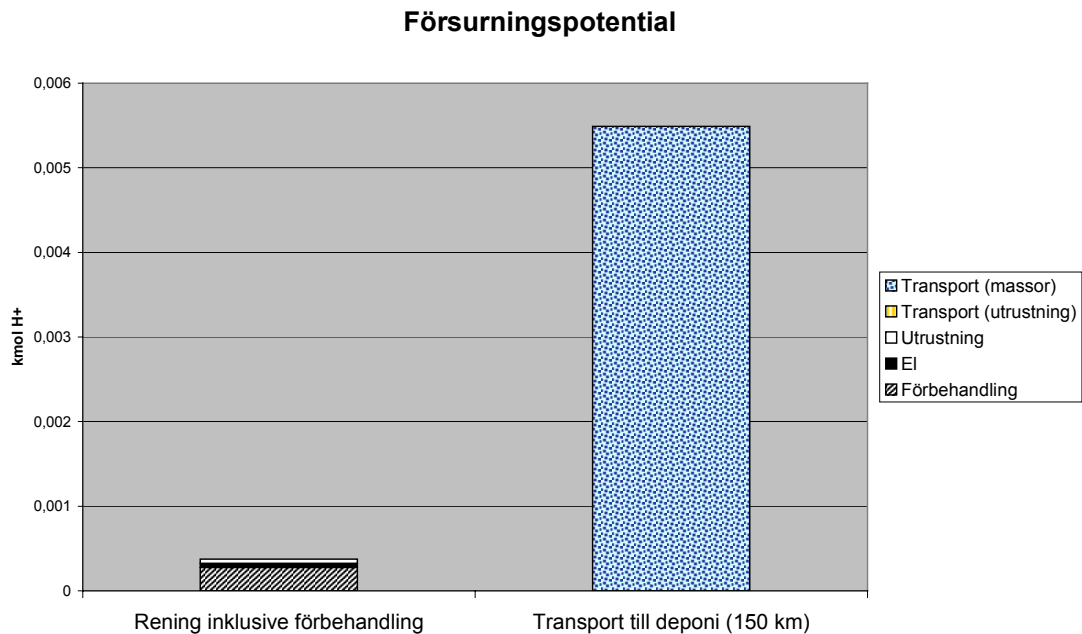
För jordtvättsbehandlingen erhålls följande resultat med avseende på växthuseffekt:

- Förbehandling 56%
- Rening 44%

Av reningen står el för 74% av bidraget och utrustningen för 26%. Vad gäller utrustningen utgör stålet den största posten, 73%. Transport av utrustningen är försumbar.

Det ämne som har störst bidrag till växthuseffekten är CO<sub>2</sub> som står för 95% av effekten. Resterande effekt kommer från utsläpp av CH<sub>4</sub>. Av CO<sub>2</sub>-utsläppen kommer 59% från förbehandlingen och 30% från elanvändningen.

Som framgår av diagrammet medför en transport av jorden till deponi, 150 km, en större växthuseffekt än reningen (inkl förbehandling).



Följande resultat erhålls för försurningspotentialen:

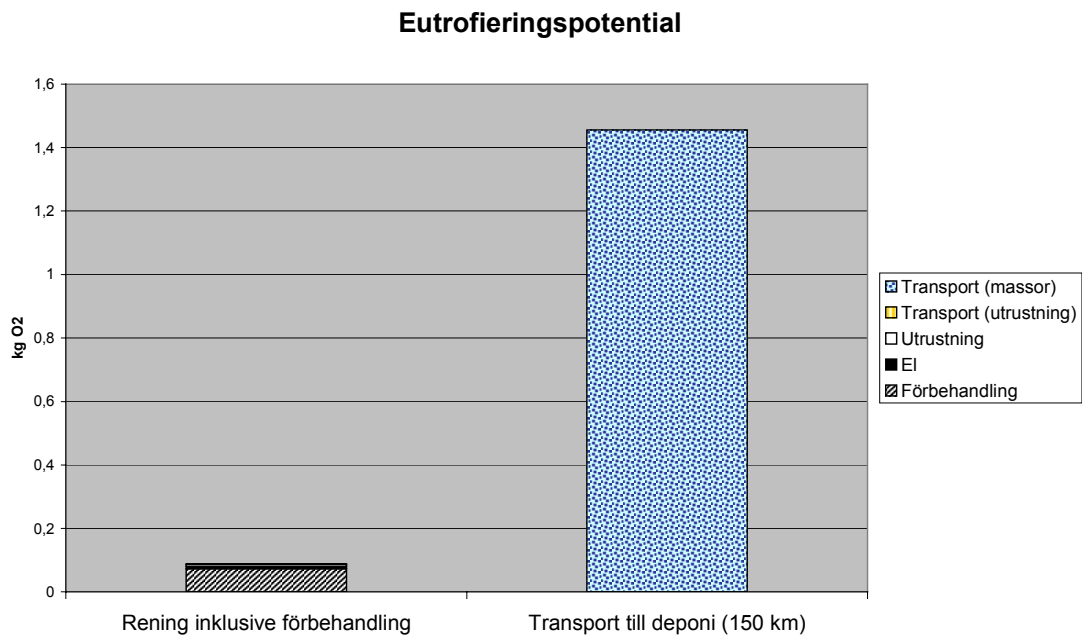
- Förbehandling 75%
- Rening 25%

Av reningen står el för 51% av bidraget och tillverkning av utrustningen för 49%. Stålet står i sin tur för 71% av utrustningens bidrag. Transport av utrustningen är försumbar.

Utsläpp av NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> står för 82 respektive 17% av bidraget till försurningspotentialen. NO<sub>x</sub>-utsläppen kommer i första hand från förbehandlingen (88%).

Även för försurningspotentialen är miljöpåverkan mindre för rening (inkl förbehandling) än för en transport på 150 km.





Bidragen till miljöpåverkanskategorin övergödning är som följer:

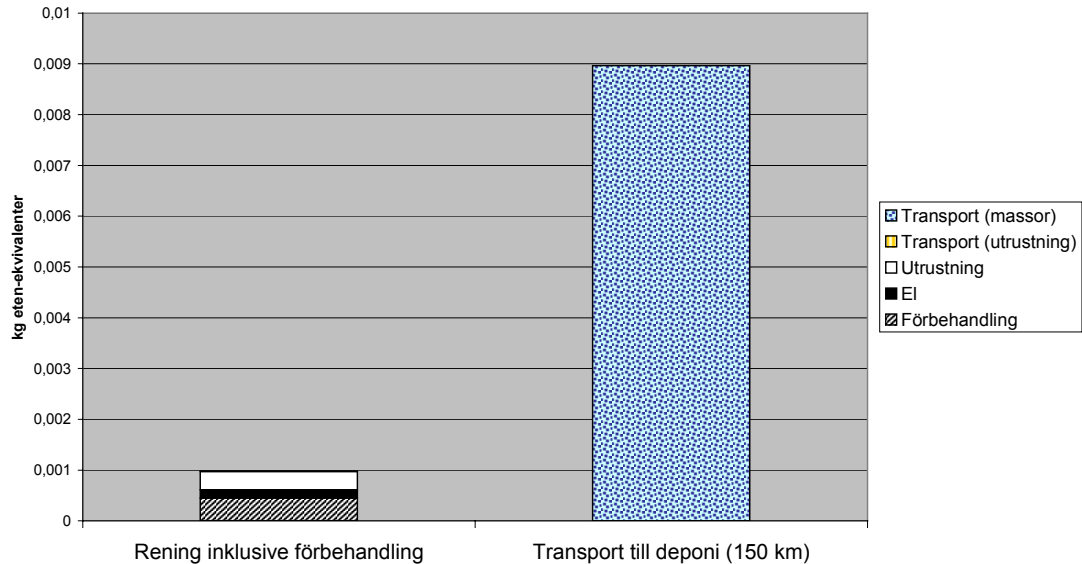
- Förbehandling 85%
- Rening 15%

Av reningen står el för 53% av bidraget, utrustning 46% (varav stål står för 43%) och transport av utrustning för 1%.

Utsläpp av  $\text{NO}_x$  står för 85% av bidraget till eutrofieringspotentialen,  $\text{PO}_4^{3-}$  för 9% och  $\text{NH}_3$  för 5%. Av  $\text{NO}_x$ -utsläppet står förbehandlingen för nästan 100%.

Bidraget till eutrofieringspotentialen är mindre för rening (inkl förbehandling) än för en transport till deponi på 150 km.

### Marknära ozon



För marknära ozon erhålls följande resultat:

- Rening 53%
- Förbehandling 47%

Av reningen står el för 30% och utrustning för 70% (varav stål står för 91%). Transport av utrustning är försumbar.

Utsläpp av kolväten står för 90% av bidraget till kategorin bildning av marknära ozon, utsläpp av CO för 6% och CH<sub>4</sub> för 4%. Av kolväteutsläppen står förbehandlingen för 48% och utrustningen för 40%.

Vidare är bildningen av marknära ozon mindre för reningen (inkl förbehandling) än för en transport till deponi på 150 km.

#### 10.1.4.2 Sammanfattande resultat - jordtvätt

Då det är en stor mängd jord som skiljs av i förbehandlingssteget (ca 15%) blir den relativa påverkan från detta steg större än för andra metoder.

För teknikfallet står förbehandlingen för den största miljöpåverkan utom för kategorien marknära ozon där själva reningen har en större påverkan.

För själva reningen (d v s exklusive förbehandling) står elanvändningen för det största bidraget till kategorierna växthuseffekt, försurnings- och eutrofieringspotential medan stålet står för det största bidraget till marknära ozon.

Vid en jämförelse av miljöpåverkan mellan att behandla jorden med jordtvätt eller att transportera jorden till en deponi, 150 km, medför transporten en större miljöpåverkan genomgående, d v s för alla utvärderade miljöpåverkanskategorier.

I scenariefallet (se bilaga F) utgör transporten till anläggningen i Holland (med pråm 1500 km) det klart största bidraget till alla kategorier. I scenariefallet är bidraget från el mycket större jämfört med teknikfallet vilket beror på att den holländska elmixen i större utsträckning består av fossila bränslen (huvudsakligen kol och gas) jämfört med den svenska. För scenarieutvärderingen är miljöpåverkan från rening (inklusive transport till anläggningen och förbehandling) större än från transport av jorden till deponi, 150 km.

### **10.1.5 Sammanfattning av bidragen till miljöpåverkan**

#### **10.1.5.1 Energi- och elanvändning**

För metoderna termisk avdrivning och bioslurry medför energi- och elanvändningen den största påverkan till samtliga miljöpåverkanskategorier.

För metoden elektrokemisk dialys inklusive tork utgör energi- och elanvändningen den största påverkan till alla kategorier utom eutrofieringspotentialen.

För de anläggningar som återfinns i Holland är bidraget från elen större än för anläggningar i Sverige vilket beror på att den Holländska elmixen i större utsträckning består av fossila bränslen.

#### **10.1.5.2 Utrustning**

För metoderna termisk avdrivning, bioslurry och elektrokemisk dialys inklusive torkning utgör utrustningen en signifikant del av reningens totala bidrag till försurnings- och eutrofieringspotentialen samt bildning av marknära ozon.

För jordtvätt har utrustningen ett betydande bidrag till bildningen av marknära ozon. I samtliga fall är det stålet som står för det stora bidraget från utrustningen.

#### **10.1.5.3 Kemikalier**

För metoderna bioslurry och elektrokemisk dialys inklusive tork har kemikalierna en signifikant påverkan vad gäller växthuseffekt samt försurnings- och eutrofieringspotential.

För elektrokemisk dialys inkl tork står kemikalierna för nästan hela bidraget till eutrofieringspotentialen.

För termisk avdrivning har inte påverkan från kemikalierna någon signifikant betydelse för någon kategori.

#### **10.1.5.4 Transport av utrustning och kemikalier**

Vad gäller transport av utrustning och kemikalier är bidraget från dessa transporter försumbart för i stort sett samtliga metoder och miljöpåverkanskategorier.

För metoden elektrokemisk dialys har denna post dock ett bidrag på 7% till eutrofieringspotentialen.

#### **10.1.5.5 Transport av massorna till deponi**

Påverkan på växthuseffekten från transport av massorna till deponi (150 km) är mindre än för reningen (inklusive förbehandling) för samtliga metoder utom jordtvätt.

För metoderna bioslurry och elektrokemisk dialys inklusive torkning är påverkan från deponitransporten mindre än reningen vad gäller bildning av marknära ozon medan den för termisk avdrivning är jämförbar med deponitransporten.

För metoderna bioslurry och elektrokemisk dialys inklusive torkning är kategorierna försurning och eutrofiering från deponitransporten större än reningen (inkl förbehandling). För termisk avdrivning är dock försurnings- och eutrofieringspotentialen något lägre för deponitransporten jämfört med reningsprocessen.

Påverkan från transporten är för jordtvätt större än reningen (inkl förbehandling) för samtliga miljöpåverkanskategorier.

#### **10.1.5.6 Transport av massorna till reningsanläggningar**

Transporten av massorna till reningsanläggningarna har en signifikant påverkan för alla miljöpåverkanskategorier.

Växthuseffekten är större från reningen för metoderna termisk avdrivning och bioslurry än från transporten.

För termisk avdrivning är påverkan från transporten till anläggningen större än reningen vad gäller försurnings- och eutrofieringspotential samt bildning av marknära ozon.

Vad gäller bildning av marknära ozon står reningen i bioslurrymetoden för en större miljöpåverkan än vad transporten till anläggningen i Skelleftehamn gör. För försurnings- och eutrofieringspotentialen står transporten för ett större bidrag.

För jordtvätt står transporten för den största påverkan för samtliga miljöpåverkan-kategorier.

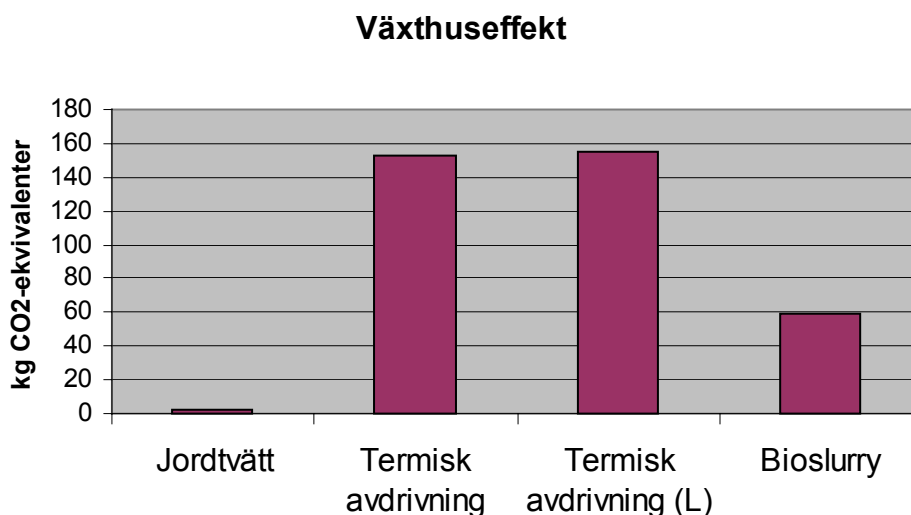
## 10.2 Jämförelse mellan saneringsteknikerna

Nedan följer en jämförelse av miljöpåverkan från de olika marksaneringsteknikerna. Eftersom den funktionella enheten är 1000 kg TS medför det att även om en metod behandlar en lika stor mängd sediment som jord, blir miljöpåverkan vid behandling av sedimentet större än för jorden eftersom TS-halten på sedimentet är lägre. Därför presenteras jordarna, inklusive den lerhaltiga jorden, respektive sedimenten var för sig. Den lerhaltiga jorden betecknas (L). Ingen hänsyn har tagits till att vissa av metoderna är inriktade på att rena massorna från organiska föroreningar medan andra är inriktade på oorganiska föroreningar eller både och.

En diskussion kring osäkerheter i resultaten återfinns i kapitel 11.

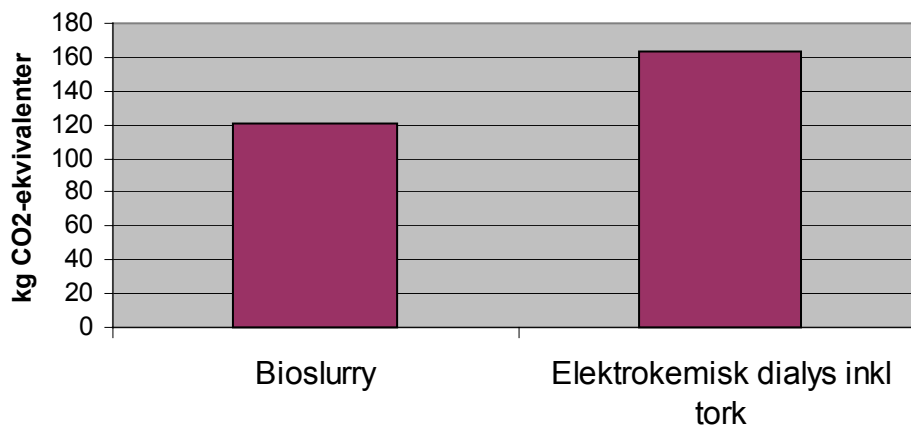
### 10.2.1 Växthuseffekt

#### 10.2.1.1 Jord



### 10.2.1.2 Sediment

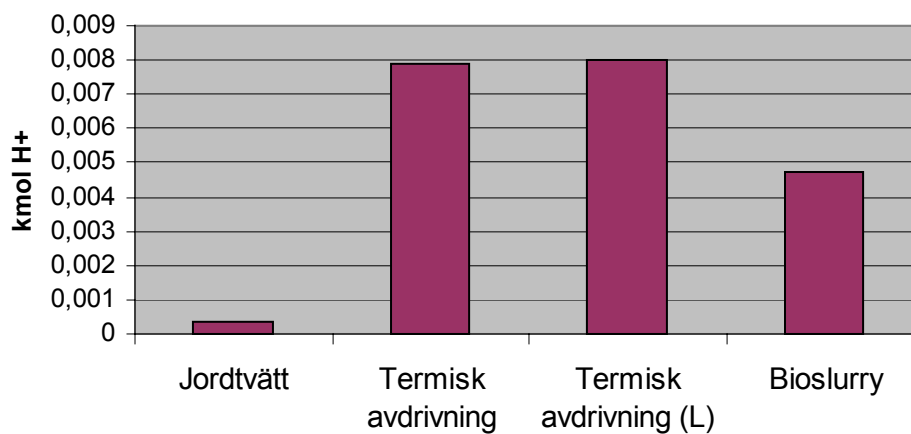
#### Växthuseffekt



### 10.2.2 Försurning

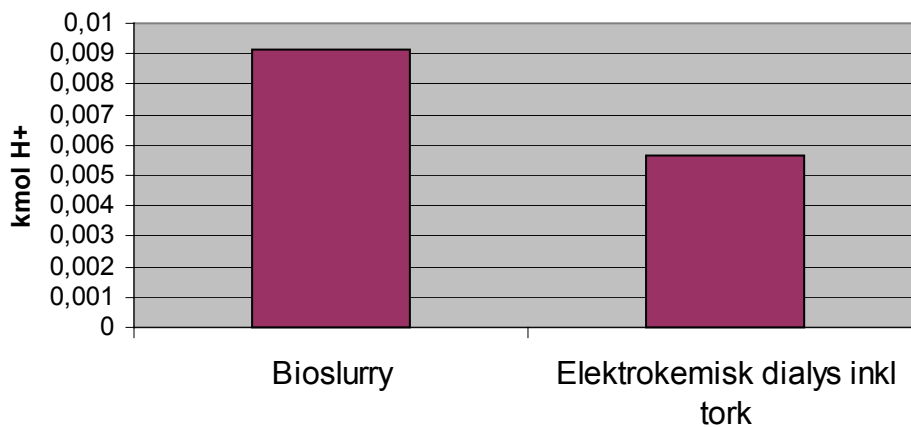
#### 10.2.2.1 Jord

#### Försurningspotential



### 10.2.2.2 Sediment

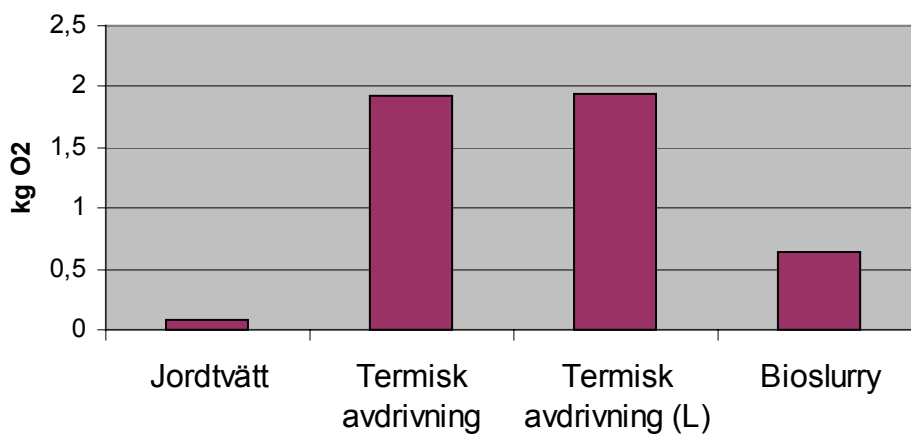
#### Försurningspotential



### 10.2.3 Eutrofiering

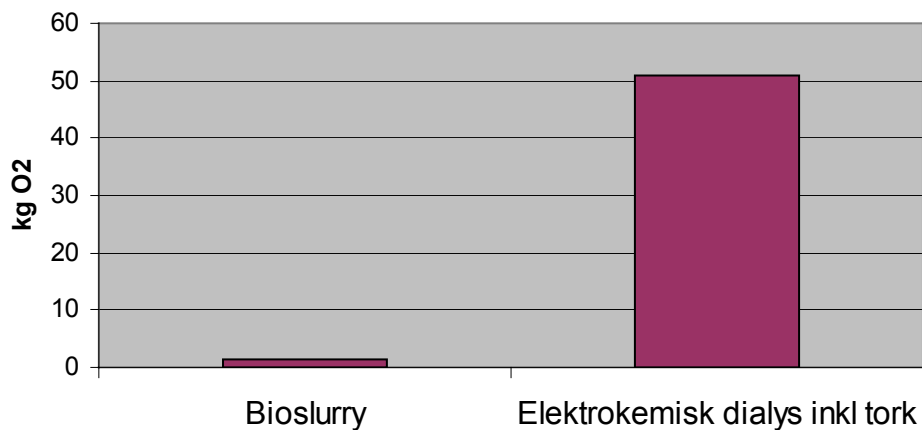
#### 10.2.3.1 Jord

#### Eutrofieringspotential



### 10.2.3.2 Sediment

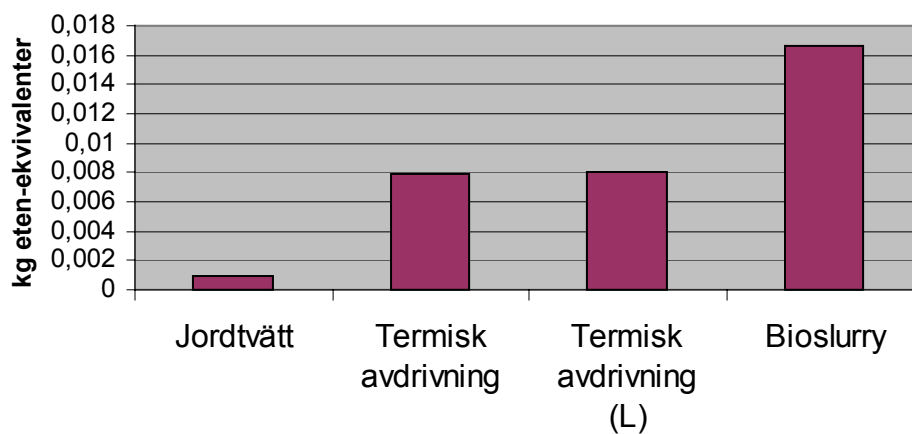
#### Eutrofieringspotential



### 10.2.4 Marknära ozon

#### 10.2.4.1 Jord

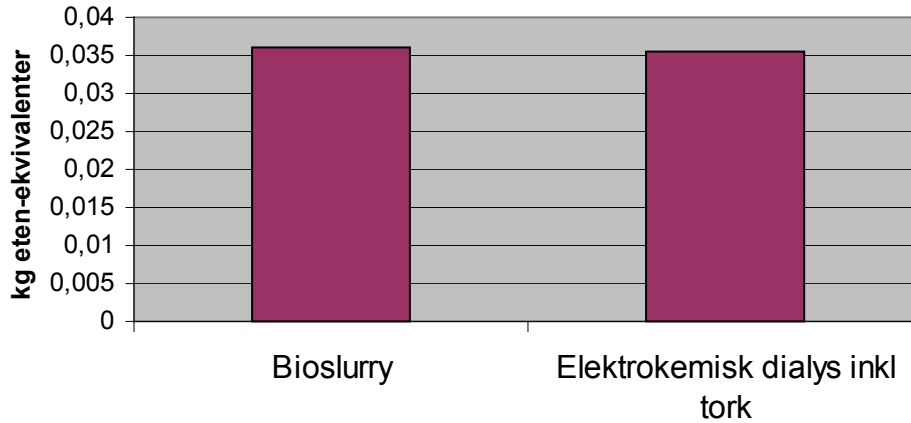
#### Marknära ozon





### 10.2.4.2 Sediment

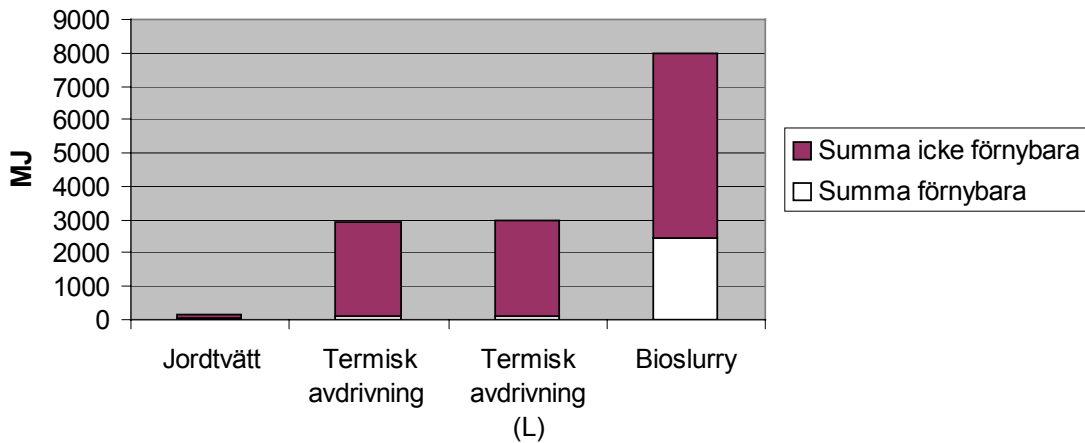
#### Marknära ozon



### 10.2.5 Energianvändning

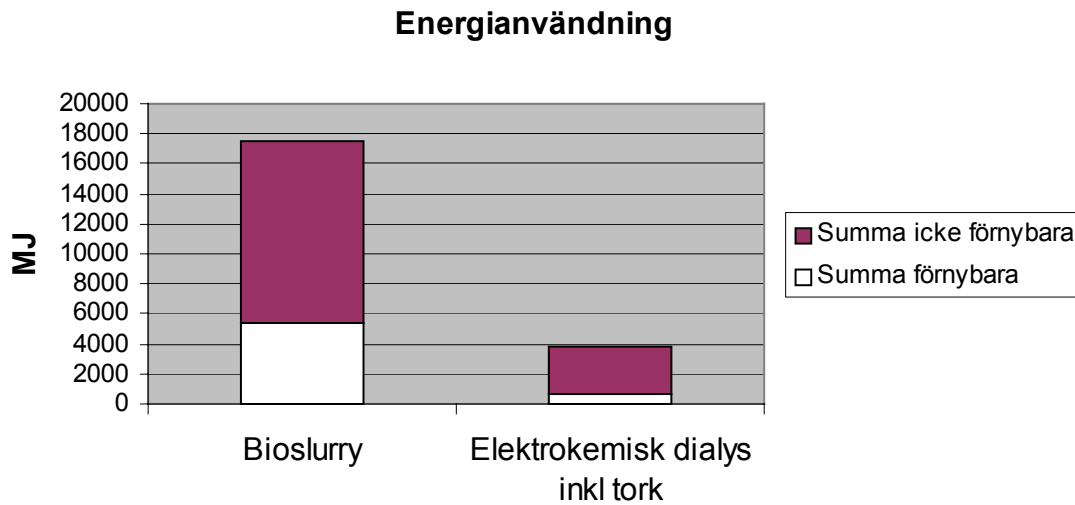
#### 10.2.5.1 Jord

#### Energianvändning



I bioslurrymetoden härrör 96% av energianvändningen från saneringsprocessen där energin förbrukas i form av el till pumpar och omrörare i reaktorer. I metoden termisk avdrivning är det för själva avdrivningen merparten av energin används (88%). I jordtvättmetoden härrör 92% av energianvändningen från elförbrukning under processen.

### 10.2.5.2 Sediment

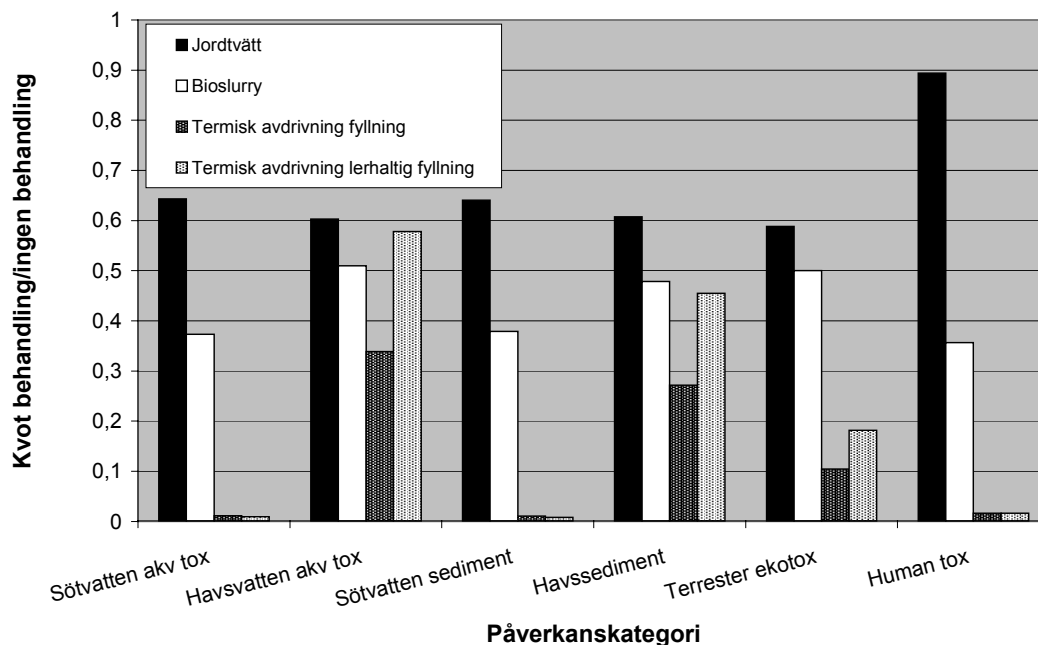


Som nämnts ovan är det framförallt i saneringsprocessen som energin förbrukas i form av elförbrukning till pumpar och omrörare i reaktorer för bioslurrymetoden. I elektrokemisk dialys inkl tork står elanvändningen under förbehandlingen samt dialysen för 52% av all energiförbrukning medan torksteget står för 36%.

### 10.2.6 Human och ekotoxisk påverkan

#### 10.2.6.1 Sanering av jord

Resultaten från toxicitetsutvärderingen med avseende på jord redovisas i figur 4. Som framgår av figuren är samtliga kvoter <1, vilket innebär att det enligt denna utvärdering, d v s med de antaganden och avgränsningar som gjorts i denna studie, skulle vara bättre att sanera än att låta bli. Utvärderingen innebär dock inte någon absolut utvärdering då endast 9 ämnen inkluderats i studien. Dessutom är inte påverkan från eventuella transporter inkluderad utan endast det rent tekniska utförandet är analyserat. Figuren indikerar också att jordtvätt är den metod som har störst toxisk påverkan, med avseende på de 9 studerade ämnena, i samtliga kategorier, medan termisk avdrivning av fyllningsmaterial som ej är lerhaltig har minst. För behandlingsmetoden jordtvätt är enligt denna utvärdering påverkan högst på humantoxicitet. För bioslurry varierar kvoterna mellan 0.36 och 0.51 för samtliga kategorier. Termisk avdrivning har större påverkan på marin ekotoxicitet än på sötvattentoxicitet, vilket kan relateras till den stora skillnaden i toxicitetspotentialer vid utsläpp till industrimark för dessa påverkanskategorier när det gäller Cd och Hg.

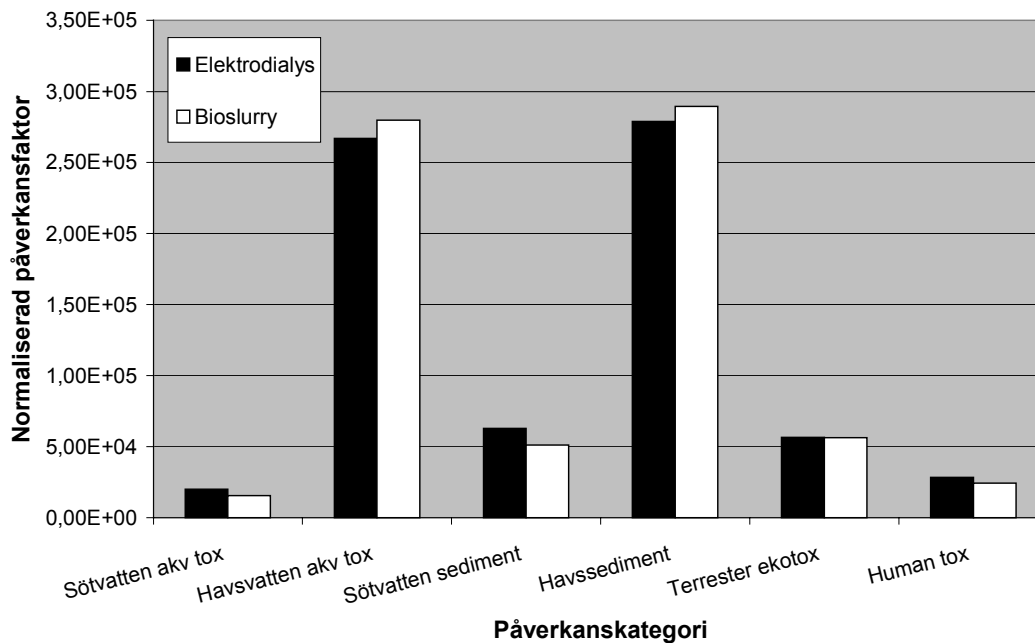


Figur 4 Kvot mellan påverkansfaktorer för behandling respektive ingen behandling för de olika saneringsmetoderna för jord

Då metoden jordtvätt syftar till att koncentrera föroreningarna till filterkakan för att sedan behandla denna sekundärt är inte föroreningarna i filterkakan inkluderade i resultatet i figur 4. Om föroreningarna i filterkakan inkluderas blir kvoterna för sötvatten akvatisk tox och terrester ekotox strax över 1 medan övriga kvoter fortfarande ligger under 1.

#### 10.2.6.2 Sanering av sediment

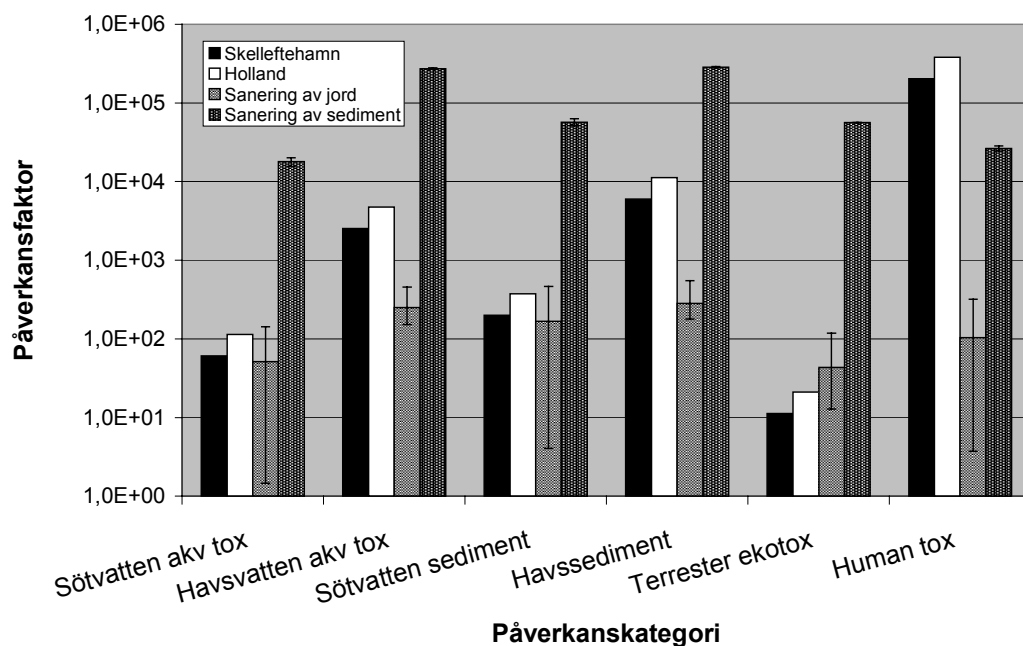
Figur 5 visar resultaten från toxicitetsutvärderingen avseende behandling av sediment. Utifrån de antaganden och avgränsningar som gjorts i denna studie, d v s med avseende på de 9 studerade ämnena, tycks de två metoderna vara jämförbara i förhållande till de ursprungliga mängderna i sedimenten. Liksom för jord är transporter inte medräknade i denna utvärdering, utan jämförelsen är endast relevant för det rent tekniska utförandet. De höga påverkansfaktorerna i marina system kan även i detta fall relateras till de höga toxicitetspotentialerna för kadmium och kvicksilver vid utsläpp till industrimark.



Figur 5 Normaliserade påverkansfaktorer för behandling av sediment.

### 10.2.6.3 Transporter

Resultaten från toxicitetsutvärderingen med avseende på transporter framgår av figur 6. Av jämförelseändamål har även medelvärden samt intervall av påverkansfaktorer för sanering av jord och sediment inkluderats i figuren. Emissionsfaktorn för PAH från lastfartyg antogs inkludera de PAH som ingick i utvärderingen av saneringsmetoderna och som angivits i tabell 5. Som figuren visar ligger de absoluta påverkansfaktorerna för transport inom intervallet 10-400000. För sanering av jord ligger motsvarande påverkansfaktorer i storleksordningen 1-600, medan de för sediment är betydligt högre, mellan 15000-300000. Figuren indikerar även att påverkan på de olika kategorierna är väldigt olika. Transporter tycks ha väldigt hög påverkan på humantoxicitet, medan sanering av sediment dominerar toxicitetspåverkan för terrester miljö. Toxicitetspåverkan av transporter i förhållande till de olika saneringsmetoderna beror med andra ord på vilken kategori man är intresserad av att studera.



Figur 6 Påverkansfaktorer för transporter till Skelleftehamn respektive Holland, ställt mot medelvärden av påverkansfaktorer för behandling av jord respektive sediment. Faktorerna är baserade på emissioner av Cd, Hg och PAH.

### 10.2.7 Reningseffektivitet

I detta kapitel görs en sammanfattning av reningseffektiviteten för saneringsteknikerna. Värdena efter rening jämförs med Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM), enligt rapport 4638:

Tabell 6 Sammanställning över studerade ämnens riktvärden

Ämne	KM [mg/kg TS]	MKM [mg/kg TS]
Cancerogena PAH	0,3	7
Övriga PAH	20	40
Kvicksilver	1	7
Kadmium	0,4	12

Även om metoderna är har olika inriktning vad gäller rening av jorden/leran/sedimentet har värden för cancerogena PAH, övriga PAH, kvicksilver och kadmium efter rening sammanställts för samtliga metoder. Det framgår i tabellen vilka ämnen som metoderna inte är inriktade på att rena genom att värdet är angivet inom parentes.

Tabell 7 Sammanställning över saneringsteknikernas reningseffektivitet

Saneringsteknik	Cancerogena PAH		Övriga PAH		Kvicksilver		Kadmium	
	Reduktion	Uppnås MKM/KM?	Reduktion	Uppnås MKM/KM?	Reduktion	Uppnås MKM/KM?	Reduktion	Uppnås MKM/KM?
<b>Termisk avdrivning, jord</b>	nästan 100%	KM	nästan 100%	KM	90%	KM	(22%)	(MKM)
<b>Termisk avdrivning, lerhaltig jord</b>	nästan 100%	KM	nästan 100%	KM	80%	KM	(Ingen reduktion)	(MKM)
<b>Bioslurry, jord</b>	70%	Nej	90%	MKM	(38%)	(KM)	(32%)	(MKM)
<b>Bioslurry, sediment</b>	40%	Nej	99%	Nej	(Ingen reduktion)	(Nej)	(18%)	(MKM)
<b>Elektrokemisk dialys inkl tork, sediment</b>	28%	Nej	16%	Nej	(Ingen reduktion)	(MKM)	(20%)	(MKM)
<b>Jordtvätt, jord</b>								
Grövre fraktion (4-40 mm)	Ingen reduktion	Nej	Ingen reduktion	Nej	Ingen reduktion	Nej	Ingen reduktion	MKM
Mellanfraktioner (0,063-4 mm)	53-70%	Nej	50-73%	Nej	90%	KM	60-75%	MKM

Vad gäller elektrokemisk dialys så är inte själva dialysmetoden inriktad på att rena massorna från något av ovanstående ämne. Däremot innebär torksteget att en reduktion av organiska ämnen sker. Om några av de ämnen som dialysen är inriktad på studeras erhålls resultatet att halten zink, bly och koppar reducerades med mellan 34-57%. Kopparhalten som var högre än MKM innan rening är även högre efter rening trots reduktionen. Vidare är zink- och blyhalten mellan KM och MKM både innan och efter rening.

### **10.2.7.1 Sammanfattning - reningseffektivitet**

Metoden termisk avdrivning uppnådde lägst resthalter, med PAH-halter under eller i nivå med KM. Vad gäller reduktion av Hg så utfördes en nära nog fullständig avdrivning. Vid behandling av jord sker en viss reduktion av Cd, halten innan såväl som efter rening uppnår riktvärdet för MKM.

För metoden Bioslurry erhöles ett hög reduktion för övriga PAH, med resthalter under MKM för jorden och strax över MKM för sedimentet. Nedbrytningen för cancerogena PAH fungerade sämre, där var resthalterna en bra bit över MKM för både jorden och sedimentet.

För elektrokemisk dialys erhöles lägre resthalter efter behandling, dock hann inte några förändringar mellan start- och slutvärde i förhållande till Naturvårdsverkets riktvärden uppnås. Försöket avbröts när trenden visade en signifikant reduktion.

I jordtvätten sker inte någon reduktion i den grövre fraktionen. I de två mellanfraktionerna sker en reduktion av både PAH, Hg och Cd.

Sammanfattningsvis kan konstateras att den termiska metoden är den metod som uppnår störst reduktion av den typen av organiska ämnen som behandlades i Lyftkranenprojektet.

## **11. Osäkerheter**

### **11.1 Allmänt**

Under projektets gång har mycket data samlats in och i en studie av det här slaget finns alltid en viss grad av osäkerhet i datamaterialet. Förutom att indata för tillverkning av olika ingående material såsom metaller, kemikalier m m, är behäftade med fel så finns det en del andra aspekter i de studerade systemen som är mer eller mindre osäkra och som gör att resultaten måste tolkas därefter. Tex har det i viss utsträckning varit svårt att få detaljerad/fullständig information om metoderna som demonstrerades i Lyftkranenprojektet vilket bl a beror på att det var pilotförsök som utfördes samt att vissa upp-

gifter inte har lämnats ut av företagen p g a sekretess. Olika detaljerad information och data har erhållits för de olika metoderna. För metoden termisk avdrivning och elektrokemisk dialys har mest omfattande information och detaljerade data erhållits. Dessutom saknas ofta information om utsläpp av specifika organiska ämnen och metaller i databaser och litteratur varför detta ofta är dataluckor i LCA-studier.

Vidare har avgränsningar gjorts för de studerade systemen. Som framgår av kapitel 6.1.2 har inte uppgrävning av jord/sediment eller rening av uppkommet avloppsvatten inkluderats i studien. Dessa aktiviteter medför även en påverkan på miljön. Vad gäller uppgrävning så har tidigare studier visat att utsläppen av CO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> i o m uppgrävning är mycket mindre än en transport till deponi där avståndet varierade mellan 5 och 190 km (Viikala and Kuusola, 2000).

## **11.2 Tekniker för rening av jord**

### **11.2.1 Osäkerheter i metoden termisk avdrivning**

Inga medvetna avgränsningar eller dataluckor utöver de ovan beskrivna avgränsningarna har gjorts för metoden termisk avdrivning.

### **11.2.2 Osäkerheter bioslurrymetoden**

För metoden Bioslurry är inte tillverkning av sedimentationstank inkluderad i livscykeln. Vid rening av jord i Lyftkranenprojektet användes en plåtcontainer av okänd storlek för sedimentering. Om vi antar att tanken är gjord av kolstål och är lika stor som en av reaktorerna som användes i försöket skulle växthuseffekten, försurningspotentialen samt eutrofieringspotentialen för bioslurrymetoden öka med några procent. Resultatet för bildning av marknära ozon skulle bli ca 15% högre.

Som nämnts tidigare har medelvärden för kapaciteten och livslängden på insatsvaror (utrustning) använts för bioslurrymetoden. Givetvis utgör data för livslängd och kapacitet för de andra metoderna en uppskattning och består i viss mån av medelvärden. Då data för bioslurrymetoden dock är givna i intervall kan vi undersöka hur resultaten skulle bli om vi istället använde bästa data (d v s längsta livslängden för all utrustning samt största kapaciteten) respektive sämsta data (d v s kortaste livslängden för all utrustning samt lägsta kapaciteten). Växthuseffekten, försurnings- och eutrofieringspotentialen skulle minska med ca en fjärdedel medan bildning av marknära ozon och energianvändning blir ca en tredjedel lägre för "bästa fallet". För "sämsta fallet" skulle växthuseffekten och försurningspotentialen öka med ca en fjärdedel och eutrofieringspotentialen med ca en femtedel. Bildning av marknära ozon skulle öka med ca 40% och energianvändningen med ca en tredjedel.



Även om vi inkluderar påverkan från tillverkning av sedimentationstank utifrån antagandena ovan och applicerar sämsta fall för bioslurrymetoden är påverkan på växthuseffekten och eutrofieringen ca 2 ggr större för metoden termisk avdrivning. För försurningen blir påverkan fortfarande något större för termisk avdrivning.

Om vi däremot applicerar bästa fall för bioslurrymetoden blir bildning av marknära ozon fortfarande något större för bioslurrymetoden än för termisk avdrivning. Likaså är energianvändningen fortfarande större för bioslurrymetoden (ca 2 ggr).

### **11.2.3 Osäkerheter i metoden jordtvätt**

Information om mängd samt typ av flockningsmedel saknas för metoden jordtvätt. Om vi antar att 5 gram flockningsmedel krävs för att behandla 1 kg TS jord (Mats Ek, IVL, pers. komm.) medför det att växthuseffekten, försurnings- och eutrofieringspotentialen för metoden jordtvätt fördubblas. Bildning av marknära ozon i sin tur tredubblas.

Även om påverkan från tillverkning av flockningsmedel inkluderas för metoden jordtvätt och bästa fall appliceras på bioslurrymetoden har jordtvätt mindre påverkan än både bioslurry och termisk avdrivning genomgående.

## **11.3 Tekniker för rening av sediment**

### **11.3.1 Osäkerheter i metoden bioslurry**

I Lyftkranenprojektet användes i sedimentfallet två plastcontainrar av okänd storlek för sedimentering. Om vi antar att containrarna är gjorda av polyuretan och sammanlagt är lika stora som en av reaktorerna som användes i försöket skulle alla miljöpåverkans-kategorier öka med några procent.

Om det s k ”bästa fallet” appliceras för rening av sediment minskar växthuseffekten, försurnings- och eutrofieringspotentialen med ca en fjärdedel medan bildning av marknära ozon och energianvändning blir ca en tredjedel lägre. För ”sämsta fallet” skulle växthuseffekten och försurningspotentialen öka med ca en tredjedel och eutrofieringspotentialen med ca en femtedel. Bildning av marknära ozon skulle öka med ca 40% och energianvändningen med ca en tredjedel.

### **11.3.2 Osäkerheter i metoden elektrodialys inklusive torkning**

I metoden elektrodialys inklusive torkning ingår inte tillverkning av torken i livscykelanalysen då den antas ha en försumbar påverkan. Torkutrustningen har sannolikt en högre kapacitet och livslängd än själva elektrodialysbehållaren. Om vi antar att dess

påverkan därmed är en fjärdedel av dialysbehållaren blir bidraget försumbart till växthuseffekten och eutrofieringspotentialen medan bidraget blir några procent för försurningspotentialen och bildning av marknära ozon.

Om vi applicerar sämsta fall för bioslurrymetoden är växthuseffekten i samma storleksordning för metoden bioslurry som för elektrokemisk dialys inkl torkning medan eutrofieringspotentialen fortfarande är betydligt större för elektrokemisk dialys inkl tork (ca 30 ggr).

Om istället bästa fall appliceras för bioslurrymetoden är försurningspotentialen i samma storleksordning som för elektrokemisk dialys inkl tork medan energianvändningen fortfarande är större för bioslurrymetoden (ca 3 ggr).

För bildning av marknära ozon är påverkan i samma storleksordning för de båda metoderna.

## 11.4 Osäkerheter toxicitet

Förutom de osäkerheter som återfinns i LCA-studien (se ovan) förekommer för toxicitetsstudien osäkerheter gällande framtagandet av använda toxicitetspotentialer.

Huijbregts et al. (2000b) har undersökt betydelsen av osäkerheten i modellparametrar när det gäller toxicitetspotentialernas storlek och beräknat osäkerhetsfaktorer för toxicitetspotentialer för tre specifika ämnen. I vissa fall överlappade de erhållna intervallen varandra, vilket indikerar att rangordningen kan komma att förändras om modellparametrarna förändras. I syfte att kunna avgöra vilken inverkan osäkerheten i toxicitetspotentialerna har på rangordningen av olika alternativ bör en osäkerhetsanalys utföras, där osäkerhetsfaktorer för varje toxicitetspotential ansätts, tillsammans med osäkerhetsfaktorer för andra LCA-parametrar. På så sätt erhålls en uppfattning om vilken betydelse toxicitetspotentialernas osäkerhet har för det totala utfallet av LCA:n.

Vidare föreligger osäkerheter i analysresultat vid de provtagningar av föroreningshalter innan respektive efter rening som utförts. I de studerade metoderna står mängden föroreningar kvar efter rening för det största bidragen till kategorierna human- och ekotox. Vid behandling av jord med metoden bioslurry saknas data för föroreningshalter i vatten efter rening. Vidare avbröts försöket med elektrokemisk dialys när trenden var signifikant. Som nämnts tidigare har inte några massbalanser gjorts vad gäller studerade föroreningar i jorden/sedimenten utan vi har utgått från de analysdata som redovisas i Lyftkranenprojektet. Detta medför att massbalansen i vissa fall inte har varit fullständig. Detta skulle kunna tolkas som förluster till luft men det kan också bero på analytiska osäkerheter och heterogena prov. Det är rimligt att anta att en viss emission av flyktiga ämnen sker under behandlingen men data som motsäger eller styrker detta saknas dock.

Den enda metod där data för emissioner av organiska ämnen (PAH) samt metaller (Hg och Cd) till luft från själva reningsprocessen finns är termisk avdrivning.

## 11.5 Användning av resultaten

Som framgår av diskussionen ovan innehåller datamaterialet och systemen en del osäkerheter. Metodernas kapacitet och produktionskapitalets livslängd har en stor inverkan på resultaten vilket inte minst återspeglas i det stora spannet i resultat mellan det som kallas "bästa fallet" och "sämsta fallet" för metoden bioslurry.

Generellt sett kan resultaten användas för att få en uppfattning om vad som är smått respektive stort vad gäller miljöpåverkan för respektive metod. Vid en jämförelse är det viktigt att komma ihåg att det är *pilotförsöken* i Lyftkranenprojektet som har studerats, dvs under de förutsättningar som rådde i Lyftkranenfallet och med de avgränsningar och antaganden som har gjorts i denna studie.

## 12. Diskussion

Föreliggande studie visar att det går att tillämpa LCA-metodik för att utvärdera saneringsteknikers miljöpåverkan ur ett helhetsperspektiv. För Lyftkranenfallet kunde en uppskattning av de olika metodernas miljöprestanda göras samt sk hot-spots belysas. För detta krävdes att företagsspecifika data erhöles vad gäller insatsvaror (mängd och livslängd för produktionskapital och mängd för förbrukningsmaterial) samt renings- teknikernas kapacitet. Miljöpåverkan kunde sedan beräknas utifrån generella data från databaser och litteratur. Utvärderingen skulle dock underlättas om data för emissioner av specifika organiska ämnen och metaller var mer fullständiga. Eftersom denna studie är retrospektiv, dvs reningen har redan genomförts, kunde uppgifter om föroreningshalter innan respektive efter rening erhållas vilka sedan inkluderades i en metodikansats för bedömning av toxicitet.

Resultaten från studien visar att för de saneringstekniker som analyserades härrör den största miljöpåverkan från energi- och/eller elanvändningen. Även miljöpåverkan från utrustningen, i första hand stål, samt kemikalier är signifikanta. Då vi räknar på att inget av stålet återvinns blir påverkan från stålet större än om hänsyn tas till att stålet återvinns efter användning.

Vad gäller en jämförelse mellan pilotförsöken som utfördes i Lyftkranenprojektet, utifrån de avgränsningar, antaganden och osäkerheter som föreligger i denna studie, så är växthuseffekten och eutrofieringspotentialen störst för metoden termisk avdrivning vad gäller rening av jord/lerhaltig jord. Vidare indikerar resultaten att termisk avdrivning även har högst försurningspotential och att bioslurrymetoden har högst påverkan vad

gäller bildning av marknära ozon. Dessutom används mest energi i bioslurrymetoden. Jordtvätt har lägst miljöpåverkan, vad gäller växthuseffekt, försurnings- och eutrofieringspotential samt bildning av marknära ozon. Dessutom används minst energi i jordtvättmetoden. Vad gäller rening uppnår dock termisk avdrivning den största reningen m a p organiska ämnen, Cd och Hg medan jorden som behandlas med metoden jordtvätt är minst renad.

Vad gäller metoder för rening av sediment visar resultaten att eutrofieringspotentialen är mycket högre för metoden elektrokemisk dialys inkl tork än för bioslurrymetoden. Vidare tycks resultaten indikera att bildning av marknära ozon är i samma storleksordning för de båda metoderna men att växthuseffekten är något högre för elektrokemisk dialys medan försurningspotentialen är något högre för bioslurry. I metoden bioslurry används mer energi än i elektrokemisk dialys inkl tork. Vad gäller reningseffektivitet uppnår bioslurry en högre rening m a p organiska ämnen, Cd och Hg.

En stor energianvändning medför ofta en stor växthuseffekt. Enligt resultaten för rening av jord är dock växthuseffekten större för metoden termisk avdrivning medan energianvändningen är större för metoden bioslurry. Vidare är växthuseffekten större för metoden elektrokemisk dialys inkl tork medan energianvändningen är större för metoden bioslurry vid rening av sediment. I bioslurrymetoden härrör energianvändningen från den el som används under reningen medan den största energianvändningen i metoden termisk avdrivning kommer från användning av naturgas och olja. I elektrokemisk dialys inkl tork härrör energianvändningen från användning av el samt olja. Då utsläppet av CO<sub>2</sub> är ca 6 ggr större per MJ för naturgas (produktion och förbränning) respektive 8-9 ggr större för olja (produktion och förbränning) än för 1 MJ svensk medel (produktion) blir växthuseffekten större för termisk avdrivning och elektrokemisk dialys inkl tork än för bioslurrymetoden trots att mest energi används i bioslurrymetoden.

Vad gäller metodiken för att inkludera toxicitetsaspekten vid LCA-utvärdering av marksaneringsmetoder så är den metodik som vi har illustrerat enkel att använda under förutsättning att beräknade toxicitetspotentialer finns tillgängliga för de ämnen man är intresserad av. I annat fall måste nya potentialer beräknas med modellen USES-LCA, vilken kan erhållas via Huijbregts et al. (2000a). Då metodiken är uppbyggd på samma sätt som övriga LCA-kategorier finns goda förutsättningar för att inkludera toxicitetspotentialerna i LCA-modellen och på så sätt få ut påverkansfaktorerna direkt utifrån emissionerna.

Då metodiken för toxicitetsutvärderingen är uppbyggd runt nyttjandet av toxicitetspotentialer, är det viktigt att dessa potentialer tas fram på ett korrekt sätt. Huijbregts et al. (2000a) har visat att modellens struktur kan påverka storleken på toxicitetspotentialerna med flera storleksordningar. I de fall syftet med en LCA är att erhålla en relativ påverkan i förhållande till andra alternativ, har den exakta storleken på potentialerna

ingen avgörande betydelse. Däremot är det viktigt att rangordningen av olika alternativ blir konsekvent.

Vi vill dock betona att eftersom toxicitetsstudien har begränsats till ett fåtal ämnen innebär den inte någon fullständig toxicitetsutvärdering av de metoder som har beskrivits här, utan en illustration av hur en sådan utvärdering kan göras. För att kunna göra en fullständig bedömning enligt denna metodik måste samtliga relevanta ämnen i processen tas med, vilket kan kräva ytterligare beräkning av toxicitetspotentialer. Begränsningen för vilka ämnen som tas med bör göras på basis av känd toxisk effekt i kombination med tillgänglighet på ingångsdata i LCA-modellen. För de avgränsningar, antaganden och osäkerheter som gäller för *pilotförsöken* i Lyftkranenprojektet tycks dock termisk avdrivning vara den metod som har minst toxisk påverkan med avseende på de 9 studerade ämnena medan jordtvätt har störst toxisk påverkan. För de båda metoderna för rening av sediment tycks den toxiska påverkan vara i samma storleksordning.

Då det var pilotförsök som demonstrerades i Lyftkranenprojektet medför det att inte alla försök kördes fullständigt samt att delvis andra förhållanden och betingelser rådde än om massorna hade behandlats i en fullskaleanläggning. Dessutom har vissa av teknikerna utvecklats varför resultaten för teknikerna kanske skulle bli annorlunda om samma massor renades idag. Vad gäller datatillgång har det faktum att det var pilotförsök som gjordes i Lyftkranenprojektet försvårat insamlandet av information/data.

För metoden termisk avdrivning skulle inte en fullskaleanläggning idag skilja sig nämnvärt från den stationära anläggning som användes i Lyftkranenprojektet. Även jordtvättsbehandlingen utfördes i en stationär anläggning men behandlingen skulle sannolikt kompletteras med någon sekundär behandlingsmetod vid rening i fullskala idag. Detta skulle medföra att miljöpåverkan från reningen skulle bli större än för Lyftkranenprojektet men att en bättre rening förmodligen uppnås. Vad gäller rening genom biologisk behandling så skulle bioslurrymetoden användas för rening av massor med höga PAH-halter (> 1000 ppm) i fullskala idag medan andra biologiska behandlingsmetoder skulle användas för rening av massor med lägre PAH-halt, enligt det företag som demonstrerade metoden. I Lyftkranenförsöket låg PAH-halterna runt 400 ppm för jorden varför en annan metod sannolikt skulle användas idag. För den elektrokemiska dialysen inkl tork skiljer sig en verklig fullskaleprocess i tre avseenden från pilotförsöket i Lyftkranenprojektet. För det första skulle inte något torksteg finnas i processen vilket medför att koldioxid- och NO<sub>x</sub>-emissionerna skulle minska avsevärt (ca 75 respektive 30%). Å andra sidan svarar torksteget för hela reningseffekten vad avser organisk substans varför en lägre rening skulle uppnås i en fullskaletillämpning. I en fullständig process krävs alltså någon form av ytterligare rening, som komplement till elektrodialysen. Däremot representerar inte den gödseltork som användes i pilotprojektet en optimal behandling. För det andra så gjordes en pH-justering till pH<4 med salpetersyra under dialysen. Även i en fullskaletillämpning kommer salpetersyra att

användas, men i ca 5 gånger mindre mängd än under försöket på Lyftkranen. För det tredje var dialysbehållaren tillverkad av stål i Lyftkranenprojektet medan ett annat material skall användas i en fullskaletillämpning.

Resultaten i föreliggande rapport kan användas på flera sätt. Generellt sett kan de, som nämnts tidigare, användas för att få en uppfattning om vad som är smått respektive stort vad gäller miljöpåverkan från de olika saneringsmetoderna. Ett intressant användningsområde skulle dessutom kunna vara att använda resultaten för att underlätta utredningar såsom miljökonsekvensbeskrivningar (MKB). Skillnaden mellan en LCA och en MKB är att en LCA uppskattar den potentiella miljöpåverkan d v s alla emissioner som eventuellt kan bidra till någon miljöpåverkan tas med i uppskattningen oberoende av den fysiska lokaliseringen. En MKB ser däremot mer till den faktiska påverkan som sker. Livscykelanalyser kan ge en vägledning i var den stora miljöpåverkan sker under en livscykel eller i det system man studerar. Sådana resultat kan användas dels för att optimera ett system d v s minimera miljöpåverkan och sätta in resurser eller ändra en process. Detta kan användas exempelvis för att ta reda på var i en livscykel eller process som en miljökonsekvensbeskrivning ska fördjupas. I miljöbalken står att olika alternativ ska utredas ur ett helhetsperspektiv. I de allra flesta tillståndsansökningar är det både en praktisk omöjlighet samt ej ekonomiskt försvarbart att kunna uppfylla detta krav till fullo. Tyngdpunkten i många MKBer idag läggs där man tror att den största miljöpåverkan sker. Många livscykelanalyser har dock visat att den stora miljöpåverkan inte alla gånger återfinns där man i förhand trodde utan på andra oväntade delar i en livscykel. LCA- studier av det slag som visats i föreliggande rapport kan alltså många gånger ligga till grund för att få en indikation på var i en MKB de stora insatserna bör göras.

Tillståndsärenden för marksaneringsåtgärder är ofta utdragna processer som kan pågå i årtal. Många saneringsåtgärder är dock så akuta att man inte kan invänta ett sådant beslut varför de förorenade massorna ofta grävs upp och körs till deponering. Resultaten i föreliggande studie ger en vägledning var i en saneringsprocess den stora miljöpåverkan ligger och därmed var intresset från tillståndsmyndigheter borde ligga i ansöknings-sammanhang. Sådan kunskap och erfarenhet borde i vissa fall snabba upp ett tillstånds-ärende och beslut för marksanering.

Vad gäller en samlad bedömning av respektive metod behöver en prioritering mellan de olika miljöpåverkanskategorierna göras. Frågan är dock hur de olika miljöpåverkanskategorierna ska värderas gentemot varandra. Utifrån LCA:n erhålls mycket information och utan en viktning (värdering) är det upp till mottagaren av informationen att göra en bedömning, d v s att värdera vilken/vilka miljöpåverkanskategorier som anses vara viktigast/ha störst betydelse. Vad gäller tillämpning av viktningmetoder är en svårighet att det inte finns någon enhetlig allmänt vedertagen och accepterad metod utan olika metoder utgår från olika bakomliggande skäl.

Vidare vore det önskvärt att även inkludera hälsoaspekter samt livscykelkostnader i en LCA-studie. För att göra en helhetsbedömning av vilken typ av saneringsteknik som ska användas i ett enskilt fall måste hänsyn dels tas till miljö- och hälsopåverkan från saneringen, dels till tillgänglighet, ekonomi, förorening, samt möjliga tekniker. För att underlätta en sådan bedömning vore det fördelaktigt om de olika kategorierna och kriterierna kunde viktas samman, d v s om en multikriteriebedömning kunde göras. Ett arbete pågår för närvarande, i vilket IVL deltar, som syftar till att ta fram multikriterieverktyg för strategiskt hållbart utvecklingsarbete. Den arbetsmetodik som utarbetas i det projektet skulle eventuellt kunna appliceras även i andra tillämpningar.

### 13. Slutsatser

Följande slutsatser kan dras från studien:

- LCA-metodik går att tillämpa på saneringstekniker. Med hjälp av LCA kan miljöpåverkan från själva reningsinsatsen analyseras, d v s miljöprestanda erhållas för respektive saneringsteknik. Därmed kan även hot-spots belysas innan ett projekt startar vilket gör att viss miljöpåverkan eventuellt kan undvikas eller åtminstone minskas.
- LCA-resultat utgör underlag för en samlad bedömning samt för en jämförelse mellan olika saneringstekniker. Dessa bedömningar skulle eventuellt underlättas om en viktningssmetod utvecklades som kunde tillämpas. Vidare vore det fördelaktigt om emissionsdata gällande specifika organiska ämnen och metaller blev mer fullständiga.
- Resultaten från studien visar att för de saneringstekniker som analyserades härrör den största miljöpåverkan från energi- och/eller elanvändningen.
- Miljöpåverkan från transport av massorna till anläggningarna visade sig vara betydande och i vissa fall större än miljöpåverkan från själva behandlingen.
- Vidare är även miljöpåverkan från utrustningen, i första hand stål, samt kemikalier signifikanta. Då vi räknar med att inget av stålet återvinns blir påverkan från stålet större än om hänsyn tas till att stålet återvinns efter användning.
- Miljöpåverkan från transport av insatsvaror är försumbart för alla metoder utom i något enstaka fall.
- Den metodik för att inkludera toxicitetsaspekter vid LCA-utvärdering av marksaneringstekniker som har illustrerats i denna studie är enkel att använda förutsatt att beräknade toxicitetspotentialer finns framtagna. Då inte någon fullständig toxicitets-

utvärdering har genomförts med applicerad metodik är det svårt att dra slutsatser angående toxisk påverkan. Utifrån de avgränsningar, antaganden och osäkerheter som gäller för *pilotförsöken* i Lyftkranenprojektet tycks dock termisk avdrivning vara den metod som har minst toxisk påverkan med avseende på de 9 studerade ämnena medan jordtvätt har störst toxisk påverkan. För de båda metoderna för rening av sediment tycks den toxiska påverkan vara i samma storleksordning.

- Med de avgränsningar och antaganden som gjorts i denna studie erhålls följande resultat för de *pilotförsök* som utfördes i Lyftkranenprojektet, simulerat att alla försök utfördes på plats:
  - Vad gäller tekniker för rening av jord är termisk avdrivning den metod som uppnår störst rening m a p organiska ämnen, Cd och Hg *men* metoden har störst påverkan på växthuseffekten och eutrofieringspotentialen. Vidare indikerar resultaten att termisk avdrivning även har högst försurningspotential. Vad gäller reningseffektivitet är termisk avdrivning den enda metod som uppnår reningvärden under Naturvårdsverkets värde för känslig markanvändning för såväl PAH som Hg.
  - Jordtvätt har lägst miljöpåverkan, vad gäller växthuseffekt, försurnings- och eutrofieringspotential samt bildning av marknära ozon, *men* den behandlade jorden är minst renad m a p organiska ämnen, Cd och Hg.
  - I bioslurrymetoden används mest energi. Vidare indikerar resultaten att bioslurrymetoden har högst påverkan på bildning av marknära ozon. Metoden uppnår betydligt större rening m a p organiska ämnen, Cd och Hg än jordtvätt *men* mindre än termisk avdrivning.
  - Vad gäller metoder för rening av sediment visar resultaten att eutrofieringspotentialen är betydligt högre för metoden elektrokemisk dialys inkl tork än för bioslurrymetoden. Vidare indikerar resultaten att bildning av marknära ozon är i samma storleksordning för de båda metoderna *men* att växthuseffekten är något högre för elektrokemisk dialys medan försurningspotentialen är något högre för bioslurry. I metoden bioslurry används mer energi än i elektrokemisk dialys inkl tork. Vad gäller reningseffektivitet uppnår bioslurry en högre rening m a p organiska ämnen, Cd och Hg.



## 14. Framtida studier

I detta projekt har flera intressanta uppslag till fortsatta studier identifierats, där några exempel är:

- *Andra mer aktuella tekniker borde undersökas.* I denna studie har endast ex-situ metoder analyserats. Då in-situ metoder med stor sannolikhet kommer att bli vanligare i framtiden, bl a på grund av att många förorenade platser inte kan grävas upp beroende på rasrisk för omkringliggande byggnader, vore det mycket intressant att tillämpa livscykelanalysmetodik även på in-situ metoder. Dessutom har ett par av företagen som demonstrerade tekniker i Lyftkranenprojektet 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 både till miljöpåverkan och kostnader vid en utvärdering.
- *En jämförelse med miljöpåverkan från att deponera massorna bör göras.* I denna studie har inte miljöpåverkan från deponering utvärderats utan en jämförelse görs endast miljöpåverkan för att transportera massorna till en deponi 150 km från saneringsplatsen. Genom att utvärdera den miljöpåverkan som uppstår om massorna deponeras m h a LCA kan en jämförelse mellan att rena massor och deponera dem göras.
- *Nyttoaspekter bör inkluderas.* I denna studie jämförs saneringsteknikerna per mängd ingående material (TS) till rening och hänsyn till reningseffektivitet tas i ansatsen till toxicitetsutvärdering samt diskuteras separat. Det vore dock intressant att koppla miljöpåverkan utifrån LCA:n med uppnådd rening direkt, d v s nyttan.
- *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.
- *Viktningmetoder skulle kunna tillämpas.* Genom att applicera olika viktningmetoder på LCA-resultaten för saneringsteknikerna kan dels olika viktningmetoders tillämpbarhet utvärderas, dels kan en analys av rangordningen av metoderna ur miljösynpunkt göras utifrån olika viktningmetoders bakomliggande syfte. Eventuellt behöver en ansats till viktningmetod lämplig att använda i dessa sammanhang tas fram.

## 15. Referenser

- Andersson-Sköld, Y., Grennfelt, P. och Pleijel, K. (1992), Photochemical ozone creation potentials; a study of different concepts, *J. Air Waste Manage Assoc.* 42(9), 1152-1158
- APME (1999), Boustead, I., Ecoprofiles of plastics and related intermediates, APME, Brussels
- Björklund, A. (1998), Environmental systems analysis waste management, Licentiate Thesis, ISSN 1402-7615, TRITA-KET-IM 1998:16, AFR Report 211
- Brännström-Norberg, B. m fl (1996), Livscykelanalys för Vattenfalls elproduktion, Sammanfattande rapport
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1995), Vergleichende ökologische Bewertung von Anstrichfarben im Baubereich, Band 2, Schriftenreihe Umwelt Nr. 232.
- Davis, J. och Haglund, C. (1999), Life Cycle Inventory (LCI) of fertiliser production, SIK-report No 654, The Swedish Institute for food and biotechnology
- ETH (1996), Ökoinventar von Energiesystemen, 3 Auflage, Eidgenössische Technische Hochschule, Bundesamt für Energiewirtschaft, Zürich
- EURPROG (1998), EURPROG Report - final version, 26th Edition, Unipede/Eurelectric, Brussels
- Guinée, J.B., Heijungs, R., van Oers, L.F.C.M., Wegener Sleeswijk, A., van de Meent, D., Vermeire, T., Rikken, M. (1996), Uniform System for the Evaluation of Substances Inclusion of Fate in LCA Characterisation of toxic releases Applying USES 1.0 *Int J.LCA* 1(3) 133-138
- Hauschild, M. och Wenzel, H. (1998), Photochemical ozone formation as a criterion in the environmental assessment of products, in Hauschild, M och Wenzel, H, editors, *Environmental Assessment of Products, Volym 2, Scientific Background*, Chapman & Hall, London.
- Huijbregts, M.A.J., Thissen, U., Guinée, J.B., Jager, T., Kalf, D., van de Meent, D., Ragas, A.M.J., Wegener Sleeswijk, A., Reijnders L. (2000a), Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere* 41; 541-573

Huijbregts, M.A.J., Thissen, U., Jager, T., van de Meent, D., Ragas, A.M.J. (2000b), Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. *Chemosphere* 41; 575-588

IDEMAT database (1994), Delft University of Technology

ISO 14040 (1997), Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur

ISO 14041 (1998), Miljöledning – Livscykelanalys – Definition av mål och omfattning samt inventeringsanalys

ISO 14042 (2000), Miljöledning – Livscykelanalys – Miljöpåverkansbedömning

ISO 14043 (2000), Miljöledning – Livscykelanalys – Tolkning

IVAM database (1998), IVAM LCA 2.0, Ivam Environmental Research, University of Amsterdam

KCL (1997), KCL Datamaster, Publicerad av KCL, The Finnish Pulp and Paper Research Institute.

Lindfors, L-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hansen, O-J., Rønning, A., Ekvall, T., Finnveden, G. (1995), "Nordic Guidelines on Life Cycle Assessment", Nord 1995:20, Nordiska Ministerrådet.

Mackay, D. (2001), Multimedia Environmental Models - The Fugacity Approach. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA

Naturvårdsverket (1999), Lyftkranen - teknikdemonstration för efterbehandling, Ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment, Naturvårdsverket ISBN 91-620-5020-6, 1999

Nickel industry LCA group (2000), "Life Cycle Assessment of Nickel Products", final report, Ecobalance Inc. ([www.nidi.org](http://www.nidi.org))

NTM (1999), Nätverket för transporter och miljö, transportdatabas, [www.ntm.a.se](http://www.ntm.a.se).

SimaPro databas (1998), Pre Consulting, Pre4 Database

Stripple, H. (1995), Livscykelanalys av väg – En modellstudie för inventering, IVL rapport B 1210, Göteborg

UMIP databas (1996), Institutet för Produktutveckling, Danmarks Teknikse Universitet, Miljö og Energiministeriet, Miljöstyrelsen, Dansk Industri

Uppenberg, S., m.fl., (1999a), Miljöfaktabok för bränslen, IVL rapport B 1334, Stockholm

Uppenberg, S. och Lindfors, L-G. (1999b), EPD Produktspecifika utgångspunkter för drivmedel, PSR 1999:6, publicerad på [www.environdec.com](http://www.environdec.com)

Viikala, R. and Kuusola, J. (2000), Comparison of the environmental impacts of two remediation technologies used at hydrocarbon contaminated sites, VTT Symp, 204, pp 365-370, Golder Associates Oy, Finland

Zhang, Q., Crittenden, J.C., Mihelcic, J.R. (2001), Does simplifying Transport and Exposure Yield reliable Results? An Analysis of Four Risk Assessment Methods. Environmental Science and Technology, Volume 35(6), pp 1282-1288

**Personlig kommunikation:**

Cooper David, IVL Svenska Miljöinstitutet, 031-725 62 00

Ek Mats, IVL Svenska Miljöinstitutet, 08-598 563 00

Johansson Mikael, CarbonLink, 0920-25 70 75

Sundqvist Jan-Olov, IVL Svenska Miljöinstitutet, 08-598 563 00

Svensson Annika, IVL Svenska Miljöinstitutet, 031-725 62 00

Tengsved Anders, Ragns Sells, 08-795 46 83

## **Bilageförteckning**

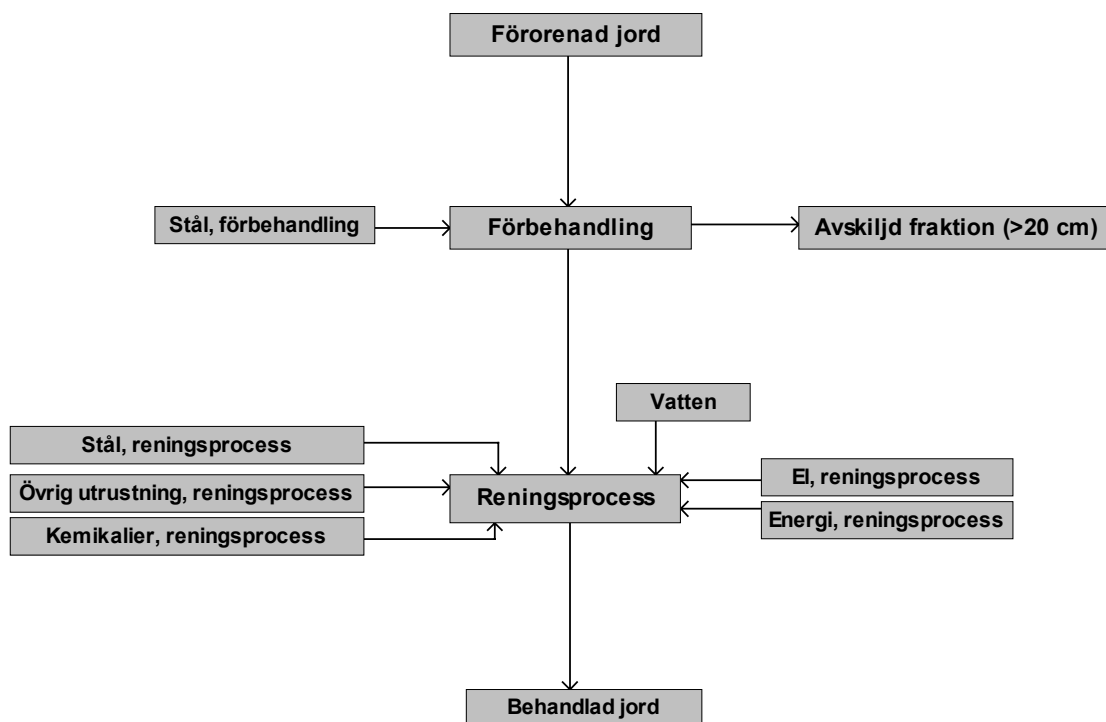
<b>Bilaga A</b>	<b>Förenklade flödesmodeller över marksaneringsteknikerna</b>
<b>Bilaga B</b>	<b>Sammanställning över systemomfattning samt dataluckor</b>
<b>Bilaga C</b>	<b>Inventering - datakällor</b>
<b>Bilaga D</b>	<b>Inventeringsresultat</b>
<b>Bilaga E</b>	<b>Toxicitetspotentialer enligt Huijbregts et al. (2000a)</b>
<b>Bilaga F</b>	<b>Resultat för scenarioutvärderingen</b>

## Bilaga A

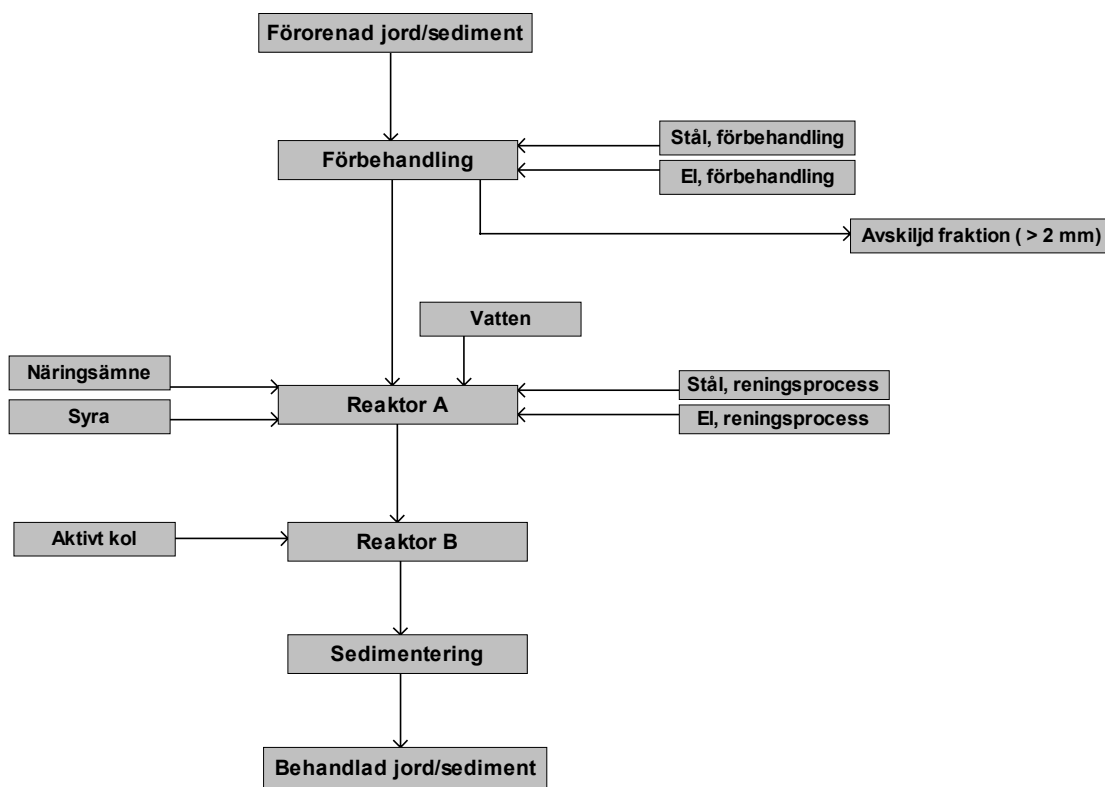
### Förenklade flödesmodeller över marksaneringsteknikerna

Nedan följer förenklade flödesmodeller över marksaneringsteknikerna. I vissa fall redovisas endast ”huvudmoduler”, d v s modulerna innehåller undermoduler vilka dock inte redovisas här då de delvis bygger på företagshemliga uppgifter. Exempelvis består modulen övrig utrustning av en modul för respektive specifikt utrustningsmaterial. För en mer detaljerad beskrivning av processerna hänvisas till rapporten ”Lyftkranen – en teknikdemonstration” (1999). Observera att det är flödesmodeller som illustreras nedan, d v s modeller över hur behandlingen utförs, och inte systemomfattning (för systemomfattning se bilaga B).

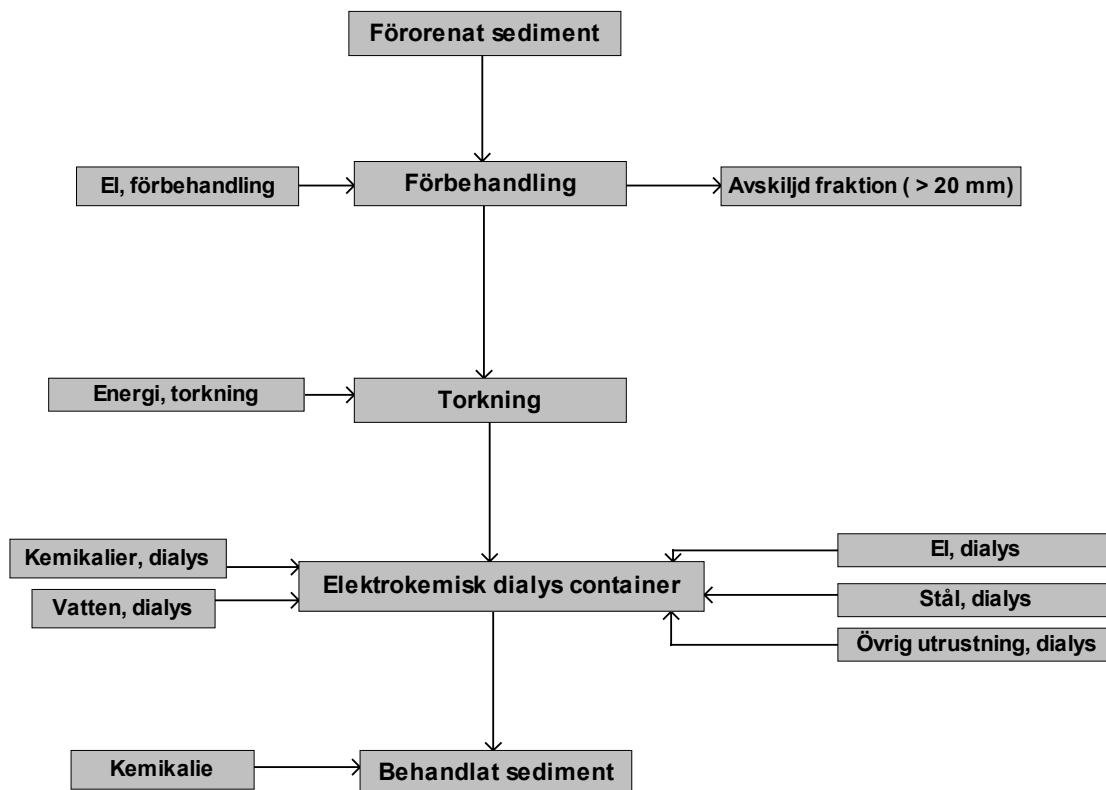
#### A.1 Termisk avdrivning



## A.2 Bioslurry

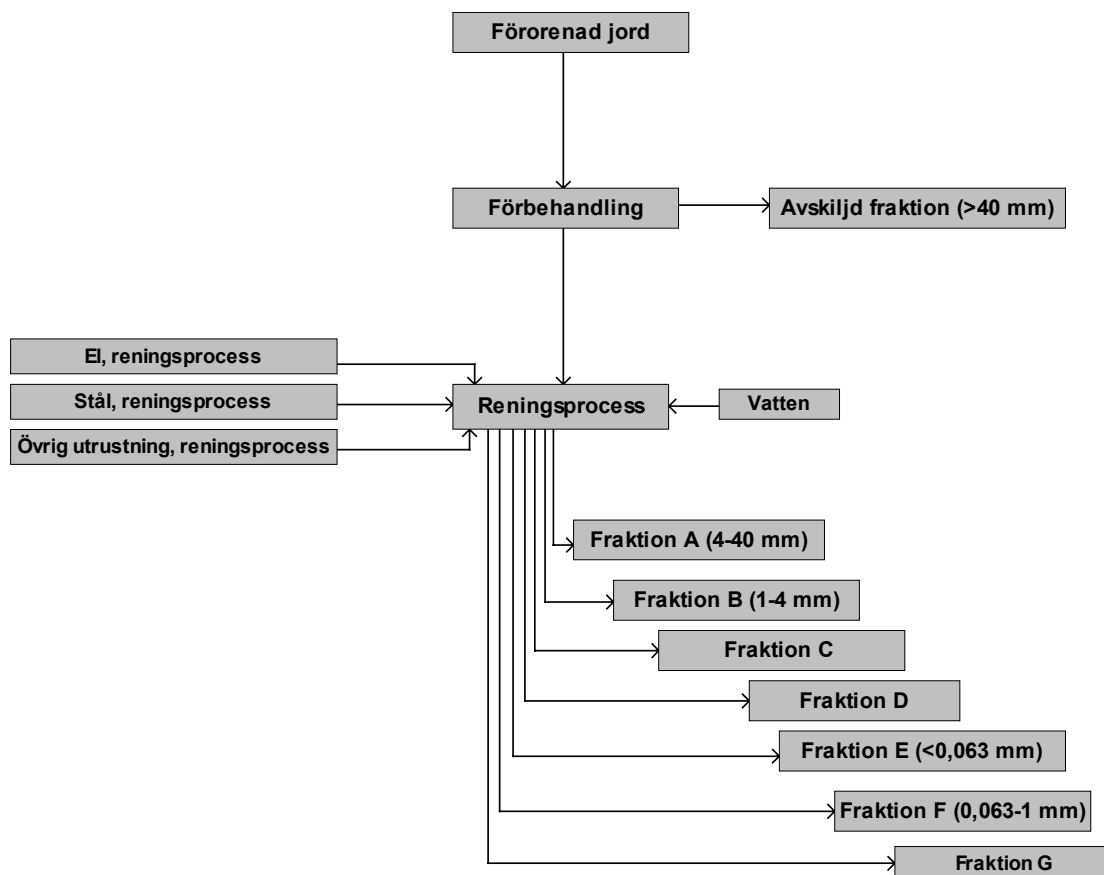


### A.3 Elektrokemisk dialys inklusive tork





## A.4 Jordtvätt



## Bilaga B. Sammanställning över systemomfattning samt dataluckor

Nedan följer en sammanställning över vad som är inkluderat respektive exkluderat för de olika saneringsteknikerna som ingår i studien. Ett streck (-) betyder att aktiviteten eller insatsvaran inte är aktuell för metoden i fråga.

Aktivitet/insatsvara	Teknikutvärdering				Scenarioutvärdering			
	Termisk avdrivning	Bioslurry	Elektrokemisk dialys + tork	Jordtvätt	Termisk avdrivning	Bioslurry	Jordtvätt	Jordtvätt
Uppgrävning	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat
Förbehandling	- (ingår under reningsprocess)	Inkluderat	Inkluderat	- (ingår under reningsprocess)	- (ingår under reningsprocess)	Inkluderat	- (ingår under reningsprocess)	- (ingår under reningsprocess)
Utrustning <sup>6</sup>	Inkluderat	Inkluderat	-	- (ingår under reningsprocess)	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	- (ingår under reningsprocess)
Transport av avskild fraktion till deponi	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat
Reningsprocess	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat
El	Inkluderat	-	Inkluderat	-	Inkluderat	-	-	-
Energi	Inkluderat	-	Inkluderat	-	Inkluderat	-	-	-
Kemikalier	Inkluderat	Inkluderat	Inkluderat	Data för flockningsmedel saknas.	Inkluderat	Inkluderat	Data för flockningsmedel saknas.	Data för flockningsmedel saknas.
Utrustning	Inkluderat	Data för sedimentationstanken saknas. I övrigt inkluderat	Inkluderat, utom torken.	Inkluderat	Inkluderat	Data för sedimentationstanken saknas. I övrigt inkluderat	Data för sedimentationstanken saknas. I övrigt inkluderat	Inkluderat
Rening av avloppsvatten	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat
Transport av massorna till anläggning	-	-	-	-	Inkluderat	-	Inkluderat	Inkluderat
Transport av mobil utrustning till kv Lyftkranen	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	Exkluderat	-	Exkluderat	-	-

Utöver ovanstående ingår dessutom transport av insatsvaror, d v s av exempelvis bränslen, kemikalier, utrustning m m.

<sup>6</sup> Den siktningstrustning som användes på Lyftkranen är ej inkluderad för någon av metoderna.

## Bilaga C

### Inventering - datakällor

I detta kapitel görs en översiktlig redovisning över inventeringen och de data som har använts i studien. Då inventeringen delvis bygger på företagshemlig information görs inte någon ingående redogörelse för processerna och data utan redovisningen görs på en övergripande nivå. I något enstaka fall har inte data kunnat inventerats för en insatsvara, d v s data har saknats. I dessa fall har vi valt att istället räkna på en liknande insatsvara.

#### C.1 Elektricitet och energi

##### C.1.1 Elektricitet

Svensk elmix används för den elkonsumtion som sker i Sverige och Holländsk elmix används för den elkonsumtion som sker vid anläggningarna i Holland. De data som används för de olika kraftslagen i Sverige bygger på Vattenfalls livscykelanalyser (Brännström-Norberg, 1996) Data för de olika kraftslagen i Holland bygger på data för ett europeiskt medelvärde (15 länder) beräknade utifrån data i EURPROG 1998 (EURPROG Report - final version, 26th Edition, Unipede/Eurelectric, Brussels).

Kraftslag	Svensk medel [%]	Holländsk medel [%]
Kärnkraft	41,1	12,8
Vattenkraft	45,6	0,9
Vindkraft	1,5	0
Biobränsle	6,2	0
Naturgas	1,1	48,9
Kol	3,3	33,5
Olja	1,2	3,6
Övrigt	0	0,3

I en del av de databasdata som används ingår elproduktionen. I dessa fall kan den använda elen utgöras av en annan mix än någon av ovanstående.

### C.1.2 Energi

Data för produktion och distribution av bränslen är hämtade från Miljöfaktabok för bränslen (1999), Uppenberg, S. et al, IVL. Vidare är data för förbränning av bränslen hämtade från ovanstående referens, i de fall specifika data saknas.

## C.2 Stål

Data för stålproduktion kommer från "Environmental Life-Cycle Inventories of Energy Systems", Bundesamt für Energiewirtschaft, Sauter P., Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, Swizerland, 1994. Dessa data gäller för produktion av låglegerat stål och representerar 100%jungfruligt stål. Energin som krävs för produktionen antas komma från kärnkraft.

Livslängden för stål i de olika applikationer som förekommer i marksaneringsteknikerna varierar mellan 5 och 15 år.

För rostfritt och värmeresistent stål har ovanstående data använts för själva kolstålet medan data för nickel kommer från "Life Cycle Assessment of Nickel Products", final report (2000), Nickel industry LCA group Ecobalance Inc (data är för klass 1 nickel metal). Data för krom utgörs av interna IVL-data. Kromdata är generella och gäller för ferrokromframställning i Europa.

## C.3 Övrig utrustning

- *Plaster*: Data för produktion av plaster kommer från APME, I Boustead, Ecoprofiles of plastics and related intermediates. Publicerade av APME, Brussel, 1999.
- *Gummi*: Gummidata är approximerade med data för produktion av syntetiskt gummi (EPDM), år 1994, Livscykelanalys av väg - En modellstudie för inventering, Håkan Stripple, IVL 1995.
- *Textilband*: Data för produktion av textilband är approximerade med data för produktion av nylon66, år 1995, APME, I Boustead, Ecoprofiles of plastics and related intermediates. Publicerade av APME, Brussel, 1999.
- *Tegelmurverk*: Data för produktion av tegel kommer från IVAM Environmental Reserach, University of Amsterdam, 10/26/1998.

- *Vinylacetat*: Vinylacetat antas framställas ur etylen, ättiksyra och syre. Ref: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1995), "Vergleichende ökologische Bewertung von Anstrichfarben im Baubereich", Band 2, Schriftenreihe Umwelt Nr. 232.
- *Koppar*: Data för koppar bygger på data mixen 80 % jungfrulig koppar, 20 % återvunnen. Världsgenomsnittsdata från 1993, brytning i USA och Chile. Data kommer från IDEMAT database, Delft University of Technology, 1994.

#### C.4 Kemikalier

- *Näringslösning*: Data för näringslösning kommer från J. Davis och C. Haglund (1999), "Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production", SIK-Report No 654 1999, Swedish Institute for Food and Biotechnology.
- *Syra*: Data för syra bygger på IVL-internt material (ref Almemark, Mats, IVL).
- *Aktivt kol*: Data för aktivt kol har erhållits från CarbonLink (ref Johansson, Mikael, CarbonLink).
- *Salpetersyra*: Data för framställning av salpetersyra bygger på uppgifter från J. Davis och C. Haglund (1999), "Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production", SIK-Report No 654 1999, Swedish Institute for Food and Biotechnology. Uppgifterna gäller för en mellantrycksanläggning för oxidation av ammoniak.
- *Natriumhydroxid*: Natriumhydroxid tänkes framställd i någonstans i Europa med en teknologi, som är en blandning av kvicksilver-, membran- och diafragrammetoderna. Grunddata kommer från "Chlorine Production by the Electrolysis of Brine", Euro Chlor (1997), document for the IPPC Process, och kompletterande inventeringar gjorda av M. Almemark i F. Berkhout m. fl. "Sustainability, Competitiveness and Technical Change (SCOTCH)", final report to the European Commission, contract No. ENV4-CT96-0342.
- *Kalksten*: Kalksten tänkes också brytas någonstans i Europa. Data för brytning har hämtats från Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1995), "Vergleichende ökologische Bewertung von Anstrichstoffen im Baubereich", Band 2, Schriftenreihe Umwelt Nr. 232.

## C.5 Transporter

Data för transporter kommer från NTM (Nätverket för Transporter och Miljön, [www.ntm.a.se](http://www.ntm.a.se)). Följande transportslag används:

Transport	Uppskattat avstånd [km]	Fordon	Typ	Referens
Transport av massorna som avskiljts vid förbehandlingen	50	Lastbil	Medeltung	NTM, 1999
Transport av insatsvaror	300	Lastbil	Medeltung	NTM, 1999
Transport av massorna till reningsanläggning	Till Skelleftehamn: 800 Till Holland: 1500	Lastfartyg	Mellan	
Transport av massorna till deponi	150	Lastbil	Medeltung	NTM, 1999

## Bilaga D. Inventeringsresultat för respektive saneringsteknik

Nedan följer en sammanställning av respektive methods inventeringsresultat. Endast de parametrar som studeras vid karakteriseringen respektive toxicitetsansatsen redovisas. Vidare redovisas endast resultaten för de så kallade teknikfallen. Resultaten är angivna per 1000 kg TS jord respektive sediment.

### D.1 Termisk avdrivning

#### D.1.1 Jord

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Substances in the soil>				<Emissions to air> continue			
Fill, Antracene	0,0377	6,00E-05	kg	G Hg		5,4E-05	kg
Fill, Bens(a)antracen	0,0247	7,00E-05	kg	G N2O		0,0002398	kg
Fill, Bens(a)pyrene	0,0163	0,0001	kg	G NH3		0,000135	kg
Fill, Bens(k)flouranthene	0,0083	7,00E-05	kg	G NMVOC		0,00858	kg
Fill, Benso(ghi)perylene	0,0089	0,0001	kg	G NOx		0,307	kg
Fill, Cd	0,0009	0,0007	kg	G PAH		3,1E-07	kg
Fill, Fenanthrene	0,075	0,00017	kg	G SO2		0,0345	kg
Fill, Fluorantene	0,0817	0,00013	kg	G VOC		0,00375	kg
Fill, Hg	0,0021	0,0002	kg	<Emissions to water>			
Fill, Indeno (123cd)pyren	0,0049	0,0001	kg	AQ Acids as H ion		1,92E-06	kg
<Emissions to air>				AQ BOD		4,43E-06	kg
G Benzo(a)pyrene		5,57E-09	kg	AQ Cd		1,32E-08	kg
G Cd		1,08E-06	kg	AQ COD		0,00132856	kg
G CH4		0,0200	kg	AQ Hg		1,75E-09	kg
G CO		0,097	kg	AQ N, total		0,00398	kg
G CO2, fossil		152,5	kg	AQ NH4		1,95E-05	kg
G H2S		1,24E-05	kg	AQ NO3		6,96E-05	kg
G H2SO4		0,000269	kg	AQ P, tot		2,48E-07	kg
G HCl		0,00607	kg	AQ PAH		2,21E-08	kg
G HF		1,90E-04	kg	AQ PO4		8,95E-06	kg

## Forts termisk avdrivning – jord

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Energy>				<Energy> continue			
E Biofuel	0,399331		MJ	E Hydroelectric	55,6278		MJ
E Biofuel power plant	27,528		MJ	E Hydrogen	0,000110708	1,79042	MJ
E Coal	11,19		MJ	E Natural gas	2590,16		MJ
E Coal power plant	10,4398		MJ	E Non renewable energy, unspecified	8,60824		MJ
E Crude oil	12,4		MJ	E Nuclear power	166,788		MJ
E Diesel oil	0,0419761		MJ	E Oil power plant	3,37924		MJ
E Electric power, other	0,193084		MJ	E Peat	7,02E-05		MJ
E Fuel oil	37,3		MJ	E Renewable energy, unspecified	0,468287		MJ
E Gas	0,756715		MJ	E Wind power	0,84		MJ
E Gas power plant	3,07323		MJ				

## D.1.2 Lerhaltig jord

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Substances in the clay/soil>				<Emissions to air> continue			
Fill, Anthracene	0,0193	0,0001	kg	G CO		0,0982	kg
Fill, Bens(a)anthracene	0,0173	4,00E-05	kg	G CO2, fossil		154,999	kg
Fill, Bens(a)pyrene	0,013	2,00E-05	kg	G H2S		1,25E-05	kg
Fill, Bens(k)flouranthene	0,0062	2,00E-05	kg	G H2SO4		0,0003	kg
Fill, Benso(ghi)perylene	0,0072	0	kg	G HCl		0,00616	kg
Fill, Cd	0,001	0,001	kg	G HF		1,98E-04	kg
Fill, Fenanthrene	0,0523	0,00011	kg	G Hg		5,47E-05	kg
Fill, Fluorantene	0,049	0,00011	kg	G N2O		0,0002437	kg
Fill, Hg	0,0012	0,0002	kg	G NH3		0,00014	kg
Fill, Indeno (123cd)pyren	0,0067	0	kg	G NMVOC		0,00874	kg
<Emissions to air>				G Nox		0,311	kg
G Benzo(a)pyrene		5,65E-09	kg	G PAH		2,29E-08	kg
G Cd		1,09E-06	kg	G SO2		0,0350	kg
G CH4		0,0204	kg	G VOC		0,003811	kg



## Forts termisk avdrivning – lerhaltig jord

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Emissions to water>				<Energy> continue			
AQ Acids as H ion		1,96E-06	kg	E Crude oil	12,5		MJ
AQ BOD		4,50E-06	kg	E Diesel oil	0,0428		MJ
AQ Cd		1,35E-08	kg	E Electric power, other	0,19686		MJ
AQ COD		0,001348	kg	E Fuel oil	38,2		MJ
AQ Hg		1,78E-09	kg	E Gas	0,741771		MJ
AQ N, total		4,03E-03	kg	E Gas power plant	3,13194		MJ
AQ NH4		1,98E-05	kg	E Hydroelectric	56,6066		MJ
AQ NO3		7,09E-05	kg	E Hydrogen	9,89E-05	1,8334	MJ
AQ P, total		2,52E-07	kg	E Natural gas	2632		MJ
AQ PAH		3,18E-07	kg	E Non renewable energy, unspecified	7,68915		MJ
AQ PO4		9,16E-06	kg	E Nuclear power	169,723		MJ
<Energy>				E Oil power plant	3,44339		MJ
E Biofuel	0,406336		MJ	E Peat	7,14E-05		MJ
E Biofuel power plant	28,011		MJ	E Renewable energy, unspecified	0,418285		MJ
E Coal	10,3		MJ	E Wind power	0,854737		MJ
E Coal power plant	10,6316		MJ				

## D.2 Bioslurry

## D.2.1 Jord

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Substances in the soil>				<Emissions to air> continue			
Fill, Anthracene	0,019	0,0022	kg	G PAH		2,71E-07	kg
Fill, Bens(a)antracen	0,0173	0,0039	kg	G SO2		0,0839593	kg
Fill, Bens(a)pyrene	0,0127	0,0051	kg	G VOC		0,0349292	kg
Fill, Bens(k)flouranthene	0,0064	0,0025	kg	<Emissions to water>			
Fill, Benso(ghi)perylene	0,0066	0,003	kg	AQ BOD		2,13E-07	kg
Fill, Cd	0,0006	0,000412	kg	AQ Cd		1,22E-07	kg
Fill, Fenanthrene	0,0723	0,0052	kg	AQ COD		0,0007062	kg
Fill, Fluorantene	0,0617	0,0091	kg	AQ Hg		3,32E-09	kg
Fill, Hg	0,0009	0,00051	kg	AQ N, total		0,00191	kg
Fill, Indeno (123cd)pyren	0,0059	0,0025	kg	AQ NH4		0,0004336	kg
<Emissions to air>				AQ NO3		0,00158	kg
G, Bens(a)pyrene		3,03E-10	kg	AQ P, total		5,40E-06	kg
G Cd		8,28E-07	kg	AQ PAH		2,53E-07	kg
G CH4		0,302347	kg	AQ PO4		1,89E-05	kg
G CO		0,0353734	kg	<Energy >			
G CO2, fossil		50,0602	kg	E Biofuel	11,7809		MJ
G CO2 biogenic		20,1424	kg	E Biofuel power plant	810,019		MJ
G H2S		3,93E-05	kg	E Coal	89,3		MJ
G HCl		0,000209	kg	E Coal power plant	267,193		MJ
G Hg		1,58E-07	kg	E Crude oil	61,826		MJ
G N2O		0,0100348	kg	E Diesel oil	1,9881		MJ
G NH3		0,0011163	kg	E Electric power, other	0,295786		MJ
G NMVOC		0,0050344	kg	E Fuel oil	23,2212		MJ
G NOx		0,0950443	kg	E Gas power plant	68,2919		MJ

## Forts bioslurry – jord

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Energy > continue				<Energy > continue			
E Hydroelectric	1623,59		MJ	E Oil power plant	77,3301		MJ
E Natural gas	84,7669		MJ	E Wind power	24,7172		MJ
E Nuclear power	4843,6		MJ				

## D.2.1 Sediment

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Substances in the sediment>				<Emissions to air> continue			
Sediment, Antracene	0,16	0,0021	kg	G NMVOC		0,0101497	kg
Sediment, Bens(a)antracene	0,053	0,0023	kg	G Nox		0,192	kg
Sediment, Bens(a)pyrene	0,028	0,028	kg	G PAH		4,13E-07	kg
Sediment, Bens(k)flouranthene	0,0143	0,0073	kg	G SO2		0,156	kg
Sediment, Bens(o(ghi)perylene	0,0147	0,0147	kg	G VOC		0,076	kg
Sediment, Cd	0,0013	0,0012	kg	<Emissions to water>			
Sediment, Fenanthrene	0,6767	0,0014	kg	AQ, Antracene		4,46E-06	kg
Sediment, Fluorantene	0,2333	0,0167	kg	AQ, Bens(a)antracene		5,40E-06	kg
Sediment, Hg	0,0013	0,0013	kg	AQ, Bens(a)pyrene		3,15E-05	kg
Sediment, Indeno (123cd)pyren	0,0124	0,0124	kg	AQ, Bens(k)flouranthene		2,21E-05	kg
<Emissions to air>				AQ, Bens(o(ghi)perylene		3,85E-05	kg
G, Bens(a)pyrene		3,95E-10	kg	AQ BOD		2,33E-07	kg
G Cd		1,14E-06	kg	AQ Cd		1,29E-05	kg
G CH4		0,654149	kg	AQ COD		0,0015326	kg
G CO		0,0765	kg	AQ, Fenanthrene		4,70E-06	kg
G CO2, fossil		102,29	kg	AQ, Fluorantene		6,10E-05	kg
G CO2 biogenic		44,4	kg	AQ Hg		3,30E-09	kg
G H2S		8,60E-05	kg	AQ, Indeno (123cd)pyren		6,29E-05	kg
G HCl		0,000242	kg	AQ N, total		0,00401	kg
G HF		1,81E-05	kg	AQ NH4		0,0009556	kg
G Hg		2,68E-07	kg	AQ NO3		0,00347	kg
G N2O		0,0144408	kg	AQ P, total		8,73E-06	kg
G NH3		0,0021237	kg	AQ PAH		2,52E-07	kg

## Forts bioslurry – sediment

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Emissions to water> continue				<Energy > continue			
AQ PO4		1,88E-05	kg	E Electric power, other	0,29431		MJ
<Energy >				E Fuel oil	51,1083		MJ
E Biofuel	25,9033		MJ	E Gas power plant	148,746		MJ
E Biofuel power plant	1785,6		MJ	E Hydroelectric	3569,07		MJ
E Coal	194,15		MJ	E Natural gas	102,81		MJ
E Coal power plant	585,752		MJ	E Nuclear power	10671,4		MJ
E Crude oil	105,65		MJ	E Oil power plant	168,672		MJ
E Diesel oil	3,70363		MJ	E Wind power	54,4864		MJ

## D.3 Elektrokemisk dialys inkl torkning

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Substances in the sediment>				<Emissions to air> continue			
Sediment, Anthracene	0,0927	0,0463	kg	G CO		0,127747	kg
Sediment, Bens(a)anthracene	0,034	0,0233	kg	G CO2, fossil		134,832	kg
Sediment, Bens(a)pyrene	0,0207	0,0137	kg	G H2S		5,41E-05	kg
Sediment, Bens(k)flouranthene	0,0096	0,0071	kg	G HCl		0,000133665	kg
Sediment, Benso(ghi)perylene	0,0098	0,0075	kg	G HF		9,54E-06	kg
Sediment, Cd	0,001	0,0008	kg	G Hg		1,46E-06	kg
Sediment, Fenanthrene	0,3733	0,1867	kg	G N2O		0,0855715	kg
Sediment, Fluorantene	0,1433	0,0927	kg	G NH3		0,000350438	kg
Sediment, Hg	0,0014	0,0014	kg	G NMVOC		0,00106095	kg
Sediment, Indeno (123cd)pyren	0,0076	0,0065	kg	G Nox		0,136349	kg
<Emissions to air>				G PAH		1,21E-07	kg
G Cd		9,35E-07	kg	G SO2		0,0845769	kg
G CH4		0,0971174	kg	G VOC		0,0931184	kg

## Forts elektrokemisk dialys inkl tork

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Emissions to water>				<Energy >			
AQ Acids as H ion		2,72E-05	kg	E Biofuel	3,1		MJ
AQ, Anthracene		0,00252662	kg	E Biofuel power plant	214,12		MJ
AQ, Bens(a)anthracene		5,14E-05	kg	E Coal	130,9		MJ
AQ, Bens(a)pyrene		5,14E-06	kg	E Coal power plant	72,6895		MJ
AQ, Bens(k)flouranthene		3,21E-06	kg	E Crude oil	1428,73		MJ
AQ, Benso(ghi)perylene		1,50E-06	kg	E Diesel constr veh	0,0472844		MJ
AQ BOD		4,50E-05	kg	E Electric power, other	0,298618		MJ
AQ Cd		2,40E-06	kg	E Energy, unspecified	0,0103269		MJ
AQ COD		0,00046	kg	E Fuel gas	0,0147947		MJ
AQ, Fenanthrene		0,0138215	kg	E Fuel oil	6,11787		MJ
AQ, Fluorantene		0,00145602	kg	E Gas power plant	19,1609		MJ
AQ Hg		4,03E-09	kg	E Heat energy		27,7165	MJ
AQ, Indeno (123cd)pyren		2,14E-06	kg	E Hydroelectric	430,589		MJ
AQ N, total		0,00200967	kg	E Hydrogen	0,0005511	2,61588	MJ
AQ NH4		0,000262	kg	E Lignite power plant	0,0016533		MJ
AQ NO3		11,41542	kg	E Natural gas	221,95		MJ
AQ P, total		1,03E-06	kg	E Nuclear electricity	0,566788		MJ
AQ PAH		3,43E-07	kg	E Nuclear power	1285,71		MJ
AQ PO4		9,46E-05	kg	E Oil power plant	21,5869		MJ
				E Steam		7,23643	MJ
				E Wind power	6,53372		MJ

## D.4 Jordtvätt

Variable	Inputs	Outputs	Unit	Variable	Inputs	Outputs	Unit
<Substances in the soil> <sup>7</sup>				<Emissions to air> continue			
Fill, Antracene	0,0253	0,0179542	kg	G SO2		0,0020344	kg
Fill, Bens(a)antracen	0,0223	0,0155412	kg	G VOC		0,002416	kg
Fill, Bens(a)pyrene	0,0183	0,0114578	kg	<Emissions to water>			
Fill, Bens(k)flouranthene	0,009	0,0056285	kg	AQ Acids as H ion		5,33E-07	kg
Fill, Benso(ghi)perylene	0,0098	0,0064665	kg	AQ BOD		2,97E-05	kg
Fill, Cd	0,0008	0,0005527	kg	AQ Cd		1,42E-09	kg
Fill, Fenanthrene	0,0577	0,0535954	kg	AQ COD		0,0001745	kg
Fill, Fluorantene	0,054	0,0468657	kg	AQ N, total		3,14E-05	kg
Fill, Hg	0,0035	0,002053	kg	AQ NH4		2,32E-05	kg
Fill, Indeno (123cd)pyren	0,0083	0,005212	kg	AQ NO3		0,000269	kg
<Emissions to air>				AQ P, total		2,90E-06	kg
G Cd		9,73E-09	kg	<Energy >			
G CH4		0,0056251	kg	E Biofuel	0,216724		MJ
G CO		0,0020242	kg	E Biofuel power plant	14,9714		MJ
G CO2, fossil		2,334755	kg	E Coal	3,576858		MJ
G CO2 biogenic		0,372339	kg	E Coal power plant	4,88886		MJ
G H2S		1,72E-06	kg	E Crude oil	19,9937		MJ
G H2SO4		1,75E-08	kg	E Diesel oil	0,0228291		MJ
G HCl		2,64E-06	kg	E Fuel oil	0,464515		MJ
G HF		1,26E-07	kg	E Gas	0,739742		MJ
G Hg		3,92E-09	kg	E Gas power plant	1,23478		MJ
G N2O		3,61E-05	kg	E Hydroelectric	29,8573		MJ
G NH3		1,98E-05	kg	E Oil power plant	1,40185		MJ
G NMVOC		0,0001090	kg	E Natural gas	0,323041		MJ
G NOx		0,013955	kg	E Nuclear power	89,5383		MJ
G PAH		3,32E-09	kg	E Wind power	0,456842		MJ

<sup>7</sup> I inventeringsresultaten är de föroreningar som är kvar efter rening exklusive filterkakan med.

**Bilaga E. Toxicitetspotentialer enligt Huijbregts et al. (2000a)**

Ämne	Toxicitetspotential	Primärt emissionsmedium				
		Luft	Sötvatten	Havsvatten	Jordbruksmark	Industrimark
Phenanthrene	ETP <sub>sötvatten</sub>	1.3	520	0.058	0.29	1.2
	ETP <sub>havsvatten</sub>	7.3	10	74	8.70×10 <sup>-3</sup>	0.035
	ETP <sub>söt sed</sub>	1.4	560	0.063	0.32	1.3
	ETP <sub>havs sed</sub>	5.4	8.6	64	7.00×10 <sup>-3</sup>	0.028
	ETP <sub>terrester</sub>	1.40×10 <sup>4</sup>	6.00×10 <sup>-5</sup>	6.30×10 <sup>-6</sup>	0.037	0.037
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Anthracene	ETP <sub>sötvatten</sub>	140	5.70×10 <sup>4</sup>	17	82	320
	ETP <sub>havsvatten</sub>	1700	3000	1.80×10 <sup>4</sup>	6.2	25
	ETP <sub>söt sed</sub>	190	8.00×10 <sup>4</sup>	23	110	450
	ETP <sub>havs sed</sub>	2100	4100	2.50×10 <sup>4</sup>	8.2	32
	ETP <sub>terrester</sub>	0.032	0.02	4.00×10 <sup>-3</sup>	8.9	8.8
	HTP	0.52	2.1	0.16	0.51	0.02
Fluoranthene	ETP <sub>sötvatten</sub>	18	13000	0.87	19	76
	ETP <sub>havsvatten</sub>	200	870	4200	1.3	5.3
	ETP <sub>söt sed</sub>	53	39000	2.6	57	230
	ETP <sub>havs sed</sub>	610	2800	1.40×10 <sup>4</sup>	4.3	17
	ETP <sub>terrester</sub>	0.018	4.90×10 <sup>-3</sup>	9.60×10 <sup>-4</sup>	2.3	2.3
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Benzo(a)anthracene	ETP <sub>sötvatten</sub>	42	1.10×10 <sup>5</sup>	1.1	62	250
	ETP <sub>havsvatten</sub>	1000	8300	8.50×10 <sup>4</sup>	4.5	18
	ETP <sub>söt sed</sub>	130	3.50×10 <sup>5</sup>	3.2	190	740
	ETP <sub>havs sed</sub>	3400	2.80×10 <sup>4</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	15	60
	ETP <sub>terrester</sub>	0.23	4.90×10 <sup>-3</sup>	6.20×10 <sup>-3</sup>	31	31
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Chrysene	ETP <sub>sötvatten</sub>	39	1.90×10 <sup>4</sup>	0.26	74	290
	ETP <sub>havsvatten</sub>	410	3000	7600	12	47
	ETP <sub>söt sed</sub>	130	5.90×10 <sup>4</sup>	0.83	240	930
	ETP <sub>havs sed</sub>	1400	1.00×10 <sup>4</sup>	2.60×10 <sup>4</sup>	40	160
	ETP <sub>terrester</sub>	0.22	8.40×10 <sup>-3</sup>	1.60×10 <sup>-3</sup>	4.6	4.5
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Benzo(k)fluoranthene	ETP <sub>sötvatten</sub>	3900	1.20×10 <sup>6</sup>	9.1	5200	2.00×10 <sup>4</sup>
	ETP <sub>havsvatten</sub>	1.20×10 <sup>5</sup>	4.40×10 <sup>5</sup>	1.50×10 <sup>6</sup>	2000	7800
	ETP <sub>söt sed</sub>	1.30×10 <sup>4</sup>	3.90×10 <sup>6</sup>	30	1.70×10 <sup>4</sup>	68000
	ETP <sub>havs sed</sub>	3.50×10 <sup>5</sup>	1.30×10 <sup>6</sup>	4.40×10 <sup>6</sup>	5.90×10 <sup>3</sup>	23000
	ETP <sub>terrester</sub>	30	0.21	0.088	390	390
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>

Ämne	Toxicitetspotential	Primärt emissionsmedium				
		Luft	Sötvatten	Havsvatten	Jordbruksmark	Industrimark
Benzo(a)pyrene	ETP <sub>sötvatten</sub>	88	2.50×10 <sup>5</sup>	0.28	130	530
	ETP <sub>havsvatten</sub>	1400	1.20×10 <sup>4</sup>	1.20×10 <sup>5</sup>	6.5	26
	ETP <sub>söt sed</sub>	250	7.20×10 <sup>5</sup>	0.8	380	1500
	ETP <sub>havs sed</sub>	4100	3.60×10 <sup>4</sup>	3.70×10 <sup>5</sup>	19	77
	ETP <sub>terrester</sub>	0.24	2.50×10 <sup>-3</sup>	8.00×10 <sup>-4</sup>	23	23
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Benzo(ghi)perylene	ETP <sub>sötvatten</sub>	44	5.20×10 <sup>4</sup>	0.049	61	240
	ETP <sub>havsvatten</sub>	1700	9100	65000	11	43
	ETP <sub>söt sed</sub>	140	1.70×10 <sup>5</sup>	0.16	200	780
	ETP <sub>havs sed</sub>	5700	3.20×10 <sup>4</sup>	2.30×10 <sup>5</sup>	37	150
	ETP <sub>terrester</sub>	0.2	4.30×10 <sup>-4</sup>	2.50×10 <sup>-4</sup>	8.3	8.3
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Indeno(cd)pyrene	ETP <sub>sötvatten</sub>	170	7.70×10 <sup>4</sup>	7.40×10 <sup>-4</sup>	90	360
	ETP <sub>havsvatten</sub>	7300	1.50×10 <sup>4</sup>	1.10×10 <sup>5</sup>	17	68
	ETP <sub>söt sed</sub>	530	2.50×10 <sup>5</sup>	2.40×10 <sup>-3</sup>	290	1200
	ETP <sub>havs sed</sub>	24000	5.00×10 <sup>4</sup>	3.80×10 <sup>5</sup>	590	240
	ETP <sub>terrester</sub>	0.8	6.20×10 <sup>-6</sup>	4.10×10 <sup>-6</sup>	130	13
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Total cancerogena PAH	ETP <sub>sötvatten</sub>	170	2.80×10 <sup>4</sup>	0.12	58	230
	ETP <sub>havsvatten</sub>	4300	5.50×10 <sup>3</sup>	2.40×10 <sup>4</sup>	12	48
	ETP <sub>söt sed</sub>	560	8.90×10 <sup>4</sup>	3.80×10 <sup>-1</sup>	190	750
	ETP <sub>havs sed</sub>	14000	1.80×10 <sup>4</sup>	8.00×10 <sup>4</sup>	41	160
	ETP <sub>terrester</sub>	1	2.10×10 <sup>-3</sup>	8.10×10 <sup>-4</sup>	6.3	6.3
	HTP*	5.70×10 <sup>5</sup>	2.80×10 <sup>5</sup>	2.90×10 <sup>4</sup>	7.10×10 <sup>4</sup>	2.70×10 <sup>3</sup>
Kadmium	ETP <sub>sötvatten</sub>	2.90×10 <sup>2</sup>	1.50×10 <sup>3</sup>	2.50×10 <sup>-20</sup>	780	780
	ETP <sub>havsvatten</sub>	1.10×10 <sup>6</sup>	2.20×10 <sup>5</sup>	1.80×10 <sup>6</sup>	1.10×10 <sup>5</sup>	1.10×10 <sup>5</sup>
Ämne	Toxicitetspotential	Primärt emissionsmedium				
		Luft	Sötvatten	Havsvatten	Jordbruksmark	Industrimark
	ETP <sub>söt sed</sub>	7.40×10 <sup>2</sup>	3.90×10 <sup>3</sup>	6.50×10 <sup>-20</sup>	2000	2000
	ETP <sub>havs sed</sub>	1.10×10 <sup>6</sup>	2.20×10 <sup>5</sup>	1.90×10 <sup>6</sup>	1.10×10 <sup>5</sup>	1.10×10 <sup>5</sup>
	ETP <sub>terrester</sub>	81	1.40×10 <sup>-20</sup>	1.10×10 <sup>-19</sup>	170	170
	HTP	1.50×10 <sup>5</sup>	23	100	20000	67
Hg	ETP <sub>sötvatten</sub>	320	1700	6.8	850	850
	ETP <sub>havsvatten</sub>	1.20×10 <sup>6</sup>	2.10×10 <sup>5</sup>	1.90×10 <sup>6</sup>	1.70×10 <sup>5</sup>	1.70×10 <sup>5</sup>
	ETP <sub>söt sed</sub>	810	4.40×10 <sup>3</sup>	17	2.20×10 <sup>3</sup>	2.20×10 <sup>3</sup>
	ETP <sub>havs sed</sub>	1.20×10 <sup>6</sup>	2.20×10 <sup>5</sup>	1.90×10 <sup>6</sup>	1.70×10 <sup>5</sup>	1.70×10 <sup>5</sup>
	ETP <sub>terrester</sub>	28000	930	7600	5.60×10 <sup>4</sup>	5.60×10 <sup>4</sup>
	HTP	6000	1400	8200	5.90×10 <sup>3</sup>	5.90×10 <sup>3</sup>

\* Ämnesspecifika toxicitetspotentialer saknas. Istället har potentialerna för cancerogena PAH använts.



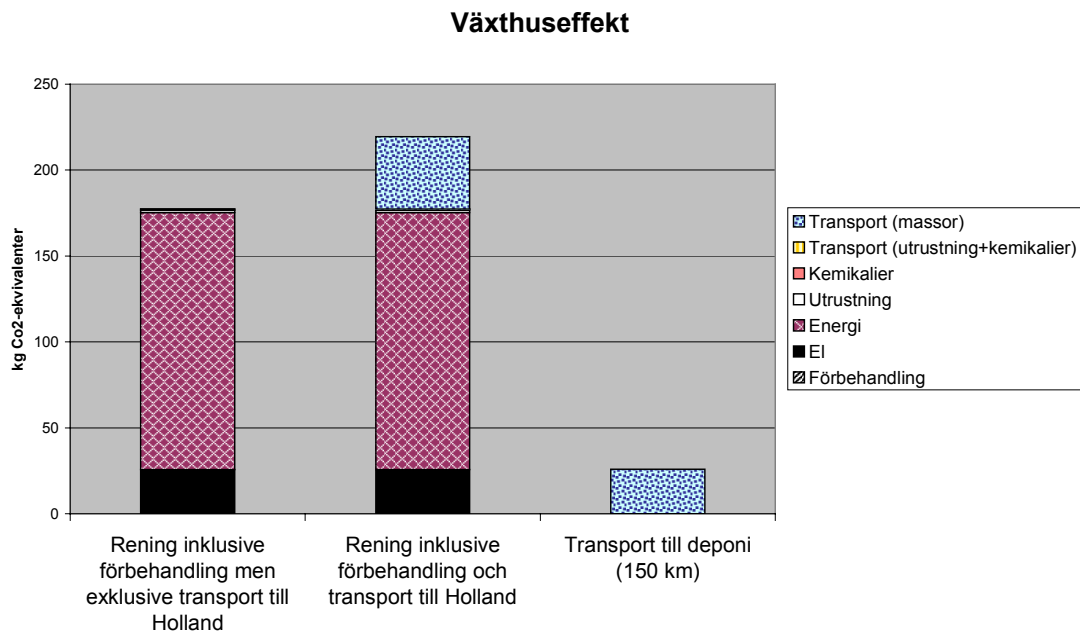
## Bilaga F

### Resultat för scenarieutvärderingen

I denna bilaga redovisas resultaten från scenarieutvärderingen för de metoder som utfördes på en annan plats än på själva Lyftkranenområdet. De metoder som utfördes vid en anläggning utanför Lyftkranenområdet är termisk avdrivning, bioslurry (sediment) samt jordtvätt.

#### F.1 Termisk avdrivning - jord

I scenarieutvärderingen inkluderas transport av jorden med pråm (1500 km) till en anläggning i Holland. Vidare används holländsk elmix i scenariefallet.



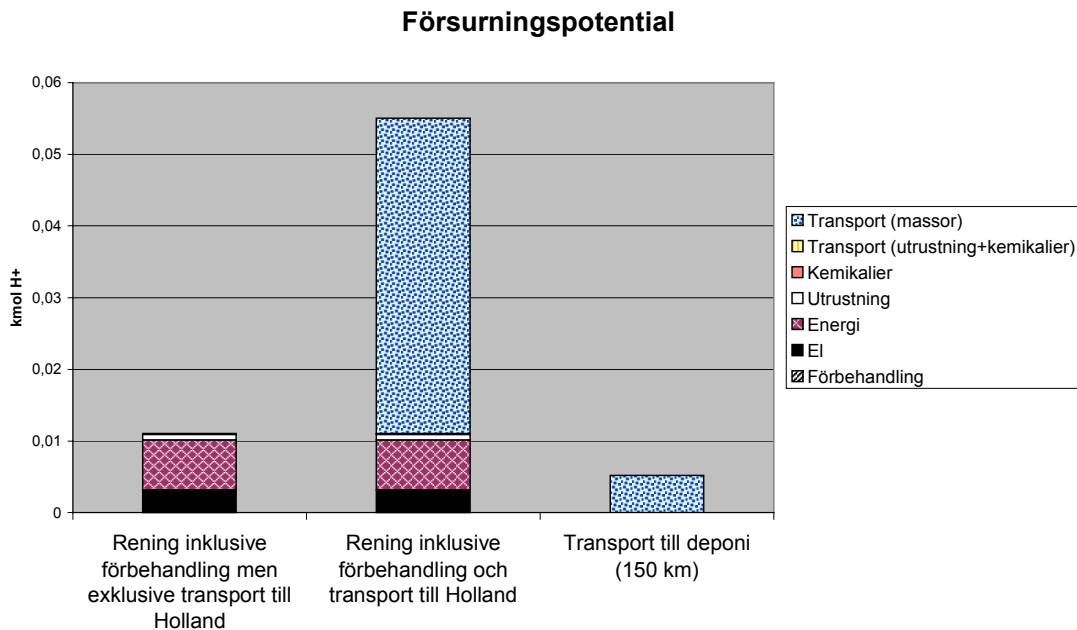
Följande resultat erhålls för växthuseffekten i scenariefallet:

- Reningen står för ca 80% av det totala växthusbidraget
- Transport av jorden med pråm (1500 km) till Holland står för ca 20% av det totala växthusbidraget

Förbehandlingens bidrag är försumbart. Av reningen står energianvändningen för 84% av bidraget och el för 14%.

Utsläpp av CO<sub>2</sub> står för 99% av totala bidraget till växthuseffekten. CO<sub>2</sub>-utsläppen kommer i första hand från användningen av energi (69%) och transport till

anläggningen i Holland (19%). Dessutom står elanvändning för 11% av totala utsläppet av koldioxid. Transporten med pråm 1500 km till Holland är jämförbar med en transport 150 km med lastbil till en deponi.

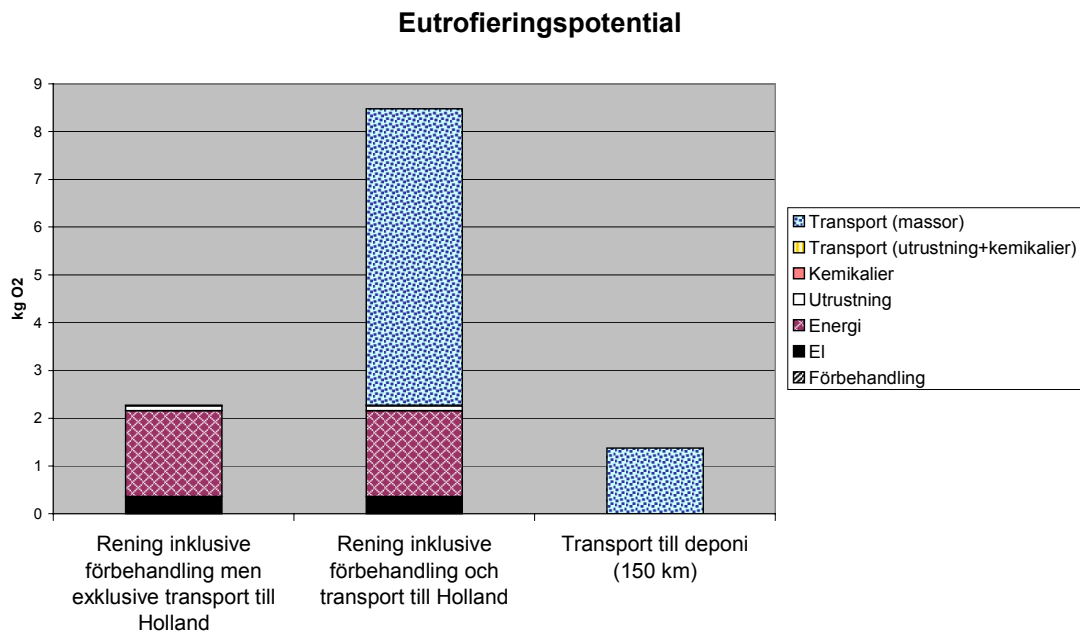


För försurningspotentialen kommer bidragen från följande aktiviteter:

- Transporten av jord (med pråm 1500 km) till Holland står för det absolut största bidraget, ca 80%
- Reningen står för ca 20%

Förbehandlingens bidrag är försumbart. Av reningen står energianvändningen för ca 63%, elanvändning för 29%, tillverkning av utrustning 7% (stål utgör 93% av detta bidrag) och tillverkning av kemikalier för 1% av totala bidraget.

Utsläpp av NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> står för 55 respektive 44% av totala försurningspotentialen. Både NO<sub>x</sub>- och SO<sub>2</sub>-utsläppen kommer till största delen från transport av jorden till Holland (75% av NO<sub>x</sub>- och 88% av SO<sub>2</sub>-utsläppen).

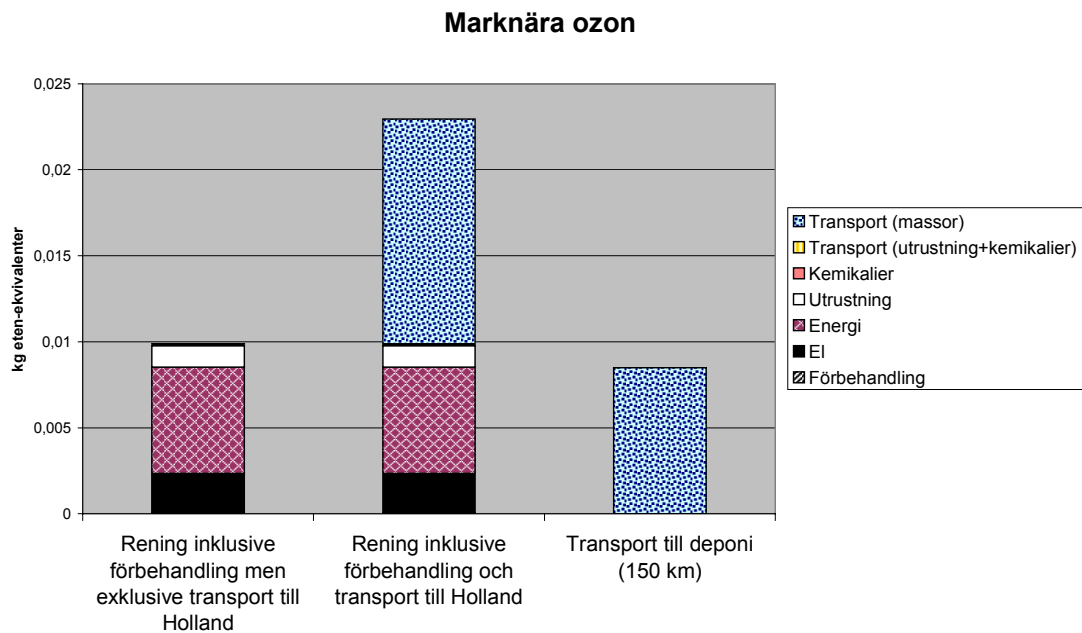


Vad gäller eutrofieringspotentialen så står:

- Transport av materialet till Holland (med pråm 1500 km) står för ca 75% av det totala bidraget
- Reningen står för ca 25%

Förbehandlingens bidrag är försumbart. Av reningens bidrag står energi- och elanvändningen för ca 79% respektive 16% och tillverkning av utrustning för 5% (där stål utgör 98%).

Utsläpp av NO<sub>x</sub> står för 96% av bidraget till eutrofieringspotentialen och dessa härrör till största delen från transporten till anläggningen i Holland (74%) men även från energianvändningen (22%).



Följande resultat erhålls för miljöpåverkanskategorin marknära ozon:

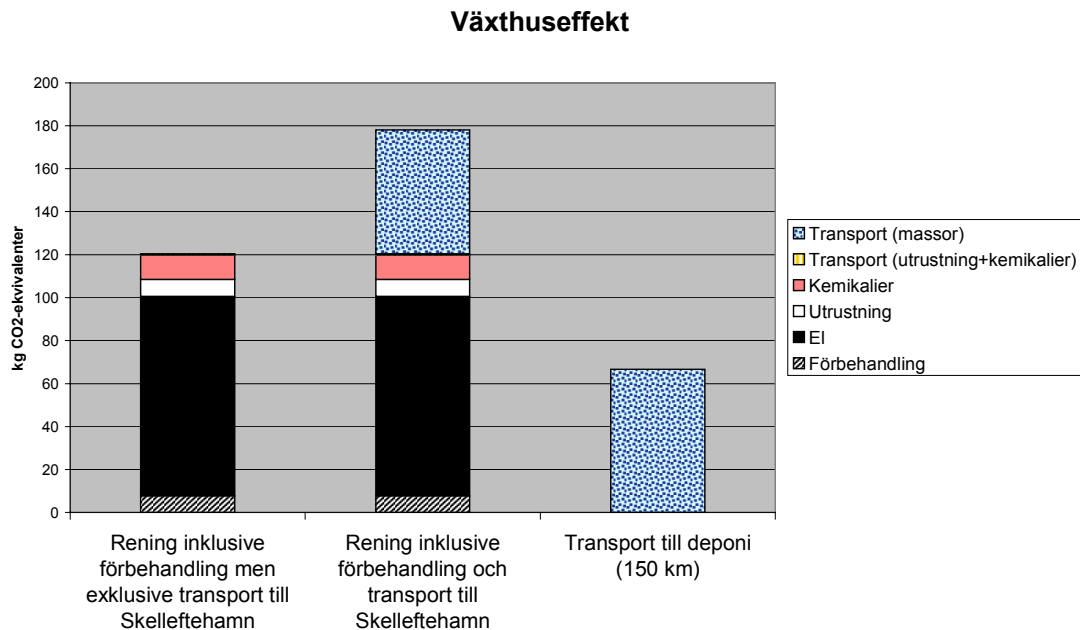
- Transporten till Holland står för den största delen, ca 60%
- Reningen står för ca 40%

Förbehandlingens bidrag är försumbart. För reningen står energianvändningen för ca 63% av bidraget, elanvändning 23%, tillverkning av utrustning för drygt 13% och tillverkning av kemikalier 1%. Av utrustningens bidrag svarar tillverkning av stål för 81%.

Utsläpp av kolväten står för 78% av bidraget till kategorin bildning av marknära ozon medan utsläpp av CO står för 20%. Kolväteutsläppen kommer i första hand från transporten av jorden till anläggningen (65%).

## F.2 Bioslurry - sediment

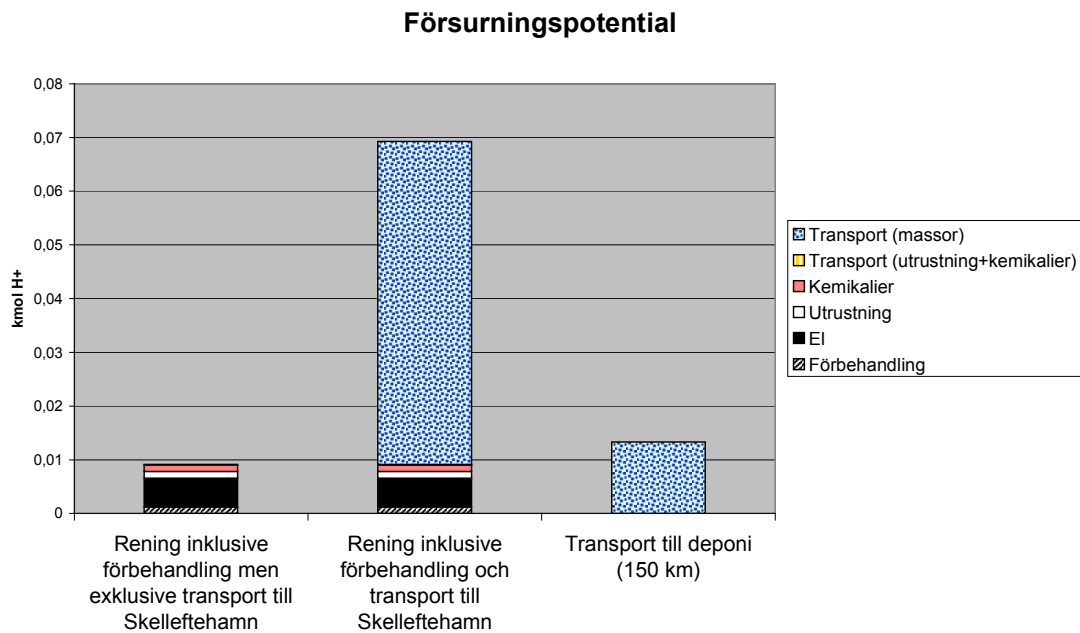
Det enda som skiljer mellan teknikfallet och scenariefallet är transport av sedimentet med pråm 800 km till en anläggning i Skelleftehamn.



Bidrag till miljöpåverkanskategorin växthuseffekt:

- Reningsprocessen står för det stora bidraget, 63% av total växthuseffekt
- Transport med pråm 800 km står för 32%
- Förbehandling 5%

Liksom för fallet med jord (kap 10.1.2) är det elförbrukningen i reningsprocessen som ger det dominerande bidraget. Kemikalietillverkning och ståltillverkning är av mindre betydelse och transport av utrustning är försumbart. Växthuseffekten från en transport med pråm 800 km är jämförbar med lastbilstransporten 150 km till en deponi.

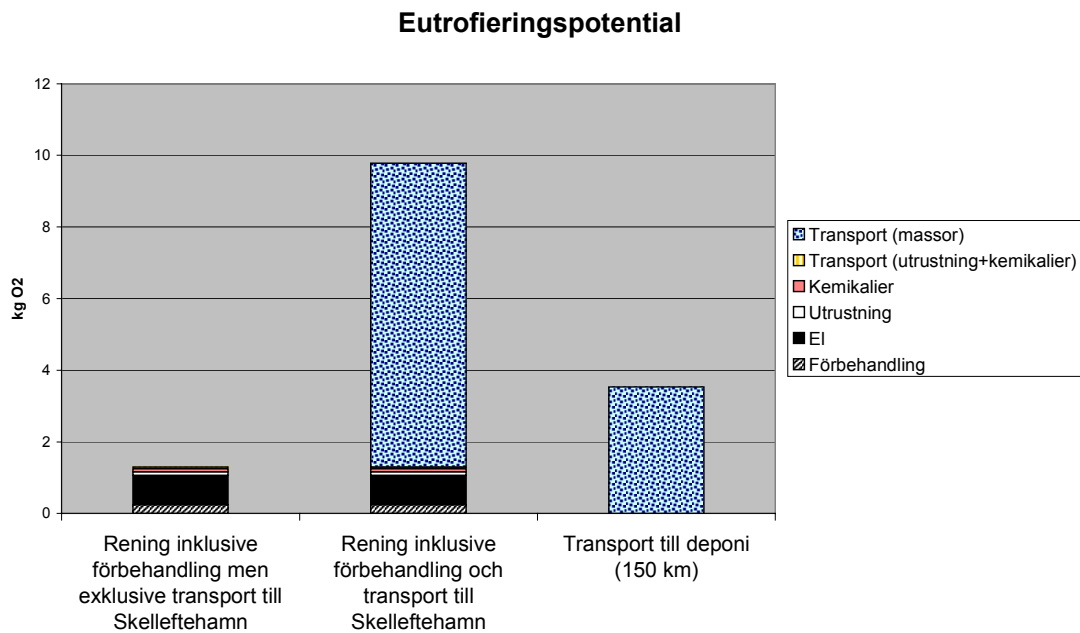


För försurningspotentialen erhålls följande resultat:

- Transport med pråm 800 km ger det stora bidraget till försurningspotentialen, 87%
- Reningen står för 11%
- Förbehandling 2%

Av reningens bidrag står elanvändning, ståltillverkning, kemikaliertillverkning och transport av utrustning för 68, 15, 15 respektive 2%.

Utsläpp av  $\text{NO}_x$  och  $\text{SO}_2$  står för 49% vardera av bidraget till försurningspotentialen och båda är emissioner från transporten. Transporten med pråm 800 km medför en 4-5 ggr större försurningspotential än en transport med lastbil 150 km till en deponi.



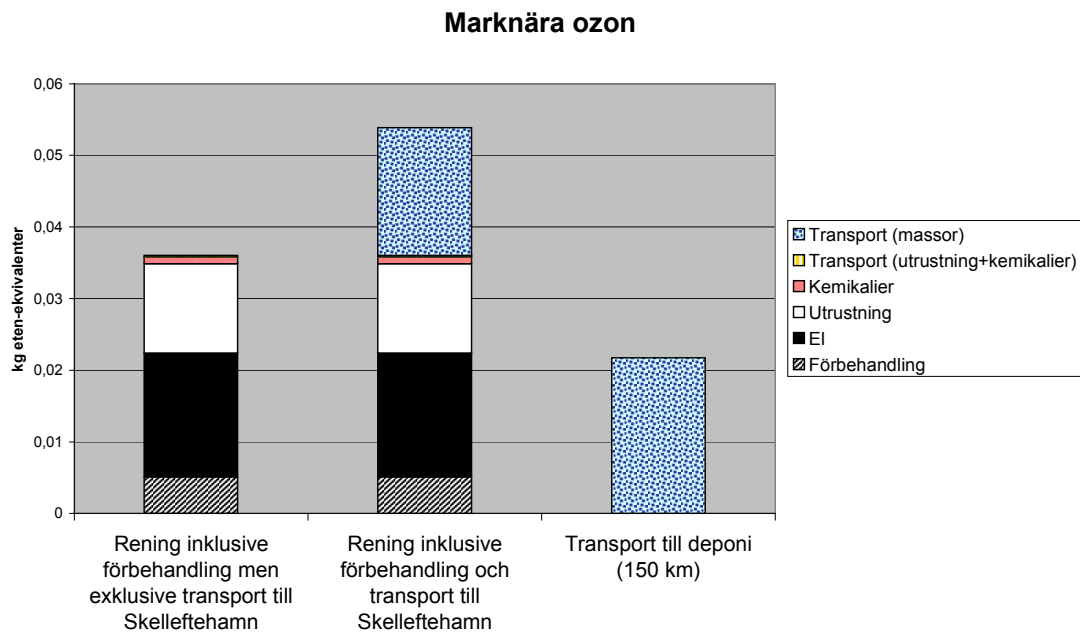
Vad gäller eutrofieringspotential för bioslurrymetoden så erhålls följande resultat:

- Transporten med pråm 800 km utgör det största bidraget med 87%
- Reningsprocessen står för 11%
- Förbehandling 2%

Av reningens bidrag står elanvändning, ståltillverkning, kemikaliertillverkning och transport av utrustning för 77, 10, 9 respektive 4%.

Det ämne som har störst bidrag till eutrofieringspotentialen är  $\text{NO}_x$  (98%) och kommer till största delen från transporten till anläggningen.

En transport av materialet med pråm 800 km medför ca 2-3 ggr större eutrofieringspotential än en transport med lastbil 150 km till en deponi.



Följande resultat erhålls för marknära ozon:

- Reningsprocessen är den dominerande aktiviteten och utgör 57% av bidraget
- Transport med pråm 800 km står för 33% av bidraget
- Förbehandling står för 10%

Av reningens bidrag står elanvändning, ståltillverkning, kemikalietillverkning och transport av utrustning för 56, 40, 3 respektive 1% för bidraget.

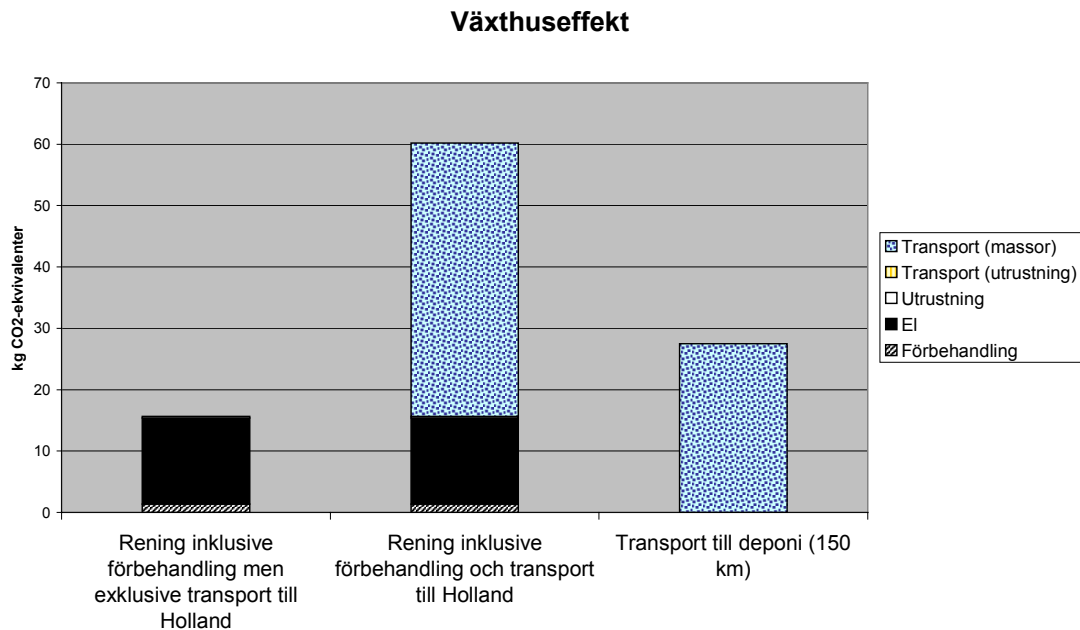
De ämnen som har störst bidrag till bildning av marknära ozon är i detta fall kolväten (85%) men även CH<sub>4</sub> och CO bidrar till kategorin.

Att transportera det förorenade materialet med pråm 800 km innebär ungefär ett lika stort utsläpp av gaser som bidrar till bildning av marknära ozon som en lastbilstransport 150 km till deponi.



### F.3 Jordtvätt – jord

I scenarietvärderingen inkluderas transport av jorden med pråm (1500 km) till en anläggning i Holland. Vidare används holländsk elmix i scenarietfallet.

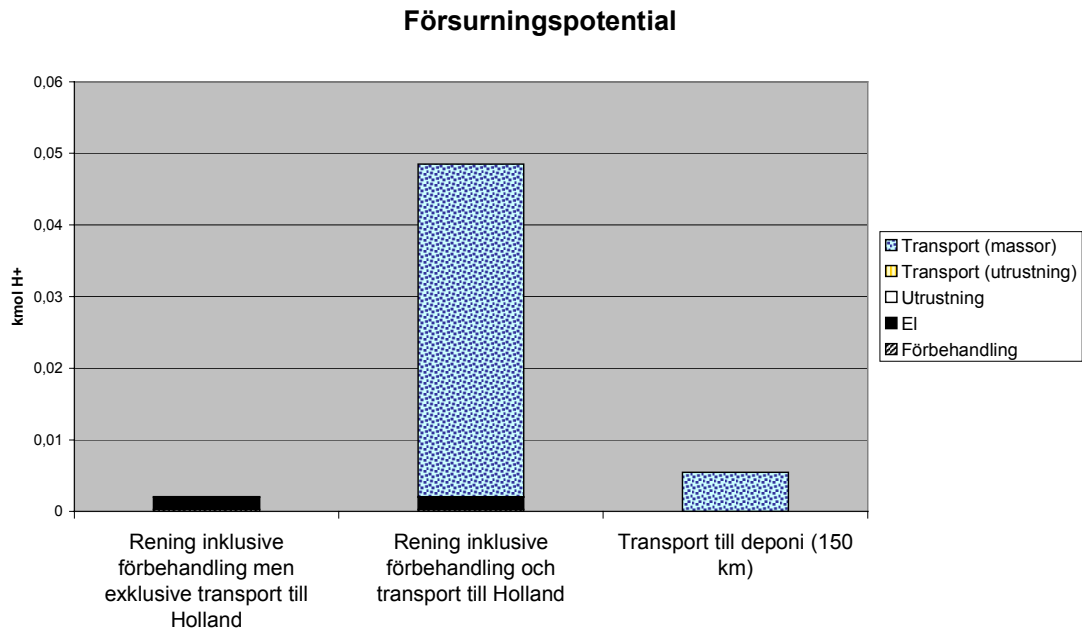


För scenarietvärderingen erhålls följande resultatet för växthuseffekten:

- Transport med pråm 1500 km står för 74% av totala bidraget
- Rening står för 24%
- Förbehandling 2%

Av reningen står el för merparten av miljöpåverkan, ca 98%.

Det ämne som har störst bidrag till växthuseffekten är CO<sub>2</sub> (99%). CO<sub>2</sub>-utsläppet från transporten står för 75% och från elanvändningen för 22% av totala utsläppen.



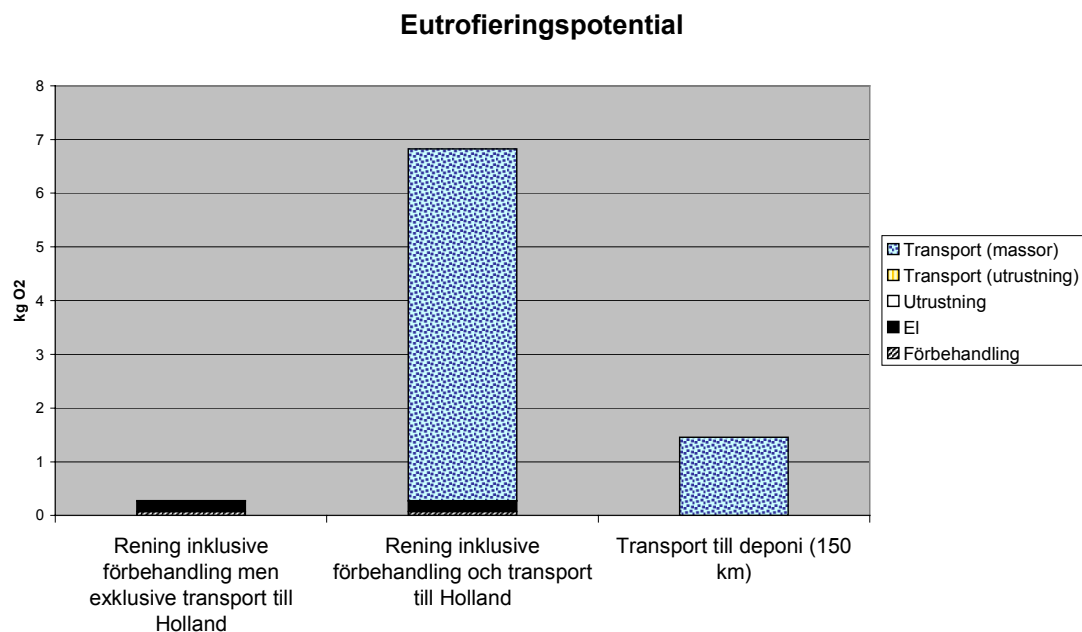
För försurningspotentialen erhålls följande resultat:

- Transport med pråm 1500 km, 96%
- Rening 4%

Bidraget från förbehandlingen är försumbart.

Av bidraget till reningen står el för ca 97%.

Utsläpp av NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> står för 51 respektive 49% av bidraget till försurningspotentialen. Transport av jorden till anläggningen står för 96% av NO<sub>x</sub>-utsläppen och 95% av SO<sub>2</sub>-utsläppen.

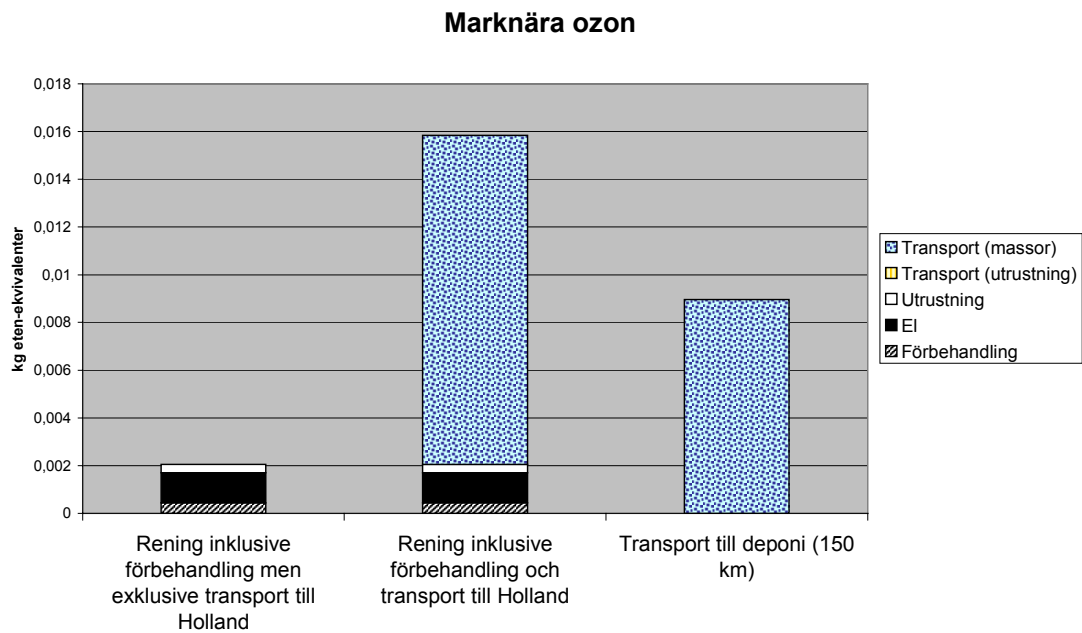


Vad gäller eutrofieringspotentialen så ser fördelning av bidragen ut som följer:

- Transport med pråm 1500 km, 96%
- Rening 3%
- Förbehandling 1%

Av reningen står el för 97% av bidraget.

Av eutrofieringspotentialen står utsläppet av kväveoxider för nästan hela bidraget (99,7%) varav transporten av jorden till anläggningen står för 96%.



Följande resultat erhålls för bidragen till marknära ozon:

- Transport med pråm, 1500 km, 87%
- Rening 10%
- Förbehandling 3%

Av bidraget till reningen står el för 78% och utrustning för 22% (varav stål står för 91%).

Utsläpp av kolväten står för 88% av bidraget till kategorin bildning av marknära ozon och utsläpp av CO för 10% och CH<sub>4</sub> för 2%. Av kolväteutsläppen står transporten till anläggningen för 88%.

## IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

### Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)  
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden  
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt  
IVLs hemsida: [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



---

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm  
Hälsingegatan 43, Stockholm  
Tel: +46 8 598 563 00  
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg  
Dagjämningsgatan 1, Göteborg  
Tel: +46 31 725 62 00  
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult  
Aneboda, Lammhult  
Tel: +46 472 26 77 80  
Fax: +46 472 26 77 90

[www.ivl.se](http://www.ivl.se)