

Livscykelanalys av fyra slamhanteringstekniker

GUNILLA PETTERSSON

Miljösystemanalys

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige 2001

Examensarbetsrapport 2001:4

Förord

Detta examensarbete på 20 poäng utgör den sista delen i civilingenjörsutbildningen inom kemiteknik. Studien har utförts vid institutionen för miljösystemanalys på Chalmers i Göteborg med Margareta Lundin som handledare och Anne-Marie Tillman som examinator.

Jag vill tacka alla trevliga personer som har bidragit med sina kunskaper och erfarenheter under den här tiden. Först och främst vill jag tacka min handledare Margareta Lundin för all hjälp och goda råd under arbetets gång. Utan henne hade den här studien aldrig blivit till det den är. Jag vill tacka Agnes Mossakowska med kolleger på Stockholm Vatten som ställt upp ekonomiskt, bidragit med feedback och visat ett stort engagemang och intresse för mitt arbete, vilket har varit mycket stimulerande. Jag vill också tacka Mattias Olofsson för all hjälp med fjärrvärme- och förbränningsfrågor, och Peter Balmér, tidigare VD för GRYAAB för hans expertkunskaper angående slam. Robert Svensson på CIT Ekologik skall ha stort tack för hjälpen med mjukvaruprogrammet LCAiT4. Slutligen vill jag tacka mina nära och kära för att de alltid ställer upp för mig!

Göteborg, april 2001

Gunilla Pettersson

SAMMANFATTNING

Bakgrunden till denna rapport är frågan om hur slam från Sveriges kommunala avloppsreningsverk skall omhändertas. Slammet har tidigare i stor utsträckning använts som gödningsmedel på åkrar eller deponerats. Att sprida slam på åkrar innebär att fosfor kan återföras som näringsämne till växtligheten, vilket är önskvärt eftersom fosfor är en ändlig resurs. Dock är slamspridning på åkermark ett osäkert sätt att få avyttring för slammet på grund av rädsla för att slammets innehåll av tungmetaller, smittoämnen och svårnedbrytbara organiska föreningar kan tas upp av växter och föras vidare till människor och djur. Deponering av slam har blivit dyrare sedan en deponiskatt infördes år 2000, och år 2005 träder ett deponiförbud för slam och annat organiskt avfall i kraft. Därför behöver avloppsreningsverken nu nya alternativ för att ta hand om slammet.

Syftet med denna studie har varit att jämföra fyra olika slamhanteringstekniker ur ett miljöperspektiv med livscykelanalys (LCA). LCA är en metod som syftar till att kartlägga och utvärdera produkters eller aktiviteters miljöpåverkan från vaggan till graven. De fyra alternativ som har studerats är *slamspridning på åkermark*, *samförbränning av slam med avfall*, *förbränning och avskiljning av fosfor från aska - Bio-Con*, samt *fraktionering av slam med Cambi-KREPRO-processen*. Samförbränning med avfall har hittills endast utförts på försök i Sverige. De två senare metoderna, Bio-Con och Cambi-KREPRO, är ännu i ett utvecklingsskede och det finns inga fullskaleanläggningar i drift idag. Dock är en Bio-Con-anläggning planerad att byggas i Falun och en Cambi-KREPRO-anläggning i Malmö.

Studien gäller för rötat och avvattat slam från det kommunala avloppsreningsverket i Göteborg, Ryaverket. Som funktionell enhet har valts 1 ton TS (torrsubstans) slam. Behandlingen som görs på Ryaverket har inte tagits med i bedömningen eftersom den antas vara lika för samtliga alternativ. Undantag har gjorts i fallet slamspridning på åkermark där en upphettning av slammet på Ryaverket, för att avdöda smittoämnen, är inkluderat eftersom det inom kort väntas komma krav på hygienisering av slam som skall spridas på åkermark. Miljöpåverkan som härrör från produktion av elektricitet och bränslen som används i de fyra slamhanteringsalternativen har inkluderats i studien. I de alternativ där fjärrvärme kan utvinnas har antagits att den producerade fjärrvärmekommer att ersätta värme från andra energikällor i Göteborg. Det har antagits att slamförbränningen kommer att ske jämnt fördelad över året, oberoende av hur stort värmebehovet är. I miljöpåverkansbedömningen har fyra karakteriseringskategorier använts; försurning, övergödning, växthuseffekt och resursförbrukning, samt två viktningmetoder; EPS (Environmental Priority Strategies) och ET lång (Effektkategorimetoden).

Följande slutsatser har dragits utav denna studie:

- Energin som utvinns vid förbränning får stor betydelse, vilket gör att det mest fördelaktiga alternativet är samförbränning med avfall, där mycket energi utvinns, följt utav Bio-Con och Cambi-KREPRO.
- Slamspridning på åkermark är i de flesta avseenden det av de fyra alternativen som är minst fördelaktigt ur miljösynpunkt.

- Problematiken med fosforförbrukning och spridning av tungmetaller hamnar helt i skymundan i de karakteriserings- respektive viktningsmetoder som används. Ett tillfredsställande sätt att få med dessa frågor i bedömningen saknas.
- Normalisering gentemot den totala miljöpåverkan i Sverige visar att fosfor- och kväveåterföring samt metallemissioner till mark är viktiga frågor vad gäller återföring av slam på jordbruksmark.
- Återvinning av fällningskemikalier och kolkälla har liten betydelse för den totala miljöpåverkan.
- Bio-Cons resultat skulle förbättras väsentligt om man antog att dess rökgasrening kommer hålla samma höga standard som rökgasreningen i avfallsförbränningsanläggningen.

Det är komplicerat att jämföra slamspridning på åkermark med de tre övriga alternativen med hjälp av LCA eftersom detta alternativ skiljer sig väsentligt åt från de andra alternativen. Dels är produkterna olika, t ex näringsämnen och mullbildande ämnen i fallet spridning på åkermark och energi i de tre övriga, dels emissionerna, t ex metalltillförsel till mark i slamspridningsalternativet och metallemissioner till luft och deponi i de tre övriga.

ABSTRACT

The background to this report is the important issue of how the Swedish municipal sewage works should handle the sewage sludge that is produced. Until recently, most of the sludge has been used as soil improvement on agricultural land or landfilled. To spread sludge on agricultural land means that phosphorus in sludge can be recycled to the crops, which is desirable since phosphorus is a scarce resource. Nevertheless, the spreading of sludge on agricultural land is an insecure way of handling it, bearing in mind that the sludge also contains heavy metals, virus, bacteria and persistent organic pollutants which can be transmitted to human beings and animals by the food. Disposing the sludge on landfills has become more expensive since a tax was introduced in 2000, and in 2005 it will be forbidden to put sludge on landfills. Therefore, the municipal sewage treatment works need new alternatives of how to treat the sludge.

The aim of this study was to compare four different ways of handling sludge, from an environmental perspective, with life cycle assessment (LCA). LCA is a method aiming at analysing and evaluating environmental impacts of products or services. The whole chain of activities, from the cradle to the grave, needed for the production of a certain product or service is taken into consideration. The four alternatives studied was *spreading sludge on agricultural land*, *co-incineration of sludge and household waste*, *incineration of sludge and extraction of phosphorus from the ash – Bio-Con*, and *fractionating sludge with the Cambi-KREPRO-process*. Co-incineration of sludge and household waste has only recently been tested in Sweden. The two latter methods, Bio-Con and Cambi-KREPRO, are still in a developing phase and there are no full-scale plants yet. However, a Bio-Con plant is planned to be built in Falun and a Cambi-KREPRO in Malmö.

This study considers the handling of digested and de-watered sludge from the municipal sewage treatment work in Gothenburg, Ryaverket. The functional unit is 1 ton DS (dry substance) sludge. The treatment of the sludge at Ryaverket has not been included since it is assumed to be similar for the four alternatives. One exception is made, though, in the alternative spreading sludge on agricultural land. In this alternative hygienisation at the sewage treatment work is included since this is expected to be required in a near future if the sludge is meant to be used in agriculture. The environmental impact from producing electricity and fuels which are used in the four alternatives is included in the study. In those alternatives where district heat can be produced it is assumed that the district heat will replace heat from other energy sources in Gothenburg. It is assumed that the sludge will be incinerated evenly during the year, irrespectively of the variations in need of district heat. Four characterisation categories have been used in the impact assessment of this study; acidification, eutrophication, global warming and resource depletion. Two weighting methods have been used; EPS (Environmental Priority Strategies) and ETlong (Environmental Themes).

The following conclusions have been drawn:

- The energy that is recovered from the incineration is of great importance, which makes co-incineration with household waste to be the preferable alternative, followed by Bio-Con and Cambi-KREPRO.

- Spreading sludge on agricultural land is, in most aspects, the one of these four alternatives which is the least preferable from an environmental point of view.
- The problems with the depletion of phosphorus resources and the toxicity of metals are somewhat hidden in the characterisation- and weighting methods used in this study. A satisfactory way of including these matters in the assessment is missing.
- Normalising the results against the total environmental impact in Sweden gives the result that phosphorus- and nitrogen recycling to agriculture and emissions of metals to ground are the important issues regarding the sludge.
- The recycling of precipitation chemicals and carbon source is of minor importance compared to the total environmental impact.
- The Bio-Con results would be improved if one made the assumption that Bio-Con's flue gas cleaning system will be of the same high standard as the flue gas cleaning is in the household waste incineration plant.

It is complicated to compare the spreading of sludge on agricultural land with the three other alternatives, since the products and emissions from the alternatives are very different. In the alternative spreading sludge on agricultural land the products are e.g. phosphorus and nitrogen and in the three other alternatives fossil fuels are saved. The emissions from the spreading of sludge are e.g. heavy metals to the ground which should be compared to emissions of heavy metals to air and landfills in the three other alternatives.

1. INTRODUKTION	1
1.1 SYFTE	2
1.2 LIVSCYKELANALYS	2
1.3 RAPPORTENS UPPLÄGG	3
2. BESKRIVNING AV FYRA SLAMHANTERINGSALTERNATIV.....	4
2.1 SPRIDNING AV SLAM PÅ ÅKERMARK	4
2.2 SLAMFÖRBRÄNNING MED ENERGIUTVINNING	6
2.2.1 Förbränning	6
2.2.2 Beskrivning av två ugnstyper	7
2.2.3 Rening av rökgaser.....	8
2.2.4 Reningstekniker.....	9
2.2.5 Aska och restprodukter.....	10
2.3 BIO-CON, SLAMFÖRBRÄNNING MED UTVINNING AV FOSFOR UR ASKAN.....	11
2.4 FRAKTIONERING AV SLAM MED CAMBI-KREPRO-PROCESSEN	13
3. MÅLDEFINITION.....	15
3.1 SYFTE	15
3.2 FUNKTIONELL ENHET.....	15
3.3 OMFATTNING.....	15
3.4 SYSTEMGRÄNSER.....	15
3.4.1 Geografiska gränsdragningar.....	15
3.4.2 Gränser mellan det tekniska systemet och naturen	15
3.4.3 Avgränsningar i energisystemet	16
3.4.4 Avgränsningar i tiden.....	16
3.4.5 Avgränsningar mot produktionskapital och personal	16
3.5 VIKTNINGSMETODER	17
3.5.1 EPS (Environmental Priority Strategies in product design, Miljöräkenskapsmetoden).....	17
3.5.2 Effektkategorimetoden (Environmental Themes, ET).....	18
4. INVENTERING.....	20
4.1 RYAVERKET.....	20
4.1.1 Beskrivning av reningsprocessen	20
4.1.2 Slambehandling.....	21
4.2 SPRIDNING AV SLAM PÅ ÅKERMARK	23
4.3 SAMFÖRBRÄNNING AV SLAM OCH AVFALL	24
4.4 BIO-CON.....	27
4.5 CAMBI-KREPRO.....	29
5. RESULTAT.....	31
5.1 INVENTERINGSRESULTAT.....	31
5.1.1 Resursförbrukning	31
5.1.2 Energianvändning	32
5.1.3 Emissioner till mark	34
5.1.4 Emissioner till luft.....	35
5.1.5 Deponirester.....	37
5.2 MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING	38
5.2.1 Karakteriseringsresultat.....	38
5.2.2 Normalisering.....	39
5.2.3 Viktningsresultat.....	40
5.2.4 Känslighetsanalys utav elproduktionens inverkan på resultaten	42
6. DISKUSSION OCH SLUTSATSER.....	44
7. REFERENSER.....	47

1. INTRODUKTION

Varje år produceras ungefär en miljon ton slam på de kommunala avloppsreningsverken i Sverige. Hur detta slam skall tas omhand är en aktuell och omdebatterad fråga. Det vanligaste sättet har varit att deponera slammet, se tabell 1. Ett annat sätt att få avyttring för slammet har varit att sprida det som gödsel på åkermark. På så sätt har behovet av handelsgödsel kunnat reduceras. Avloppsslammet innehåller mullbildande ämnen och näringsämnen såsom fosfor och kväve som har sitt ursprung i biologiskt material. Fosfor är en ändlig resurs och anses därför vara viktig att recirkulera. I ett regeringsförslag sätts som mål att minst 75 % av fosfor i avfall och avlopp skall ingå i kretsloppet år 2010 utan risk för hälsa och miljö (*Statens offentliga utredningar 2000*).

Slam från kommunala avloppsreningsverk innehåller inte bara nyttiga näringsämnen utan också miljöfarliga och toxiska ämnen, såsom tungmetaller, svårnedbrytbara organiska föreningar, hormoner, läkemedelsrester och smittoämnen. Dessa ämnen kan utgöra en hälso- och miljörisk då slammet sprids på åkermark och riskeras att tas upp utav växtlighet och överförs till djur och människor. De kan också ge en negativ påverkan på markens produktionsförmåga. I princip kan alla ämnen som cirkulerar i samhället återfinnas i slammet. Så sent som 1999 kom larmrapporter om upptäckter av bromerade flamskyddsmedel och silver i slam, vilket ledde till att LRF (Lantbrukarnas Riksförbund) rekommenderade sina medlemmar att tills vidare sluta sprida slam på åkermark.

Tabell 1. Hanteringen av slam från kommunala avloppsreningsverk i Sverige 1995 och 1998 (www.environ.se 001109) samt från Ryaverket 1999 (GRYAAB 2000).

	1995	1998	Ryaverket 1999
Enhet	%	%	%
Jordbruk	30	25	0
Grönområden/ markutbyggnad	12	9	61
Kompostering/annan användning	3	13	16
Mellanlager	16	5	1
Deponi	39	46	22
Oredovisat	1	2	0

Vissa livsmedelsproducenter som Arla och Cerealia är också kritiska till slamspridning på åkrar. De vill kunna garantera högkvalitativa och säkra livsmedelsprodukter åt sina kunder. Även om man kan producera ett renare slam med högre kvalitet i framtiden kvarstår frågan om allmänhetens acceptans angående slamåterföring till jordbruken. Osäkerheten gör att det är svårt för avloppsreningsverken att välja avyttringssätt för slammet och att finna en långsiktigt hållbar lösning på slamhanteringsfrågan är av stort intresse. Problemet blir alltmer aktuellt eftersom deponering av slam måste upphöra inom en snar framtid. År 2000 infördes en deponiskatt på 250 kr/ton organiskt avfall som deponeras, och år 2005 skall deponering av organiskt avfall vara generellt förbjudet.

Förbränning av slam med utvinning av energi är vanligt i flera länder såsom Tyskland, Holland och Japan, men har ännu inte förekommit i Sverige. Att investera i förbränningsanläggningar är kostsamt och kräver stora volymer för att vara ekonomiskt hållbart. Det kan också vara svårt att få tillstånd att bygga nya förbränningsanläggningar. Att anläggningen har rökgaskondensering samt att det finns

behov av fjärrvärme är förutsättningar för att en förbränningsanläggning skall vara intressant. Samförbränning av slam med avfall respektive biobränslen har förekommit på försök i Sverige. Vid förbränning av slam reduceras mängden av persistenta organiska föreningar väsentligt. De mesta av tungmetallerna samt fosfor hamnar i askan som måste deponeras. Försök att ta tillvara fosfor före eller efter förbränning av slammet pågår i ett fåtal pilotskalanläggningar i Sverige och Danmark.

I Göteborg har anläggning av grönområden och markutbyggnad varit vanliga sätt att få avyttring för slammet, se tabell 1. Detta är dock ett osäkert sätt att hantera slammet på längre sikt med tanke på eventuella skärpningar av kraven på slamhantering i framtiden. Dessutom kan behovet av jordförbättringsmedel för dessa ändamål vara skiftande från år till år.

1.1 Syfte

Syftet med studien är att kartlägga och analysera miljöpåverkan för olika metoder att hantera rötat slam från Ryaverket i Göteborg med hjälp av livscykelanalys. Målet är att denna rapport skall ge vägledning om vilken slamhanteringsmetod som är mest lämplig ur miljösynpunkt. Den skall också kunna ge klarhet i vilka delsteg i respektive metod som har störst miljöpåverkan och som skulle kunna förbättras. Följande slamhanteringsalternativ har valts ut för närmare studie:

1. Spridning av slam på åkermark efter rötning och hygienisering
2. Samförbränning av slam med avfall
3. Bio-Con, slamförbränning med utvinning av fosfor ur askan
4. Fraktionering av slam med Cambi-KREPRO-processen

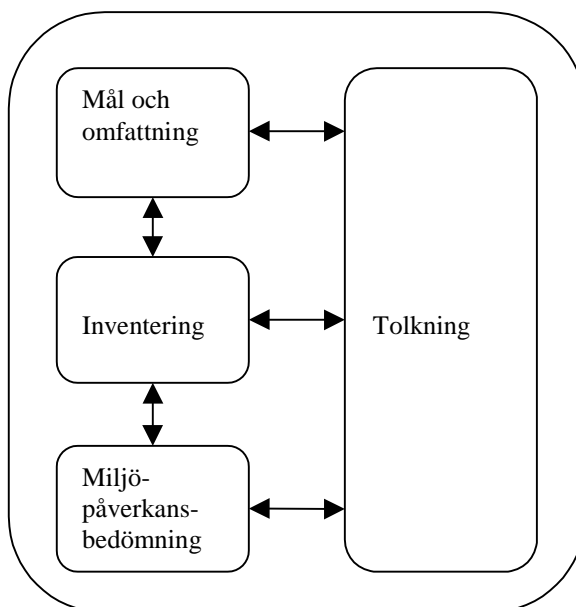
Dessa fyra alternativ finns beskrivna i kapitel 2. Även andra metoder för behandling av slam kan vara av intresse att undersöka i kommande studier. Rapporten kan vara till nytta för alla som har ett intresse i slamhanteringsfrågor. Tillsammans med den ekonomiska analysen (*Zetterlund 2001*) kan denna studie utgöra ett underlag för beslutsfattande om framtida satsningar på slamhantering.

1.2 Livscykelanalys

Livscykelanalys, LCA, är en metod att kartlägga och utvärdera produkters och aktiviteters miljöpåverkan från vaggan till graven. En LCA-studie omfattar ett utvalt systems hela livscykel från utvinning av råvaror, tillverkning, distribution, användning, underhåll osv. till avfallshantering. Genom att studera material- och energiflöden i systemet kan miljöpåverkan från systemets olika delar identifieras. De delar som har störst miljöpåverkan kan då ses över och förändringar kan föreslås för att minska belastningen. Livscykelanalyser lämpar sig även bra för jämförelser mellan två eller flera olika system som har samma funktion. Aktiviteter som anses vara lika för de jämförda systemen kan då uteslutas ur analysen.

Livscykelanalysen skall omfatta följande steg; definition av mål och omfattning, inventering, miljöpåverkansbedömning samt tolkning av resultaten, figur 1 (*ISO 14040, 1997*). I måldefinitionen formuleras den fråga som analysen skall ge svar på. I

definitionen av studiens omfattning redovisas systemets funktion och funktionella enhet, grundläggande antaganden och systemavgränsningar. Inventeringen går ut på att samla in data och beräkna värden för alla relevanta inflöden till och utflöden från det avgränsade systemet. Dessa flöden inkluderar användning av resurser och utsläpp till luft, mark och vatten. Inventeringen är oftast den mest tidskrävande delen av livscykelanalysen.



Figur 1. Metodologiskt ramverk för livscykelanalys.

Miljöpåverkansbedömningen kan göras i flera steg, som börjar med klassificering och karaktärisering för att dela upp inventeringsresultat i olika miljöpåverkanskategorier (t.ex. försurning och växthuseffekt). Därefter följer viktningen, som är ett sätt att väga olika miljöpåverkanskategorier mot varandra med olika viktningmetoder. I de olika metoderna tas olika stor hänsyn till olika miljöeffekter. Som exempel kan nämnas att ETLång (Effektkategorimetoden) tar hänsyn till vilka reduktioner av emissioner som kommer bli nödvändiga för att inte överskrida kritiska belastningsgränser, medan EPS (Environmental Priority Strategies) baseras på hur stor betalningsviljan är för att undvika negativ inverkan på olika skyddsobjekt, som t.ex. mänsklig hälsa och biologisk mångfald. De två viktningmetoderna som använts i denna studie finns utförligare beskrivna i kapitel 3.5. De resultat som fås i miljöpåverkansbedömningen måste slutligen tolkas för att kunna identifiera och utvärdera möjliga förbättringar i det tekniska systemet. LCA är ett iterativt verktyg vilket visas i figur 1 med dubbelriktade pilar.

1.3 Rapportens upplägg

En allmän beskrivning av de fyra studerade slamhanteringsalternativen ges i kapitel 2. I kapitel 3 redovisas måldefinition och omfattning för studien samt vilka systemgränser och viktningmetoder som använts. I kapitel 4 beskrivs inventeringen för de fyra alternativen närmare och antaganden som har gjorts förklaras. I kapitel 5 redovisas resultaten från inventeringen, karakteriseringen och viktningen. Slutligen följer diskussion och slutsatser i kapitel 6.

2. BESKRIVNING AV FYRA SLAMHANTERINGSALTERNATIV

2.1 Spridning av slam på åkermark

Fördelarna med slamgödsling är att nyttiga näringsämnen i slammet som fosfor och kväve samt mullbildande ämnen förs tillbaka till marken och att behovet av handelsgödsel därmed minskar. Kaliuminnehållet i slammet är dock för lågt för att det ska kunna användas som kaliumgödselmedel (*Tideström et al 2000*).

Slamspridning på åkermark har tidigare varit ett av de vanligaste användningssätten av slam i Sverige (tabell 1). I den s k slamöverenskommelsen från 1994 mellan LRF, VAV (Vatten- och avloppsverksföreningen) och SNV (Naturvårdsverket) togs beslut att parterna skulle arbeta för en ökad användning av avloppsslam i jordbruket (*Naturvårdsverket et al 1995*). Dock finns en viss oro över slamspridning på åkermark på grund av slammets innehåll av framför allt tre ämnesgrupper; metaller, persistenta organiska föreningar och sjukdomsalstrande organismer (patogener).

Metallinnehållet i avloppsslammet är relativt väl dokumenterat. De metallhalter som kontinuerligt kontrolleras i avloppsslam är zink, koppar, bly, krom, nickel, kadmium och kvicksilver. Gränsvärden för metaller i slam som ska användas på åkermark har skärpts på senare år vilket är en orsak till att metallinnehållet i avloppsslam har minskat väsentligt. Den främsta orsaken till minskade metallhalter är dock minskad användning av metaller i samhället och ökad medvetenhet hos användarna (*Balmér 2001*). Under åren 1993-1998 klarade drygt 60 % av avloppsslammet från svenska reningsverk då gällande gräns- och riktvärden för slamgödsling (*Tideström et al 2000*). För de slam som inte klarade kraven, var det framför allt kopparhalten som överskred gränsvärdet. Flera kommuner har börjat avhärda sitt vatten så att det ska bli mindre korrosivt mot kopparledning. Nuvarande halter av metaller i slam från Ryaverket samt gällande gränsvärden finns i tabell 2.

Tabell 2. Analys av metaller och organiska ämnen i avvattnat slam från Ryaverket 1999 (GRYAAB 2000). Gräns- och riktvärden för slam som skall användas på åkermark (*Naturvårdsverket et al 1995*).

PARAMETER	ENHET	ÅRSMEDELVÄRDE 1999	GRÄNSVÄRDE 1998 – RYAVERKET
Torrsubstans	%	30,0	-
Zink	mg/kg TS ¹	644	800
Koppar	”	386	600
Bly	”	44	100
Krom	”	34	100
Nickel	”	18	50
Kadmium	”	1,3	2
Kvicksilver	”	0,9	2,5
			Riktvärde 1997 –
ΣPCB	”	<0,076	0,4
ΣPAH	”	<1,9	3
Nonylfenol	”	31	50
Toluen	”	0,5	5

1) torrsubstanshalt

Kadmium är den metall som hittills varit mest omdiskuterad. Kadmium skadar njurarnas funktion och redan idag finns fall i Sverige där kadmiumhalten i kroppen är oroväckande hög. Kadmium är lätrörligt i marken och tas relativt lätt upp av grödor, eftersom ämnets struktur liknar den hos zink, som är ett nödvändigt ämne för växterna. Utsläppen av kadmium från svenska industrier har minskat med 70-80 % sedan slutat av 1970-talet, tack vare att man stoppat ett antal punktutsläpp (*Mangs 2000*). Kadmium ackumuleras idag till största delen i jordbruksmark pga deposition och genom tillförsel av kadmiumhaltig fosforhandelsgödsel (*Naturvårdsverket 1993*).

Persistenta organiska föreningar är substanser som är stabila mot kemisk och biologisk nedbrytning och därmed blir långlivade i miljön. Halten av flera kända miljöfarliga ämnen (DDT, PCB m fl) i avloppsslam har dock minskat sedan 1970-talet. Debatten om bromerade flamskyddsmedel hösten 1999 fick LRF att rekommendera sina medlemmar att tillfälligt stoppa användningen av slam i jordbruket. Bakgrunden till debatten var bland annat att Stockholm Vatten i en studie visade att halterna av vissa typer av bromerade flamskyddsmedel ökat i slam jämfört med en liknande studie i Göteborg 1989 (*Stockholm Vatten 2000*). Det saknas mycket data om förekomst, spridning, nedbrytning, miljö- och hälsoeffekter av dessa ämnen.

Patogena mikroorganismer kan indelas i bakterier, parasiter och virus. Användning av avloppsslam på jordbruksmark kan innebära en risk för spridning av patogener till djur och människor. I Norge och Danmark finns krav på hygienisering av slammet innan det sprids på åkermark. Hygienisering innebär i princip en avdödning av de patogener som utgör en potentiell hälsorisk vid en viss användning av slammet (*Stockholm Vatten, 1998b*). De behandlingsmetoder som redan används på avloppsreningsverken i Sverige medför en viss reducering av patogener i slammet. Dock elimineras de inte fullständigt och risken finns att slammet som sprids på åkrarna innehåller sjukdomsframkallande organismer. Detta kan innebära en smittorisk för dem som arbetar med slammet, vid förtäring av de grödor som odlas där slam förekommer i jorden samt för betande djur. Frågan uppmärksammas nu i Sverige och det väntas komma krav på hygienisering även här (*Balmér 2000*). Ännu finns dock inga föreskrifter i Sverige om hygienisering av avloppsslam och inte heller några gränsvärden för slammets hygieniska kvalitet vid spridningen i jordbruket. Vissa försiktighetsåtgärder föreskrivs dock i Naturvårdsverkets "Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket" (*Naturvårdsverket 1994*). I denna föreskrift nämns bland annat att slam inte får spridas på betesmark och på mark för odling av föda som är i direkt kontakt med jorden. Dessutom ställs krav på en viss väntetid mellan spridning av slammet och skörd.

2.2 Slamförbränning med energiutvinning

2.2.1 Förbränning

Intresset för förbränning av avloppsslam har ökat på senare år, dels på grund av hårdare krav på kvaliteten för slam som ska användas i jordbruket, dels på grund av deponiskatten på 250 kr/ton organiskt avfall som infördes 1 januari 2000 samt deponiförbudet för organiskt avfall som träder i kraft år 2005.

Vid förbränning uppnås en fullständig hygienisering av slammet (eventuella smittoämnen oskadliggörs) och många persistenta organiska ämnen förstörs. Dessutom reduceras slamvolymerna kraftigt, vilket minskar behovet av både transport och deponering. En återstod av tungmetall- och fosforinnehållande aska och slagg bildas. Energin från förbränningen kan tas tillvara som fjärrvärme och eventuellt el, under förutsättning att anläggningen har rökgaskondensering.

Slam har ett energivärde av 12-13 MJ/kg TS (torrsubstans) och är i det avseendet jämförbart med biobränslen. Förbränning av avloppsslam kan ske separat eller tillsammans med biobränslen eller avfall. Orötat slam kräver en torrsubstanshalt på ca 28 % om det ska kunna förbrännas separat utan stödbränsle. Motsvarande siffra för rötat slam är ca 45-50 % eftersom energivärdet häri är lägre (*Svensson 2000*). Samförbränning förutsätter att en lämplig panna finns att tillgå och att den har en avancerad rökgasrening (*Starberg et al 1999*). Förbränning av slam medför en ökad belastning på luftreningen av främst NO_x och kvicksilver.

Vid samförbränning av slam med avfall har man normalt en inblandning av ca 5-10 % slam. Slammet kan vara torkat eller avvattnat beroende på förutsättningarna vid anläggningen. Om torkat slam används skall detta vara ett granulär eller kompakterat till pellets eller briketter före förbränning. Detta underlättar hanteringen och minskar risken för brand.

Även vid samförbränning med biobränslen kan slammet användas torkat eller avvattnat beroende på förutsättningarna vid anläggningen. En högre fukthalt kan ibland vara förbränningstekniskt gynnsamt då det blir lättare att reglera temperaturen i pannan. Fukten hjälper även till att binda damm då det ingående bränslet är mycket torrt. Inblandningsförhållandet slam/biobränslen bestäms utifrån vatteninnehållet i bränslet men är även en funktion av förbränningsverkets energiåtervinningssystem. Vissa anläggningar kan vara utrustade med såväl rökgaskondensering som återfuktningssystem där fuktig luft förs tillbaka till pannan för att kontrollera temperaturen. Biobränslets fukthalt är normalt 40-45 % och bedöms kunna ökas genom slam tillsats till omkring 55 % utan att orsaka problem vid förbränningen. Vid provförbränning av slam i Igelstaverket i Södertälje var det möjligt att blanda in upp till 20 % avvattnat slam (27 % TS) utan att störa förbränningsprocessen. Fukthalten i pannan kontrollerades då till 55 % (*Starberg et al 1999*).

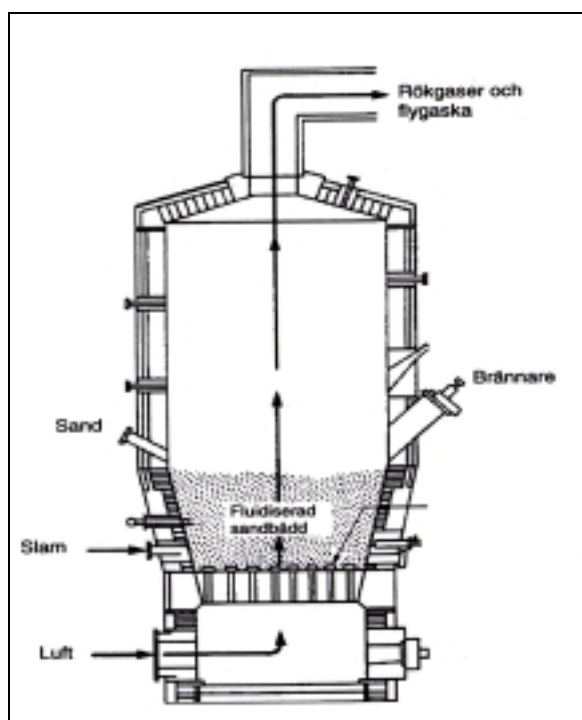
En risk med förbränning av slam är att intresset i kommunerna för att reducera mängden föroreningar i slammet kan minska. En annan nackdel är att de värdefulla mullbildande ämnena går förlorade samt att askan som kvarstår innehåller fosfor och metaller och oftast måste deponeras.

Förbränningsanläggningar för enbart slam finns ej i Sverige idag. Nya anläggningar innebär stora investeringar och ofta komplicerade tillståndsprövningar. Samförbränning är ett intressant alternativ eftersom befintliga anläggningar kan utnyttjas. I huvudsak används fluidiserande bäddugnar eller rostar för avfall och bibränslen såväl som för samförbränning.

2.2.2 Beskrivning av två ugnstyper

Fluidiserande bäddugn

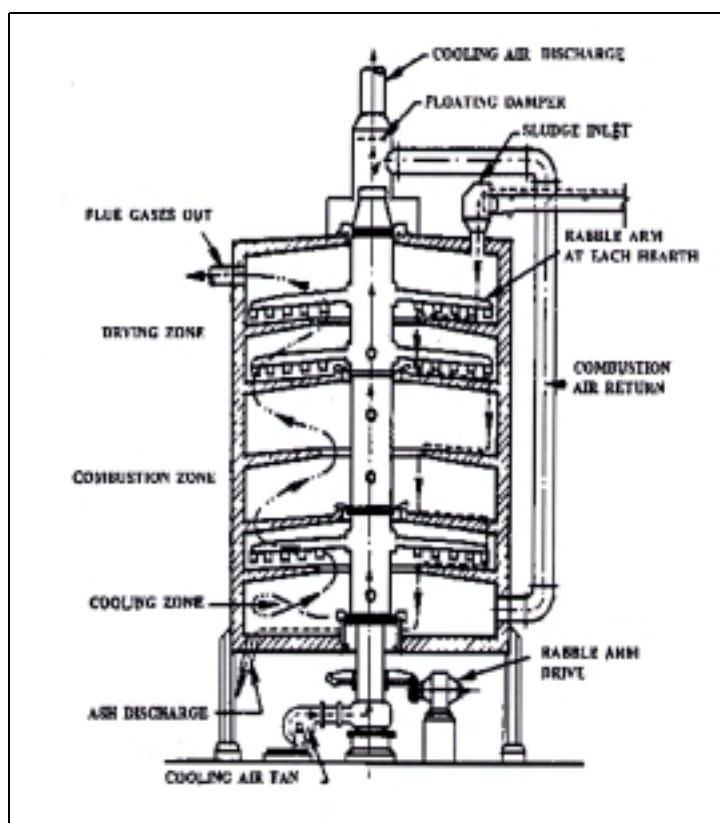
Ugnen består vanligtvis av en cylindrisk panna där luft som blåses in underifrån håller en bädd av sand fluidiserad (figur 2). Bädden beter sig som en vätska och är väl omblandad. Normalt torkas och krossas slammet innan det bränns. Genom fluidiseringen fördelas slammet jämnt över hela bädden och förbränningstemperaturen blir jämn (cirka 800-850°C). Det krossade slammet förbränns i kontakten med den varma luften och sanden. De bildade rökgaserna innehåller slammets hela värmeinnehåll. Genom rökgaskondensering kan denna värme tas tillvara samtidigt som den efterföljande rökgasreningen förbättras. De heta utgående gaserna värmes ofta mot ingående förbränningsluft och vidare via en sk economizer för förvärmning av matarvatten. Flygaskan utgör huvuddelen av bildad aska i en fluidiserad bäddugn och innehåller bland annat merparten av tungmetallerna. Det bildas också en bottenaska där större partiklar vanligtvis blir kvar.



Figur 2. Illustration av en fluidiserad bäddugn (Starberg et al 1999).

Rost

Rostar finns i en mängd olika utföranden. Karakteristiskt för dem alla är att avfallet matas framåt med hjälp av ett antal rörliga delar. Genom rörelserna transporteras, fördelas och eventuellt omblandas avfallet under förbränningen. Etageugnen (figur 3) har varit en vanlig typ av rostugn för förbränning av avfall och kan beskrivas som en stående cylinder med 8-12 våningar. En vertikal, roterande axel med ett antal armar är placerad mitt i ugnen. Bränslet tillförs uppifrån och samtidigt som det förbränns förs det successivt nedåt i ugnen. Förbränningsluften går åt motsatt håll. I likhet med fluidiserade bäddar bildas både flygaska och bottenaska. Merparten av askan är dock bottenaska.



Figur3. Illustration av en etageugn (Starberg et al 1999).

2.2.3 Rening av rökgaser

Förbränning av slam och annat avfall orsakar utsläpp till luft av stoft, metaller, organiska föreningar, saltsyra, svavel- och kväveoxider samt koldioxid, kolmonoxid och metan.

Metallerna i utsläpp från förbränningsanläggningar finns till största delen bundet i stoft. Främst kvicksilver, bly och kadmium utgör ett problem ur hälso- och miljösynpunkt. Kviksilver kan omvandlas till organiskt metylkvicksilver i vattendrag och kan via upptag hos fiskar överföras till människan och orsaka skador på centrala nervsystemet. Bly kan också leda till skador på centrala nervsystemet samt på njurarna. Kadmium kan ge upphov till njurskador (Starberg et al 1999).

En rad ofullständigt nedbrutna *organiska föreningar* kan bildas vid förbränningen. De allvarligaste hälso- och miljöproblemen är förknippade med flyktiga organiska föreningar (VOC), polyaromatiska kolväten (PAH) och dioxiner. VOC medverkar tillsammans med bl a kväveoxider till bildning av fotokemiska oxidanter som vid marknivå kan ge upphov till skador på växtligheten och högre upp i atmosfären kan bidra till växthuseffekten. Många föreningar i gruppen PAH är mutagena och kan ge upphov till cancer. Dioxiner är namnet på två grupper av klorerade organiska ämnen, polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och dibensofuraner (PCDF). Av dioxinerna är 12 stycken särskilt giftiga och dessutom mycket stabila och betraktas därför som mycket allvarliga ur hälso- och miljösynpunkt (*Starberg et al 1999*)

Utsläpp av *saltsyra, svavel- och kväveföreningar* bidrar till försurning av mark och vatten. Kväveoxiderna har också en gödslande effekt på mark och havsvatten. *Koldioxid* är en växthusgas, men förbränning av slam bidrar inte till en nettoökning av koldioxid, eftersom koldioxiden från slamförbränningen härrör från organiskt material producerat av växter. *Kolmonoxid* bildas istället för koldioxid vid ofullständig förbränning. Utsläpp kan leda till hälsoeffekter i och med att kolmonoxiden försämrar syreupptagningen hos människan. Indirekt kan kolmonoxid bidra till växthuseffekten (*Starberg et al 1999*).

Emissioner till luft från avfallsförbränning har minskat drastiskt de senaste två decennierna (*Starberg et al 1999*). Detta beror främst på en ökad bortsortering av farligt avfall, men även en optimering av förbränningsprocessen och en mer avancerad rökgasrening har bidragit.

2.2.4 Reningstekniker

Rökgaserna från en förbränningsanläggning måste renas från

- Stoft
- Försurande gaser
- Tungmetaller
- Dioxiner
- Illaluktande ämnen

För att rena rökgaserna används vanligtvis en kombination av olika filter och skrubbar. Efter avskiljning och/eller neutralisering fås restprodukter som måste omhändertas och renas.

Det vanligaste sättet att avskilja *stoff* är med ett elektrofilter. Avskiljningsgraden är 99.5 % eller högre beroende på rökgasernas innehåll. En annan effektiv teknik är våtskrubbern, där rökgaserna blandas med vatten som löser upp gasformiga vattenlösliga föroreningar.

Reningen av *försurande ämnen* (HCl, HF, SO_x m fl) kan ske enligt våta, våt-torra eller torra metoder. Våtmetoder innebär att fukten i rökgasen kondenseras ut eller att rökgasen tvättas med vatten i en skrubber. Främst är det försurande ämnen, stoft, kvicksilver och dioxiner som avskiljs. Ämnen med dålig löslighet i vatten, till exempel kväveoxider, stannar i gasfasen. Torra och våt-torra metoder innebär att de försurande gaserna behandlas med någon form av kalkbaserad sorbent (*Starberg et al 1999*).

Kväveoxid har låg löslighet i vatten och kan därför inte avskiljas med skrubberteknik. För att minska utsläppen av kväveoxider är det främst förebyggande åtgärder som görs. Driftoptimering, såsom sänkning av luftöverskottet, förbättrad processtyrning och en jämn fördelning av luft och bränsle reducerar emissionerna. Om reningsåtgärder krävs används selektiv icke-katalytisk reduktion (SNCR) eller selektiv katalytisk reduktion (SCR) (Starberg et al 1999).

Dioxinutsläppen kan minskas genom att optimera förbränningsbetingelserna såsom tillräcklig uppehållstid, hög temperatur och god turbulens. Ytterligare åtgärder är dock nödvändiga, och dioxin kan då adsorberas på kol i ett aktivt kolfilter. Det förorenade kolet måste sedan omhändertas till exempel genom deponering (Starberg et al 1999).

Eftersom *metaller* binds på flygaskans partikelytor är metallavskiljningen en direkt funktion av stoftavskiljningen. Undantaget är kvicksilver som förekommer i gasfasen även vid låga temperaturer. Kviksilver kan avskiljas bland annat med våtskrubberteknik (Starberg et al 1999).

Bildning av *illaluktande ämnen* kan förhindras genom att hålla en tillräckligt hög förbränningstemperatur i pannan (Starberg et al 1999).

2.2.5 Aska och restprodukter

Vid förbränningen bildas flygaska och bottenaska (slagg) i varierande proportioner beroende bland annat på avfallstypen och vilken typ av förbränningsprocess som används. I en fluidiserande bäddugn är huvuddelen av askan flygaska som följer med rökgaserna och endast en mindre del utgörs av slagg. I en rost är förhållandet det motsatta (Starberg et al 1999).

Efter förbränning återfinns fosfor i askan, som därför teoretiskt skulle kunna utnyttjas för spridning på åkermark. Restprodukterna från slamförbränning kommer att innehålla betydande mängder metaller. Metallinnehållet i askor från samförbränning är jämförbart med metallinnehållet i askor från förbränning av hushållsavfall (Starberg et al 1999). Inblandning av slam i hushållsavfallet kommer alltså inte förändra mängden metaller i askan. Både flygaskan och slaggen måste sannolikt deponeras. Vid deponering av aska och slagg kan organiska ämnen, kväveföreningar och metaller urlakas till vatten. På lång sikt är det speciellt risken för urlakning av tungmetaller och toxiska svårnedbrytbara organiska ämnen som utgör det största miljöproblemet. Askan deponeras på ett särskilt avskilt område på en deponi där det görs skyddsåtgärder för att förhindra urlakning av miljöfarliga ämnen. Vattentransporten genom askan minskas genom bottenätning och övertäckning. Det är viktigt att skyddsåtgärderna är beständiga för att förhindra urlakning i ett mycket långt tidsperspektiv. En teknik som kan komma att bli vanligt förekommande är att förbehandla rökgasreningsprodukterna genom att de blandas med cement och gjuts till block vilket fördröjer urlakning.

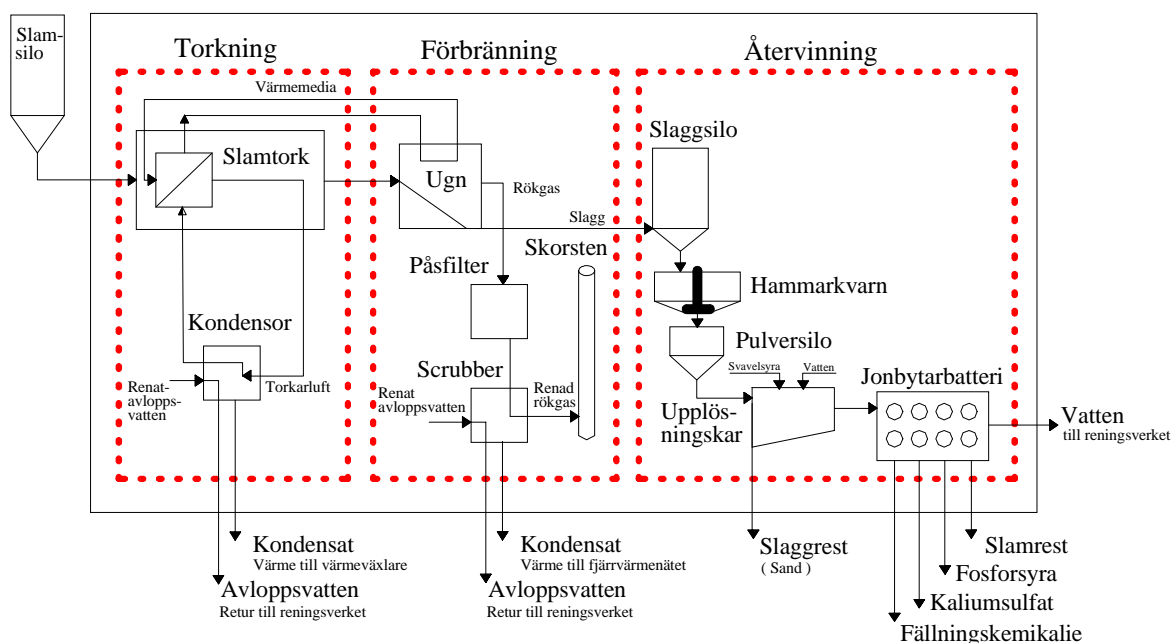
I Japan har utvecklingen gått långt vad gäller vidarebehandling av aska till förädlade produkter. I en förbränningsprocess bränns det organiska materialet och dessutom smälts det oorganiska och man får en glaslik produkt som kan användas till bland annat prydnadsföremål. Slaggen kan användas till framställning av gatsten och olika typer av byggnadsmaterial (Starberg et al 1999).

2.3 Bio-Con, slamförbränning med utvinning av fosfor ur askan

Bio-Con är en förbränningsanläggning med återvinning av fosfor och kemikalier. Energin tas tillvara i form av fjärrvärme. Tekniken har utvecklats av Bio-Con A/S i Danmark, och sedan 1995 finns en pilotanläggning i Bränderslevs kommun. Falu kommun planerar att investera i en Bio-Con-anläggning.

Processbeskrivning

Bio-Con-anläggningen är uppbyggd av tre moduler; torkning, förbränning och återvinning (figur 4). I slamtorken torkas det avvattnade slammet till en torrsbstanshalt på ca 90 %. För torkningen används en del av den energi som förbränningen genererar. Den vattenånga som bildas vid torkningen kyls ned i en kondensator och tas ut som kondensat. Kondensorn kyls med renat avloppsvatten. Den avkylda och torra luften leds tillbaka till torken.



Figur 4. Processbeskrivning för Bio-Con (Pantsari 2000)

Förbränningen av det torkade slammet sker i två steg. Det första steget är en förbränningsugn vars botten är försedd med en vattenkyld rost, som kyler slaggen efter förbränningen. Botten är försedd med justerbara luftintag som säkerställer en jämn förbränning. Bottenaskan från förbränningen går till återvinningsprocessen. Rökgaserna från förbränningen leds till en efterförbränningskammare där de får en temperatur på över 850°C, varvid en termisk nedbrytning av luktämnen sker. En oljedriven stödbrynnare finns för att säkerställa att temperaturen inte faller under 850°C. Därefter leds rökgaserna genom en hetoljevärmeväxlare, där en stor del av värmen i rökgasen tas tillvara, och sedan till en varmvattenvärmeväxlare där ytterligare värme tas upp. Den värmeenergi som fås vid förbränningen används till en del för att torka slammet och överskottet kan användas till fjärrvärme. Rökgaserna går därefter vidare till en

reaktionskammare där aktivt kol tillsätts för att fånga upp eventuellt kvicksilver, dioxiner och kolväten. Kolet och det stoft som finns i rökgaserna avskiljs i ett påsfilter. Filterstoffet, flygaskan, kan återföras till återvinningsmodulen eller deponeras (*Dörum Jensen 2001*). Rökgaserna leds sedan till en scrubber där sura gaser och luktämnen renas bort. Den varma scrubbervätskan leds efter värmeväxling tillbaka till avloppsvattenreningen.

Den aska och slagg som återstår efter förbränningen behandlas i en kemisk process i återvinningsmodulen där slaggen löses upp i svavelsyra. I processens återvinns fosfor och fällningskemikalier som finns i slammet. Återvinningsgraden uppskattas till maximalt 90 % för såväl fosfor som fällningskemikalie. Slaggen från förbränningsugnen förs först till en kvarn som finfördelar den till ett pulver. Pulvret blandas med vatten och svavelsyra under omrörning vid en temperatur på 40-80°C. Metallerna i askan finns främst som oxidföreningar. Under processen löses dessa bindningar upp och metallerna kommer att finnas främst i jonform. Motjon kommer att vara HSO_4^- . Askans innehåll av sand sedimenterar under processförloppet och skiljs av i botten. Sanden innehåller endast små mängder tungmetaller och kan därför användas till betongtillverkning och vägfyllnadsmedel.

Syralösningen pumpas till ett jonbytarbatteri bestående av fyra sektioner. Den första sektionen är katjonbytare och här upptas järnjonerna. Vid regenerering med H_2SO_4 bildas FeSO_4 , som är den fällningskemikalie som används på avloppsreningsverket. Nästa sektion är anjonbytare och här upptas sulfat som kaliumsulfat. I tredje sektionen upptas fosfat, H_2PO_4^- , som bildar fosforsyra (50 %) genom regenerering med saltsyra. Fosforsyran kan användas bland annat som råvara till fosforgödningsmedel. I den sista jonbytaresektionen, som är en katjonbytare, tas lösningens innehåll av tungmetaller upp. Genom att regenerera jonbytarna med saltsyra avskiljs en slamrest, som innehåller tungmetallerna som kloridföreningar. Slamresten uppsamlas för deponering. Den resterande delen av lösningen förs tillbaka till reningsverket.

2.4 Fraktionering av slam med Cambi-KREPRO-processen

En metod att separera ämnen i avloppsslammet i olika fraktioner är Cambi-KREPRO. Den är en modifierad variant av KREPRO-processen som utvecklats av Kemira Kemi Kemwater i samarbete med Helsingborgs stad och Alfa Laval Separation. Metoden går ut på att genom hydrolys och utfällning spjälka slam till fyra olika produkter; en svårnedbrytbar organisk fraktion, en järnfosfatfraktion, en tungmetallfraktion samt en kolkälla som kan recirkuleras till avloppsreningsverket där den kan utnyttjas i kvävereduktionen. Därmed minskar behovet av annan extern kolkälla, vanligtvis etanol. Järnfosfatfraktionen förväntas innehålla över 75 % av den tillförda fosformängden (*Hansen 2000*) och kan användas som fosforgödselmedel på åkermark. Den organiska fraktionen kan förbrännas med utvinning av energi. Tungmetallfraktionen fraktas till SAKAB för destruktion. Processen har ännu bara testats i pilotskala, men en anläggning är planerad att byggas på Sjölundaverket i Malmö.

Processbeskrivning

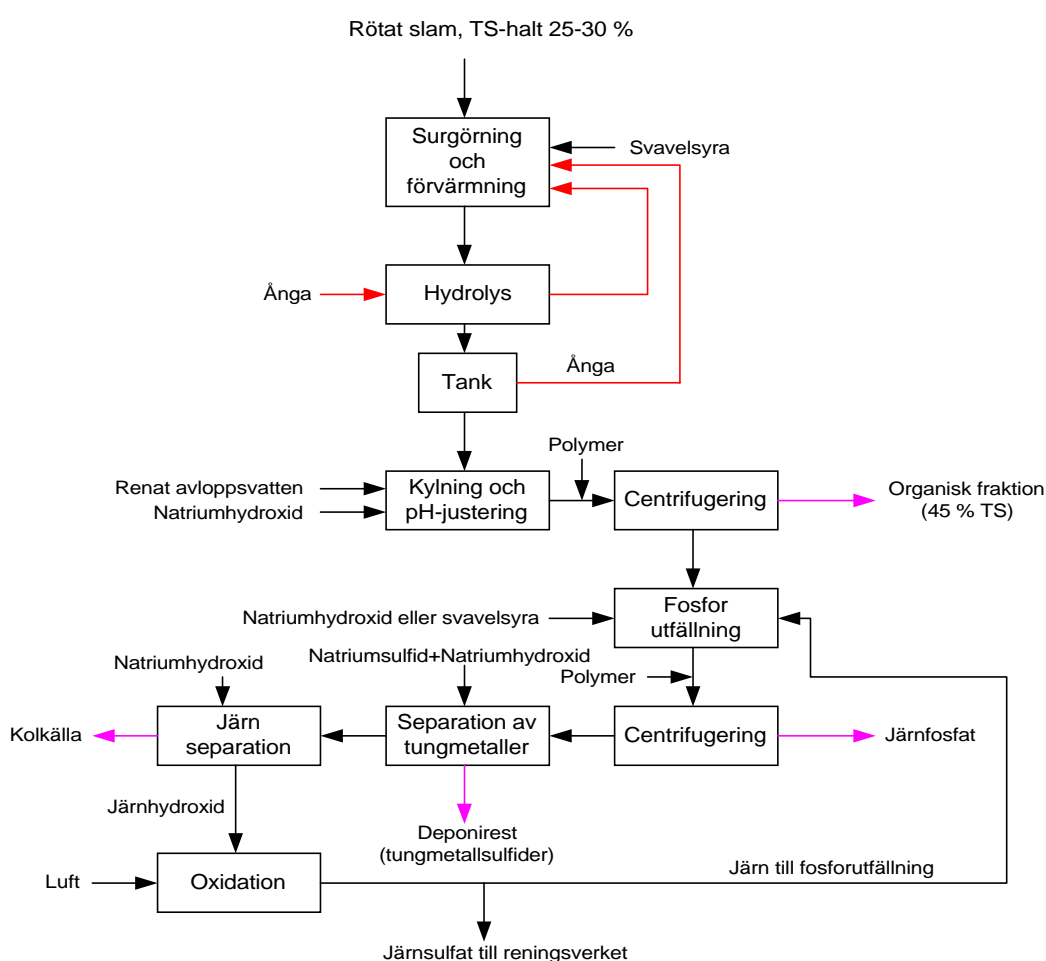
En beskrivning av processen finns i figur 5. Till Cambi-KREPRO-anläggningen kommer rötat och avvattnat slam med en torrhalt på ca 25 % TS från avloppsreningsverket. Efter en viss buffertlagring pumpas slammet till förvärmningstanken. Svavelsyra tillsätts så att pH-värdet sänks till ca 1,5. Till förvärmningstanken återförs ånga från hydrolysreaktorn och från avspänningstanken. Temperaturen ökar till ca 85°C dels på grund av ångtillförseln och dels genom exoterma reaktioner med syran. Från tanken avgår inerta gaser och koldioxid från syrareaktionen. Den avgående gasmängden får passera en kylare där utkondensering sker. Kondensatet återförs till tanken. Den kylda inertgasen trycks in i rötkamrarna där delar av den omsätts till metan och resterande delar förbränns tillsammans med rötgasen.

Från förvärmningstanken pumpas slammet till någon av hydrolysreaktorerna, där slammet skall ha en torrhalt på ca 20 % TS. Slammet värms upp till 150°C genom direkttilförsel av ånga. Temperaturen hålls under 30 minuter, därefter släpps trycket och slammet pressas ut till avspänningstanken som håller atmosfärstryck. I hydrolysprocessen löses ca 30 % av den organiska substansen samt ca 70 % av de oorganiska föreningarna ut. Slammet håller nu 100°C och får rinna med självfall till avkylningstanken. Genom hydrolysen och syrabehandlingen är TS-halten ca 10 % och slammet lättflytande. I avkylningstanken tillsätts spädvatten så att en temperatur på under 55°C och en TS-halt på ca 5 % erhålls. En flockningspolymer tillsätts och slammet pH-justeras genom tillsats av lut.

Därefter pumpas slammet till centrifuger för avvattning och avskiljning av en organisk fraktion. En torrhalt på 45-50 % TS förväntas efter centrifugeringen. Genom pH-justeringen regleras avskiljningen så att järn, fosfor och vissa tungmetaller avgår med rejektet medan övriga tungmetaller till större delen följer med den organiska fraktionen. Det fosforrika rejektet från avvattningen samlas upp i bassänger och pH-justeras med lut. Återvunnet järn från den efterföljande avskiljningen av järnsulfat tillsätts rejektet för utfällning av fosfor som järnfosfat. För förstärkning av flockbildningen tillsätts en polymer. En ny centrifugering sker och järnfosfat avskiljs.

Rejektet från denna avvattning innehåller en del metaller, främst nickel, kadmium och zink, som faller som sulfider genom tillsats av natriumvätesulfid och pH-justering med lut. Ett tungmetallslam avskiljs genom centrifugering och detta fraktas till SAKAB för omhändertagande.

Rejektvattnet från fosforåtervinningen innehåller efter tungmetallseparation främst järn, löst organiskt material, kväve och sulfat. Järnet återvinns genom pH-höjning med lut och utfällning av järn som hydroxid. Järnhydroxiden får sedimentera och pumpas därefter vidare till en tank för oxidering från tvåvärt till trevärt järn, som recirkuleras tillbaka till fosforåtervinningen. Det fås även ett överskott av järn som pumpas tillbaka till reningsverket där det utnyttjas som fällningskemikalie. Klarfasen efter sedimentation av järnhydroxid innehåller löst COD och kväve i relation 9 till 1 och återförs till reningsverket där det används som kolkälla vid kvävereduktionen.



Figur 5. Processbeskrivning för Cambi-KREPRO (Zetterlund 2001)

3. MÅLDEFINITION

3.1 Syfte

Syftet med denna studie är att jämföra fyra olika slamhanteringsalternativ ur miljösynpunkt med hjälp av LCA. Studien ska gälla för rötat och avvattnat slam från Ryaverket i Göteborg. Målet är att studien skall ge klarhet i vilket slamhanteringsalternativ som är att föredra ur miljösynpunkt samt kunna visa vilka aktiviteter i respektive alternativ som bidrar till störst miljöpåverkan.

3.2 Funktionell enhet

För att kunna jämföra olika system måste en räknebas, funktionell enhet, införas. I denna studie har den funktionella enheten valts till 1 ton torrs substans (TS) slam som behandlas i de olika slamhanteringssystemen.

3.3 Omfattning

I denna LCA utvärderas miljöpåverkan från hantering av rötat och avvattnat slam som lämnar avloppsreningsverket. Behandling av slammet som görs på avloppsreningsverket tas inte med i bedömningen eftersom den antas vara densamma för samtliga studerade alternativ. Undantag från detta görs i fallet med slamspridning på åkermark, där ett hygieniseringssteg på avloppsreningsverket är inkluderat eftersom det inom kort väntas komma krav på striktare hygienisering av slam som ska användas som gödningsmedel.

3.4 Systemgränser

Systemgränserna som sätts upp beskriver hur systemet är avgränsat. I detta avsnitt beskrivs generella systemgränser för samtliga studerade slamhanteringsalternativ. Specifika systemgränser för de fyra olika slamhanteringsalternativen finns beskrivna under respektive alternativ i kapitel 4.

3.4.1 Geografiska gränsdragningar

Denna LCA studerar slamhanteringsmetoder med utgångspunkt i slam från Ryaverket i Göteborg. Antaganden vad gäller slamkvalitet, avstånd, jordkvalitet, fjärrvärmesystem och allmänna förutsättningar för slamhantering är relaterade till Göteborg och studien får därför anses gälla detta område. Miljöbelastningen från de olika systemen är inkluderade oavsett i vilken del av världen de uppstår.

3.4.2 Gränser mellan det tekniska systemet och naturen

Gränsen bakåt dras vid transport av rötat slam från Ryaverket. Alla steg före detta bedöms vara lika för de undersökta slamhanteringsalternativen, med undantag för

slamspridning på åkermark där ett hygieniseringssteg på avloppsreningsverket inkluderas. Eventuell urlakning av metaller och andra effekter som uppkommer då askor och slagg från förbränning läggs på deponi har ej inkluderats. Enligt Finnveden et al (1995) kan läckaget från en deponi påverka slutresultatet av en LCA. Dock är det svårt att uppskatta och kan variera mycket i tiden. På kort sikt kommer läckaget av metaller att vara lågt men i ett oändligt tidsperspektiv kommer metallflödet från deponin vara lika stort som inflödet (Finnveden et al 1995).

3.4.3 Avgränsningar i energisystemet

Miljöpåverkan från produktion av den energi som åtgår inkluderas i studien. Vad gäller elförbrukning har antaganden om vilken energikälla som använts för att framställa elektriciteten gjorts beroende på vilken del av världen den produceras i. I mjukvaran LCAiT4 finns en databas över elframställning från olika energislag. När det gäller Sverige har data för svensk genomsnittsel använts (bilaga B2.2). På motsvarande sätt har data för europeisk genomsnittsel använts i Europa.

I de slamhanteringsalternativ där fjärrvärme kan utvinnas från förbränning har antagits att den producerade fjärrvärmesystemet kommer att ersätta värme från andra energikällor i Göteborg. Det har antagits att slamförbränningen kommer att ske jämnt fördelad över året, oberoende av hur stort värmebehovet är. Det är framför allt fjärrvärme från naturgas, olja, tallbeckolja och spillvärme som kommer att ersättas i och med slamförbränningen. Beräkningarna har gjorts med fjärrvärmesystemmodellen MARTES av Mattias Olofsson på institutionen för Energiteknik på Chalmers (bilaga B2.1).

3.4.4 Avgränsningar i tiden

Detta är en framåtblickande studie och avser slamhanteringen under de närmsta 15-25 åren, vilket antas vara rimligt med tanke på anläggningarnas avskrivningstid. De emissioner som uppkommer ifrån de studerade systemen har miljöeffekter som inte är klart avgränsade i tiden. Av denna anledning är det svårt att sätta en gräns för hur länge en miljöpåverkan från de studerade slamhanteringsalternativen existerar.

3.4.5 Avgränsningar mot produktionskapital och personal

Endast driften av de olika alternativen har studerats medan tillverkning av produktionshjälpmedel, byggnader, maskiner som används och deras miljöbelastning är ej medräknade. Enligt Tillman et al (1996) är den totala miljöbelastningen vid tillverkningen inte försumbar men liten i jämförelse med driften av systemet, åtminstone vad gäller storskalig avloppshantering. I denna studie är det inte helt rättvist att bortse från miljöeffekterna från tillverkningen eftersom utbyggnaden av anläggningen i fallet slamspridning på åkermark kommer att vara marginell i förhållande till den utbyggnad som behövs i de tre övriga alternativen. Miljöeffekter till följd av personalens transporter, boende etc. är inte heller inkluderade.

3.5 Viktningsmetoder

Viktningen är en del i miljöpåverkansbedömningen i LCA. I viktningsssteget vägs olika miljöpåverkans relativa betydelse mot varandra. Enbart naturvetenskapliga kunskaper är inte tillräckligt för att ta fram viktningssmetod, utan politiska, etiska och administrativa värderingar används i detta steg (*Nordiska miljörådet 1995*).

I denna rapport har två viktningssmetoder valts ut; Effektkategorimetoden (ET lång) och Environmental priority strategies (EPS). Dessa metoder är baserade på olika synsätt och indexen är framtagna för svenska förhållanden. Nedan följer en översikt över dessa viktningssmetoder och deras för- och nackdelar. I tabell 3 redovisas de viktigaste parametrarna som är inkluderade i EPS respektive ET lång. Deras index redovisas i bilaga B4.1. För mer information om viktningssmetoder hänvisas till Bengtsson (*1998*).

3.5.1 EPS (Environmental Priority Strategies in product design, Miljöräkenskapsmetoden)

EPS är en svensk metod som grundar sin viktning på i vilken utsträckning det förväntas uppstå effekter på något eller några av fem så kallade skyddsobjekt. Dessa är:

- Biodiversitet
- Mänsklig hälsa
- Produktionsförmåga hos ekosystem
- Icke förnybara resurser
- Estetiska och kulturella värden

Principen för viktning är betalningsviljan för att undvika negativ inverkan på skyddsobjekten (*Bengtsson 1998*). I fallet biologisk mångfald utgår värderingen ifrån den uppskattade globala minskningen av antalet arter till följd av mänsklig påverkan, samt kostnaden per person för de insatser som görs för att skydda hotade arter. Mänskligt liv värderas utifrån kostnaderna för de insatser samhället är villigt att betala för att förebygga ett dödsfall. Värdet på den biologiska produktionskapaciteten utgår ifrån det marknadspris som sådana varor (ved, mat etc.) har i dag. Ändliga energiresurser värderas i enlighet med kostnaderna för att producera ett substitut till resursen på ett uthålligt sätt, rapsolja för petroleum och träkol för kol. Andra icke förnybara resurser, malmer etc., värderas enligt den uppskattade kostnaden för att extrahera det aktuella ämnet ur en fyndighet som håller jordskorpan medelhalt av ämnet i fråga.

Det sista skyddsobjektet, estetiska och kulturella värden, har ännu inte tagits hänsyn till i de befintliga EPS-indexen. Ifall estetiska och kulturella värden skall tas med kan de uppskattas med hjälp av betalningsvillighetsstudier. Värderingen mynnar ut i ett miljöindex, ELU (Environmental Load Unit). Ju lägre ELU index desto mindre miljöpåverkan.

3.5.2 Effektkategorimetoden (Environmental Themes, ET)

Effektkategorimetoden arbetar med klassificering och karakterisering. Viktningen har sedan lagts in som ett sista led i metoden. I den ursprungliga effektkategorimetoden från Holland upptas följande kategorier:

- Global uppvärmning
- Ozonuttuning
- Försurning
- Övergödning
- Smogbildning
- Spridning av toxiska ämnen
- Direkta skador
- Avfall
- Uttömning av resurser

Ett stort antal ämnens relativa bidrag till dessa kategorier har inkluderats. Ofta är dessa bidrag uttryckta som ekvivalenter, till exempel karakteriseras olika ämnens potentiella bidrag till försurning som SO₂-ekvivalenter.

I den holländska studien viktades kategorierna genom att ett antal experter fick ange på en skala hur allvarliga de ansåg att olika effektkategorier var. I en svensk studie 1993 baserade man sig på den holländska studien, men gjorde två olika sammanvägning av effektkategorierna. Dessutom tog man bort kategorin 'Direkta skador' och lade till 'Användning av elektrisk energi' och 'Utsläpp av COD'. Kategorin 'Avfall' delades upp i två kategorier: 'Vanligt' respektive 'Farligt avfall'. I det ena indexet, sk ET kort, låg politiska mål för reduktion inom de olika kategorierna till grund för viktningen. För det andra indexet som togs fram, ET lång, försökte man ta hänsyn till vilka reduktioner som skulle bli nödvändiga på längre sikt för att kritiska belastningsgränser inte skulle överskridas (*Bengtsson 1998*).

Tabell 3. De viktigaste parametrarna som tas med i respektive viktningsmetod har markerats med ett kryss.

Parameter	EPS	ET lång
<i>Resurser</i>		
Fossil gas	X	X
Olja	X	X
Kol	X	X
Fosfor	X	
<i>Emissioner till luft</i>		
CH ₄	X	X
CO	X	X
CO ₂	X	X
NO _x	X	X
N ₂ O	X	X
SO ₂	X	X
VOC	X	X
Dioxin		X
PAH	X	X
Partiklar	X	X
Cd	X	X
Cr	X	X
Cu	X	X
Hg	X	X
Ni	X	X
Pb	X	X
Zn	X	X
<i>Emissioner till vatten</i>		
BOD	X	X
COD	X	X
N-tot	X	X
P-tot	X	X
<i>Emissioner till mark</i>		
Cd	X	X
Cr		X
Cu		X
Hg	X	X
Ni		X
Pb		X
Zn		X
<i>Avfallsprodukter</i>		
Aska		X
Avfall		X

4. INVENTERING

I detta kapitel beskrivs de fyra olika slamhanteringsalternativen som studerats, vilka systemgränser som använts och vilka antaganden som har gjorts. Kapitlet inleds med en beskrivning av reningsprocesserna på avloppsreningsverket i Göteborg, Ryaverket.

Resultaten från inventeringen har beräknats med hjälp av en mjukvara för livscykelanalys, LCAiT 4, som utvecklats av CIT Ekologik, Chalmers Teknikpark.

4.1 Ryaverket

Ryaverket i Göteborg är ett av de största reningsverken i Sverige. Ryaverket är dimensionerat för en medeltillrinning på ca 4 m³/s. Ca 11 % av inkommande avloppsvattenmängd till Ryaverket kommer från industri, sjukvård och offentlig förvaltning. Anslutna kommuner är Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Mölndal och Partille med en total belastning på ca 590 000 personer eller 780 000 personekvivalenter (pe).

4.1.1 Beskrivning av reningsprocessen

Vattnet renas på Ryaverket fysikaliskt, biologiskt och kemiskt, figur 6.

Fysikalisk rening

Avloppsvattnet som pumpas in till Ryaverket passerar först ett galler med automatisk rensanordning som skiljer av föremål större än 20-25 mm och sedan försedimenteringsbassängerna där fasta partiklar avskiljs från vattnet som primärslam.

Biologisk rening

Vattnet från försedimenteringen pumpas till det biologiska behandlingssteget där det blandas med aktivt slam och recirkulerat vatten från biobäddarna. Aktivt slam är ett koncentrat av bakterier och andra mikroorganismer som pumpas i retur från det efterföljande sedimenteringssteget. När denna blandning av slam och vatten rinner igenom aktivslambassängerna, tas de i vattnet lösta och kolloidala föreningarna upp av bakterier som näring. Bakterierna oxiderar de organiska föreningarna för att få energi och för tillväxt. Den första delen av varje bassäng är konstruerad för att vara en anoxisk (icke luftad) zon. Här är bakterierna tvingade att använda löst nitrat istället för syre för respiration och därmed förvandlas nitraten till kvävgas som frigörs till atmosfären. Denna process kallas *denitrifikation*.

I den andra delen av aktivslambassängerna luftas slam-vattenblandningen och bakterierna bryter ned (oxiderar) de kvarvarande föreningarna och bidrar till att ett nytt aktivt slam kontinuerligt bildas i processen. Från aktivslambassängerna leds vattnet till eftersedimenteringsbassängerna. Det aktiva slammet sedimenterar och avskiljs från det

renade avloppsvattnet. Huvuddelen av det aktiva slammet pumpas i retur till aktivslambassängerna och resten pumpas normalt till slambehandlingen.

Det renade avloppsvattnet delas upp i två strömmar efter eftersedimenteringsbassängerna. En del leds via biobäddar tillbaka till aktivslamprocessen. Resterande vatten leds ned till utloppet via en turbin och därmed kan ca 30-50 % av energin som går åt för att lyfta upp vattnet till den biologiska reningen återvinnas. Biobäddarna är fyllda med ett specialtillverkat korrugerat plastmaterial som ger en hög kontaktyta på vilken bakterier kan växa. Vatten som kommer i retur från eftersedimenteringsbassängerna fördelas med spridare jämnt över biobäddarnas yta samtidigt som luft blåses in underifrån. Ammonium omvandlas här av bakterierna till nitrat vilket kallas *nitrifikation*.

Kvävet i inkommande avloppsvatten finns främst i form av ammonium men även i form av kemiska föreningar som antingen lätt kan omvandlas till ammonium eller som binds till slammet. Målet är att reducera minst 50 % av kvävet från avloppsvattnet. Ca 15-20 % av kvävet avskiljs normalt i form av slam. Ytterligare minskning av kväveinnehållet görs genom en kombination av de ovannämnda processerna, nitrifikation och denitrifikation. Hur mycket kväve som kan avlägsnas beror på hur mycket vatten som recirkuleras till biobäddarna och hur mycket lättillgängligt organiskt material som finns i avloppsvattnet. Om kolkällan i avloppsvattnet inte räcker till kan extern kolkälla tillsättas, och mer nitrat omvandlas till kvävgas.

Kemisk rening

Järn(II)sulfat sätts till det försedimenterade vattnet för kemisk fällning av fosfor. Järn(II) oxideras till aktivt järn(III) i luftningsbassängerna. Utfällt järnfosfat följer med aktivslamflockarna. Bra flockbildning är viktig för reningsprocessen, och den förbättras genom tillsats av små mängder polyakrylater.

4.1.2 Slambehandling

Under 1999 avskildes totalt 1,97 milj. m³ blandat bio- och primärslam vid Ryaverket. Efter förtjockning, rötning och avvattning kvarstod 53 420 ton rötat slam med 30,0 % TS-halt.

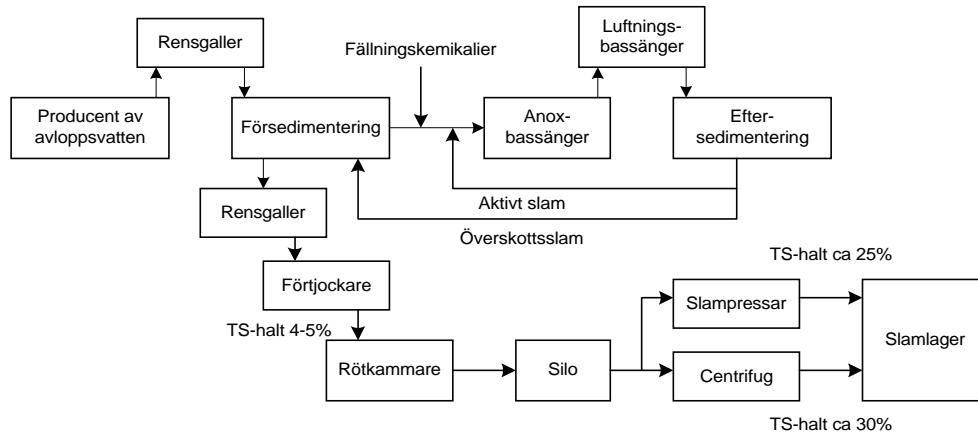
Slammet som avskiljs i försedimenteringsbassängerna innehåller en hel del skräp och får därför passera ett fint galler, där partiklar större än 3 mm avskiljs. I förtjockarna får slammet sedimentera under ca 1 dygn och koncentreras från en torrsbstanshalt på ca 1-2 % till 4-5 %.

Biogasanläggning (rötkammaranläggning)

I rötkamrarnas anaeroba miljö omvandlar bakterier slammets lättnedbrytbara innehåll under bildning av energirik biogas. Biogasen består till 60-65 % av metan och 35-40 % koldioxid. Drygt 80 % av biogasen som produceras säljs till Göteborgs Energi AB för

fjärrvärmeproduktion, ca 6 % utgör förluster som facklas och resten används internt för energiproduktion och fordonsdrift (GRYAAB 2000).

En stor fördel med rötningsprocessen är att rötat slam är i det närmaste luktfritt jämfört med råslam. Røtkamrarna har en nominell uppehållstid på 15 dygn och håller en temperatur på 37°C. Efter røtning avvattnas slammet med centrifuger till en torrsbstanshalt på ca 30 % eller med silbandspressar till en torrsbstanshalt på ca 25 %. Rejektvattnet från centrifugerna kan föras direkt till biobäddarna för nitrifikation eller ledas i retur till inloppet för rening.

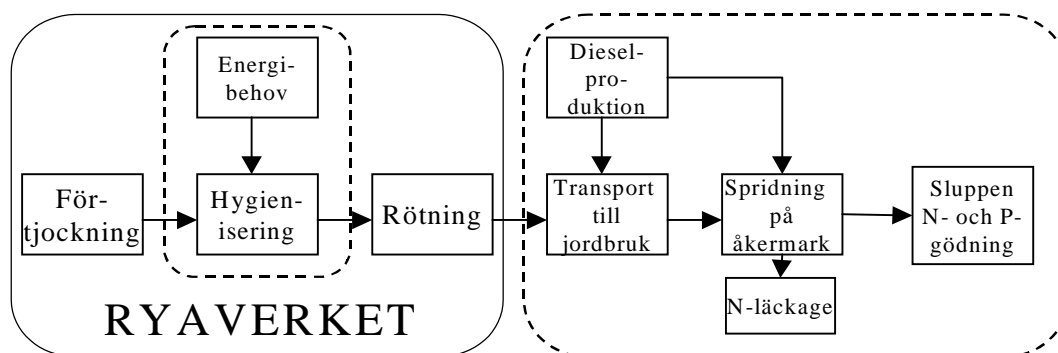


Figur 6. Reningsprocessen på Ryaverket (Zetterlund 2001).

4.2 Spridning av slam på åkermark

De systemgränser som använts finns beskrivna i figur 7. Hygienisering av slam som skall spridas på åkermark förväntas bli ett krav inom kort. Därför har den energiförbrukning som åtgår vid hygieniseringen där slammets upphettas till 70°C under en timma inkluderats i studien. Hygienisering av slammets antas göras på avloppsreningsverket efter förtjockning och före rötning. Torrsubstanshalten är ca 25 % efter avvattning. Slammets fraktas med lastbil från Göteborg till åkermark där det sprids som växtnäringssämne. Medelavståndet till åkermark där slamgödsling är aktuellt antas vara 80 km enkel väg, och transportererna antas gå tomma tillbaka. Data för själva spridningen av slam på åkrar har hämtats från Dalemo (1996) och finns i bilaga A1.

Slammets från Ryaverket innehåller främst näringsämnen fosfor, i form av järnfosfat, och kväve. Då slammets sprids på åkermark minskar behovet av fosfor- och kvävehandelsgödsel. Det har antagits att fosfor i form av järnfosfat har en växttillgänglighet motsvarande 70 % av den hos fosfor i form av fosforsyra eller fosforhandelsgödsel (bilaga B1.4). Effekterna av minskat behov av produktion och transport av handelsgödsel inkluderas i beräkningarna. Handelsgödseln antas vara producerad av Hydro Agri, Landskrona, 300 km från Göteborg.



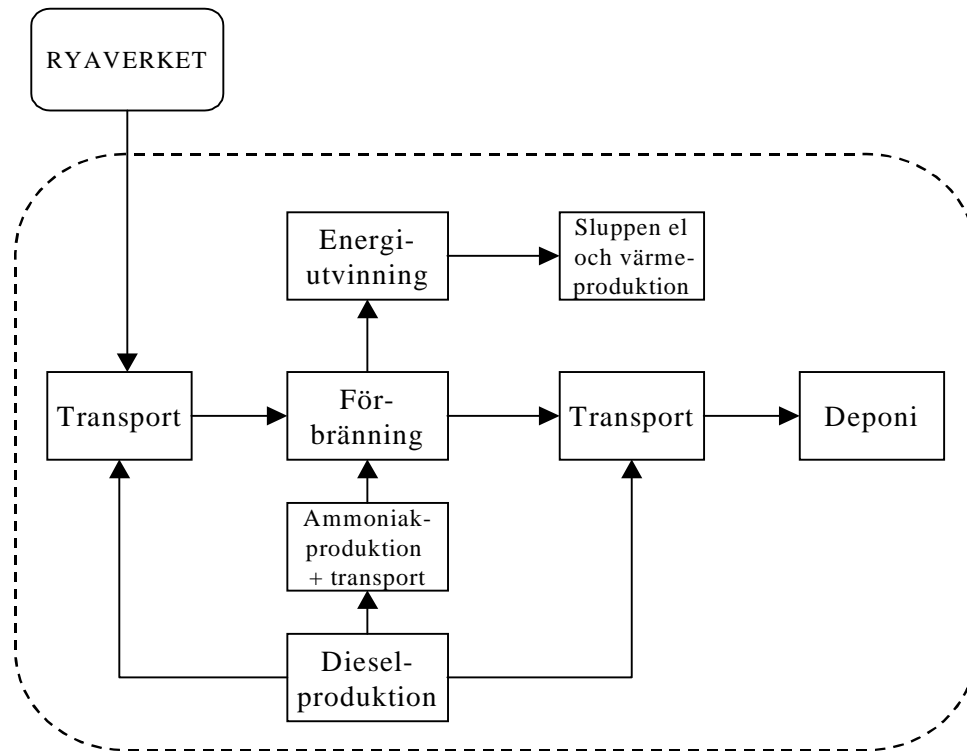
Figur 7. Systemgränser för alternativet "Spridning av slam på åkermark".

Vid spridning av slammets på åkrar har antagits att 80 % av slammets kväveinnehåll kan ersätta handelsgödselkväve. Av de resterande 20 % har hälften antagits avgå som ammoniak och resten som kvävgas (bilaga B1.1). Efter diskussion med Sonesson (2001) konstateras att detta antagande om ammoniakavgång till luft förmodligen är lite överskattat. Å andra sidan fås ett visst läckage av nitrat till vatten, men detta har ej inkluderats i studien. Inte heller lustgasutsläpp till luft har tagit med. Spridning av handelsgödsel kräver en del energi och medverkar till ett visst kväveutsläpp. Denna miljöpåverkan har bedömts vara relativt liten och inte tagits med i studien.

Fosforråvaran som används till fosforhandelsgödsel innehåller en viss mängd kadmium. Kadmiumhalterna har minskats genom att använda så rena fosforfyndigheter som möjligt. Detta leder till att man i dagsläget håller på att förbruka de renaste fosforkällorna. I framtiden kan mer oren fosfor behöva utnyttjas och det kan bli svårt att komma ner i de låga kadmiumhalter som fosforhandelsgödseln i Sverige har i dag (5 mg Cd/kg P). Det kan komma att krävas extra rening av fosfor före den används till handelsgödsel, med ökad energiförbrukning som följd. Högtemperaturskalcinering är en metod att minska halten kadmium i råfosfaten. Det är dock en energikrävande och kostsam process som skapar problem med det återvunna kadmiumet (Fredrikson 1994).

4.3 Samförbränning av slam och avfall

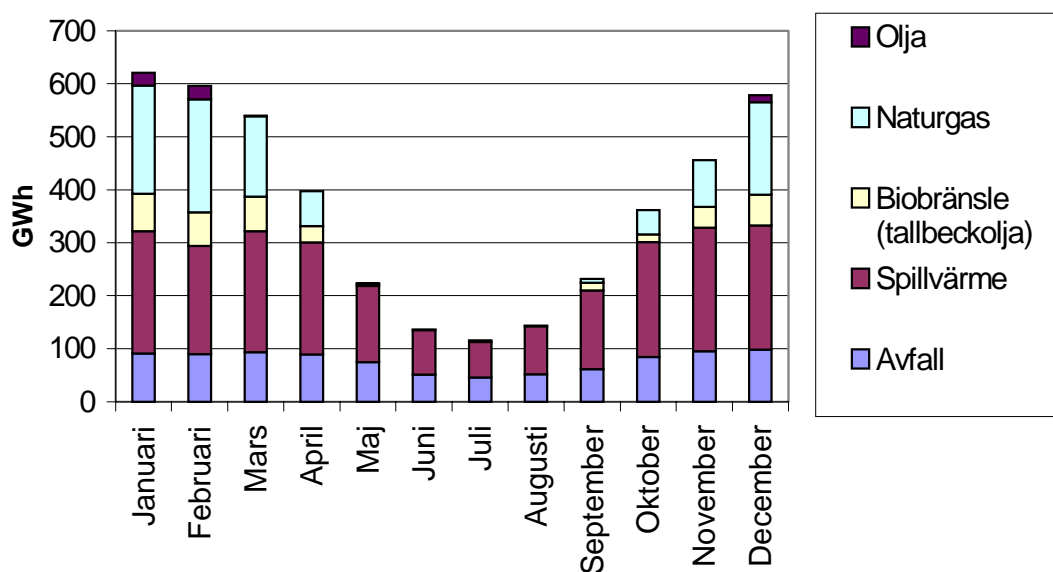
I följande avsnitt beskrivs de systemgränser som använts i alternativet samförbränning av slam och avfall, figur 8.



Figur 8. Systemgränser för alternativet "Samförbränning av slam och avfall".

Avloppsslammet som lämnar Ryaverket antas transporteras 10 km med lastbil till Sävenäs avfallsförbränningsanläggning. På senare tid har Renova, ägare till anläggningen i Sävenäs, haft fullt utnyttjad kapacitet i anläggningen. Det skulle alltså i nuläget krävas en utbyggnad av anläggningen för att även kunna ta emot avloppsslam från Ryaverket. Alternativt skulle mer avfall från Renova återvinnas eller deponeras för att ge plats i ugnen åt avloppsslammet. Dessutom skulle en mottagnings- och inmatningsanläggning för slammet behöva byggas. Miljöpåverkan från en utbyggnad av förbränningsanläggningen har ej inkluderats i studien.

Slammet antas förbrännas tillsammans med avfall med en inblandning på ca 5-10 %. Vid förbränningen utvinns energi i form av elektricitet och fjärrvärme. Det har antagits att denna energiutvinning kommer resultera i en besparing av annan elektricitet- och fjärrvärmeproduktion. Data för elproduktion avser svensk genomsnittsel (bilaga B2.2) enligt databas i LCAiT. Uppgifter för Göteborgs fjärrvärmeproduktion har beräknats med hjälp av fjärrvärmesystemmodellen MARTES på institutionen för Energiteknik, Chalmers. Fjärrvärmeproduktionen i Göteborg är beskriven i figur 9.



Figur 9. Fjärrvärmeproduktion i Göteborg under ett normalår(utan slamförbränning) (Olofsson 2001).

Behovet av fjärrvärme varierar under året beroende på utomhustemperatur. Olja, naturgas och biobränsle används bara för fjärrvärmeproduktion under de kallaste månaderna, medan fjärrvärme från avfallsförbränning och spillvärme utnyttjas helt eller delvis året runt. Slammet från avloppsreningsverket antas förbrännas jämnt fördelat under året, och inte bara då värmebehovet är som störst. När fjärrvärmeförbrukningen ifrån slamförbränningen tillkommer kan fjärrvärmeproduktionen från de andra energislagen minska. Den dyraste energiproduktionen kommer ersättas först, därefter den näst dyraste osv. I det här fallet betyder det att fjärrvärmeproduktionen från olja och naturgas kommer att ersättas först, sedan biobränsle. De positiva effekter ur miljösynpunkt som den minskade användningen av olja, naturgas och biobränsle medför har tagits med i studien. Under sommarmånaderna fås inte någon besparing av andra energislag, eftersom spillvärmens och värmen från avfallsförbränning ändå kommer att finnas. Det blir istället ett fjärrvärmeöverskott som får kylas bort. I bilaga B2.1 finns data över vilka energislag och energimängder som slammet antas ersätta, enligt beräkningar i MARTES. Det är viktigt att poängtera att de lokala förhållandena för fjärrvärmeproduktion har stor betydelse för resultaten.

Eftersom slam innehåller högre halter kväve än avfall normalt gör fås en ökad mängd kväveoxider i rökgaserna vid samförbränning av slam och avfall jämfört med ren avfallsförbränning (Stockholm Vatten 1997). I förbränningsanläggningar tillsätts vanligen ammoniak eller urea för att reducera kväveoxider i rökgaserna till kvävgas. Samförbränning av slam och avfall skulle därmed öka behovet av ammoniak i processen. I denna studie har antagits att 10 % av slammets kväveinnehåll bildar kväveoxider vid förbränningen, och att resterande mängd bildar främst kvävgas (Environmental Protection Agency 1995). Ammoniak har antagits tillsättas i molförhållande 1:1 till mängden kväveoxider. Reduktionsgraden varierar mellan 20 och 70 %, men ett rimligt antagande är 50 % (Naturvårdsverket 2000). Resterande mängd kväveoxider har antagits släppas ut till luft. För beräkningar, se bilaga B3.2. När urea

används för reduktion av kväveoxider kan en oönskad ökning av dikväveoxid, lustgas, fås. Storleken på denna ökning är ej känd, och har därför ej tagits med i denna rapport. Överskottet av ammoniak antas tvättas bort i rökgasskrubbern och följa med kondensatet. Detta antas ha en liten miljöpåverkan och har ej inkluderats i studien.

Det finns knapphändigt med information om emissionsmängder och olika ämnens fördelningar i flygaska respektive slagg vid samförbränning av slam och avfall. I denna studie har därför använts uppgifter om emissioner och tungmetallfördelning vid förbränning av avfall i Renovas anläggning i Sävenäs. Det har antagits att metallernas procentuella fördelning på de olika fraktionerna flygaska och slagg samt rökgaser är oförändrad vid samförbränning jämfört med enbart avfallsförbränning (*Stockholm Vatten 1999*). Utifrån uppgifter om tungmetallfördelning vid avfallsförbränning i Sävenäs samt slammets tungmetallinnehåll har beräkningar gjorts av Mattias Olofsson på institutionen för Energiteknik om vilken fördelning av slammets tungmetaller som förväntas vid förbränning, bilaga B3.3.

Som tabell 4 visar har metallinnehållet i avloppsslam och hushållsavfall samma storleksordning. Undantaget är bly som finns i högre halter i hushållsavfallet, vilket medför att blymängden späds ut vid inblandning av slam i avfallet.

Tabell 4. Jämförelse av tungmetallinnehåll i blandat hushållsavfall och slam från Ryaverket.

Metall (mg/kg TS)	Ryaverket ARV ¹	Hushållsavfall ²
Kadmium	1,3	5,7
Krom	34	20
Nickel	18	13
Bly	44	270
Zink	640	780
Kvicksilver	0,9	1,1
Koppar	390	460

1) Årsmedelvärden från 1999, (*GRYAAB 2000*)

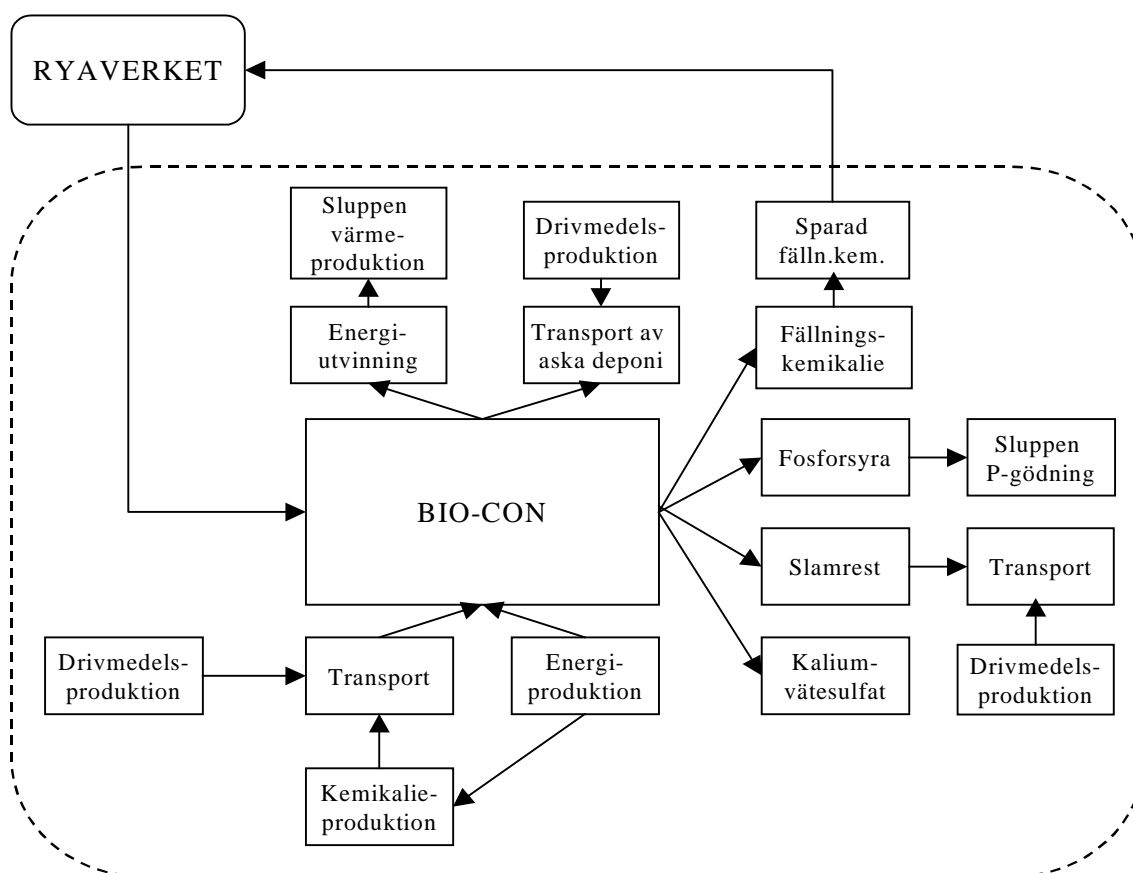
2) Fukthalten i avfall har antagits vara 30 %. (*Stockholm Vatten 1998a*)

Produktionen av elektricitet och fjärrvärme samt mängden aska och slagg som bildas vid förbränning har beräknats på institutionen för Energiteknik med hjälp av MIMES/Waste, en statisk modell som analyserar avfallsflöden i en region eller kommun (*Olofsson 2000, Zetterlund 2001*).

Aska och slagg transporteras 10 km med lastbil till Tagene deponi. Större delen av slaggen kan användas på deponin som konstruktionsmaterial. Askans samt resterande del av slaggen deponeras. I denna studie har dock inte gjorts någon särskiljning på de olika fraktionerna som hamnar på deponin. Eventuella läckage och emissioner från deponin till luft, mark eller vatten har ej inkluderats i studien.

4.4 Bio-Con

Inventeringsdata för Bio-Con har hämtats från en planerad anläggning i Falu kommun (*Pantsari 2000*). Systemgränserna för Bio-Con-processen presenteras i figur 10. I Bio-Con-processen förbrukas svavelsyra, lut, kaliumklorid och saltsyra. Produktion och transport av dessa kemikalier har inkluderats i studien. I jonbytarsteget återvinns den fällningskemikalie som används i avloppsreningsverket, i Ryaverkets fall järnsulfat, FeSO_4 . Till följd av återvinningen minskar behovet av produktion av järnsulfat vilket har inkluderats i beräkningarna (data från Frohagen 1997). Ur jonbytarprocessen fås även fosforsyra som kan användas för att tillverka fosforgödningsmedel. Detta medför ett minskat behov av fosformineral och denna ur miljösynpunkt positiva effekt har inkluderats i beräkningarna. Liksom i fallet med spridning av slam på åkermark har fosforgödningsmedel antagits vara producerad i Landskrona, 300 km från Göteborg, av Hydro Agri AB. Som en tredje produkt i jonbytarsteget fås kaliumvätesulfat som efter vidareförädling kan användas som kaliumgödningsmedel. Transporter, vidareförädling och användning av kaliumvätesulfat har ej inkluderats i studien.



Figur 10. Systemgränser för alternativet Bio-Con.

Förbränningen av slam i Bio-Con-processen ger upphov till slagg och aska, emissioner till luft och vatten samt fjärrvärme. Slaggen och askan förs vidare till jonbytarprocessen ur vilken en slamrest fås. Denna slamrest transporteras 10 km med lastbil till deponi. Eventuella läckage och emissioner från deponin har ej inkluderats i studien. Mätdata för emissioner från förbränningen i Bio-Cons process finns bara i begränsad omfattning. En beräkning av förväntade maximala utsläppsmängder från den planerade anläggningen i Falun har fått ligga till grund för denna studie (*Pantsari 2000*). Dessa värden har sedan

räknats om för att gälla Göteborg (bilaga B3.4). Fjärrvärmeproduktionen från slamförbränningen antas på samma sätt som i fallet med samförbränning med avfall (kapitel 4.3) ersätta fjärrvärme producerad från en annan energikälla. Beräkningar finns i bilaga B2.1. Vid förbränningen i Bio-Con utvinns endast fjärrvärme, ingen elektricitet. Bio-Cons process förbrukar istället elektricitet, för drift av pumpar o dyl. Data för produktion av denna elektricitet har tagits från LCAiTs databas gällande svensk genomsnittsel (bilaga B2.2). I tabell 5 visas transport, kemikaliebehov och produkter från Bio-Con-processen.

Tabell 5. Transporter, kemikaliebehov, produkter och restprodukter per ton TS.

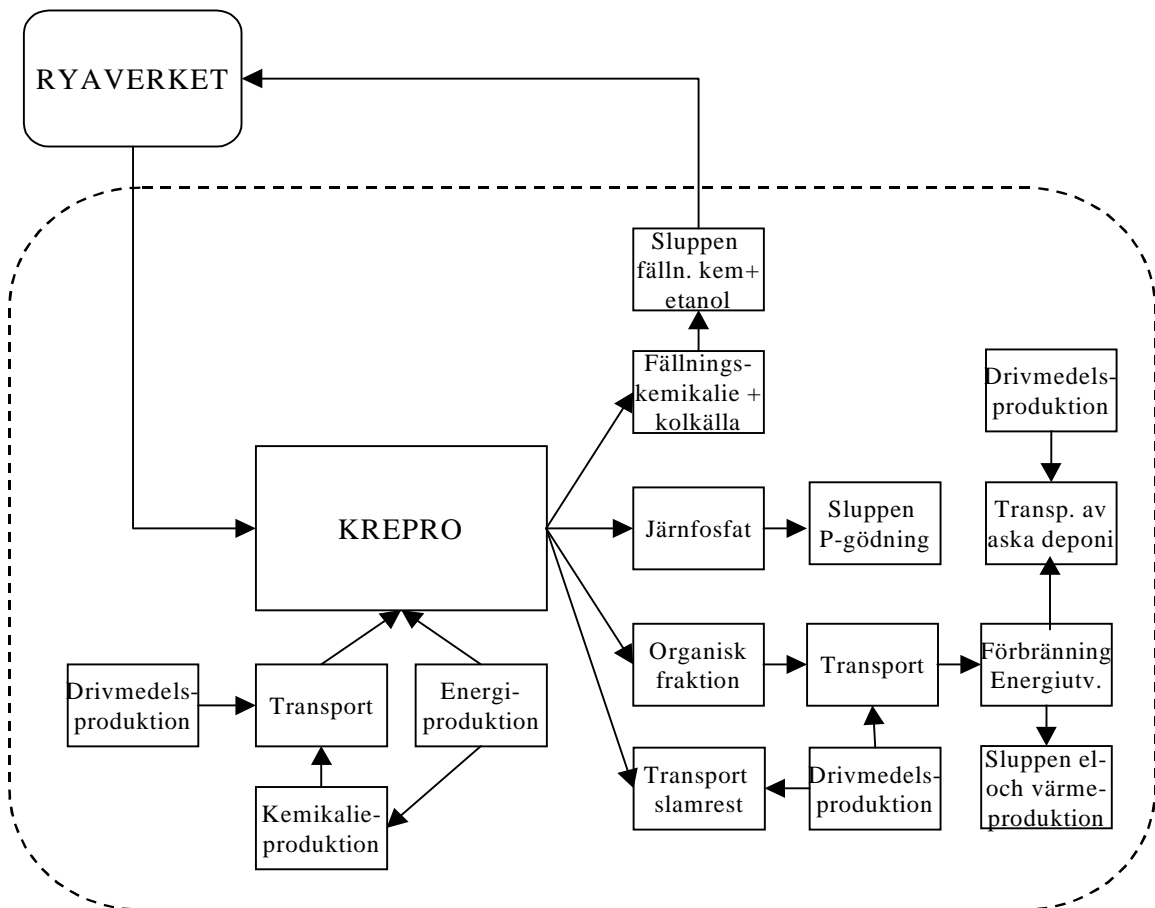
<u>Bio-Con</u>	
<i>Transporter</i>	
	<i>km</i>
Lastbil, tungmetallslam till deponi	10
 <i>Kemikalieåtgång</i>	
	<i>kg</i>
Svavelsyra	287
Saltsyra	63
Kaliumklorid	116
Natriumhydroxid	10
 <i>Produkter och restprodukter</i>	
	<i>kg</i>
Fosforsyra	66
Fällningskemikalie	150
Kaliumvätesulfat	216
Tungmetallslam	21

4.5 Cambi-KREPRO

Systemgränser för Cambi-KREPRO-processen presenteras i figur 11. I hydrolyssteg i Cambi-KREPRO förbrukas ånga, som har antagits vara framställd ifrån förbränning av biogas från slamrötningsanläggningen. Detta innebär minskad biogasproduktion för andra ändamål, och indirekt en ökning av annan energiproduktion, främst från olja och naturgas. Detta har inkluderats i studien. Beräkningar finns i bilaga B2.1.

I Cambi-KREPRO-processen förbrukas svavelsyra, lut, flockningspolymer och natriumsulfid. Produktion och transport av dessa kemikalier har inkluderats i studien. Ifrån processen återvinns fällningskemikalie, FeSO_4 , och kolkälla som recirkuleras till avloppsreningsverket, som därmed kan minska sin förbrukning av FeSO_4 och etanol. Detta medför en besparing av transporter och produktion av kemikalier vilken har tagits med i beräkningarna.

Den organiska fraktion som tas tillvara i Cambi-KREPRO fraktas 10 km med lastbil till avfallsförbränningsanläggningen i Sävenäs. Förbränningen går till på samma sätt och alla antaganden har gjorts likadant som i fallet med samförbränning av slam och avfall (kapitel 4.3). Beräkningar finns i bilagorna B3.1-3.3.



Figur 11. Systemgränser för alternativet Cambi-KREPRO.

Järnfosfat tas ut som en produkt från Cambi-KREPRO-processen och kan användas som fosforgödningsmedel på jordbruksmark. Detta innebär en minskning av produktion av fosforhandelsgödsel vilket har inkluderats i studien. Det har antagits att fosfor i form av

järnfosfat har en växttillgänglighet motsvarande 70 % av handelsgödselsoforns (bilaga B1.4). Ur processen fås också en tungmetallrik slamrest som transporteras till SAKAB, Örebro, 280 km med lastbil. Omhändertagandet på SAKAB och dess miljöpåverkan har ej inkluderats. Antaganden vad gäller transporter, kemikalieåtgång och utvunna produkter redovisas i tabell 6.

Tabell 6. Transporter, kemikalie- och ångbehov samt produkter och restprodukter per ton TS.

<u>Cambi-KREPRO</u>	
<i>Transporter</i>	<i>km</i>
Lastbil, slam till förbränningsanl.	10
Lastbil, aska till deponi	10
Lastbil, tungmetallslam till SAKAB	283
<i>Kemikalieåtgång</i>	<i>kg</i>
Svavelsyra	390
Natriumhydroxid	270
Flockningspolymer	3
Natriumsulfid	3,4
Ångbehov, kWh	456
<i>Produkter och restprodukter</i>	<i>kg</i>
Järnfosfat	109
Fällningskemikalie	102
Tungmetallslam	2,5

Rejektvattnet som recirkuleras till avloppsreningsverket innehåller 1600 ton COD/år, baserat på Ryaverkets slammängd, ca 16000 ton TS/år (*Zetterlund 2001*). Denna kolkälla motsvarar en etanolmängd på ca 770 ton/år, vilket är mer än den förbrukning Ryaverket har idag, 512 ton/år (*GRYAAB 2000*). Dessa 512 ton etanol/år har inkluderats som en besparing. Data för etanolproduktion har hämtats från Uppenberget et al (*1999*). Beräkning se bilaga A4. Energiåtgången i avloppsreningsverket ökar något på grund av recirkulationen av rejektivattnet från Cambi-KREPRO. Denna energibehovsökning har antagits vara 60000 kWh/år (*Balmér 2000*).

5. RESULTAT

I detta kapitel redovisas resultaten; först inventeringsresultat, därefter resultat från karakterisering och slutligen viktningensresultaten.

5.1 Inventeringsresultat

I detta avsnitt redovisas resurs- och energiförbrukning, emissioner till luft samt deponirester från respektive slamhanteringsalternativ. Resultaten från inventeringen fås i tabellform med en mängd parametrar redovisade, i denna studie ca 200 stycken, bilaga C. Att dra slutsatser ifrån alla dessa värden är inte lätt och inte särskilt meningsfullt. Därför har ett antal parametrar valts ut; sådana som hör till de vanligaste miljöbelastande ämnena, de som visade sig bidra mycket till miljöpåverkan mha viktningensmetoderna samt sådana som tillhör de mest problematiska och omdiskuterade ämnena.

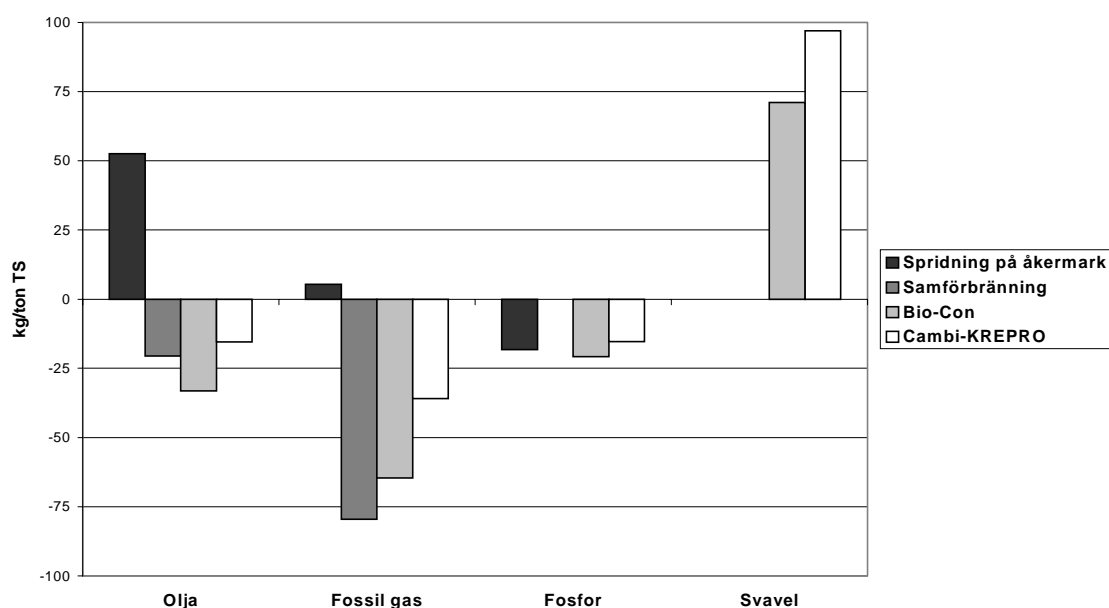
5.1.1 Resursförbrukning

I tabell 7 redovisas förbrukningen av olja, fossil gas, fosfor och svavel. Ett positivt värde visar en förbrukning av en resurs medan ett negativt värde visar en besparing av resurser.

Tabell 7. Förbrukning av ett urval resurser för respektive slambehandlingsalternativ.

	Enhet /ton TS	Spridning på åkermark	Samförbränning m. avfall	Bio-Con	Cambi-KREPRO
<i>Resurser</i>					
Olja	kg	53	-21	-33	-15,5
Fossil gas	kg	5,4	-80	-65	-36
Fosfor	kg	-18	0	-21	-15
Svavel	kg	0	0	71	91

De olika alternativens förbrukning/besparing av resurserna olja, fossil gas, fosfor och svavel visas även i figur 12. Alla alternativ utom samförbränning med avfall innebär en återvinning av fosfor. I Bio-Con och Cambi-KREPRO har antagits att ca 80 % av slammets fosforinnehåll återvinns. I fallen spridning på åkermark och Cambi-KREPRO fås fosfor ut i form av järnfosfat, som har antagits ha en växttillgänglighet motsvarande 70 % av fosfor i form av fosforsyra, som fås ut i Bio-Con, eller handelsgödsel. Med detta antagande är Bio-Con det alternativ där mest växttillgänglig fosfor kan återföras till åkern, figur 12. Svavel förbrukas för framställning av svavelsyra som åtgår i Bio-Con och Cambi-KREPRO. Olja och fossil gas sparas in i de tre alternativen samförbränning med avfall, Bio-Con och Cambi-KREPRO. Detta beror på att fjärrvärme produceras i förbränningsanläggningar i de tre alternativen, och att man på så sätt sparar in fjärrvärme producerad på andra sätt, såsom förbränning av olja, naturgas och biobränslen. I fallet med slamspridning på åkermark förbrukas biogas vid hygieniseringen av slammet. Denna biogas skulle annars ha använts för fjärrvärmeproduktion, och motsvarande mängd fjärrvärme måste framställas utav andra energislager, i detta fall olja och naturgas.



Figur 12. Förbrukning av resurserna olja, fossil gas, fosfor och svavel i respektive slamhanteringsalternativ.

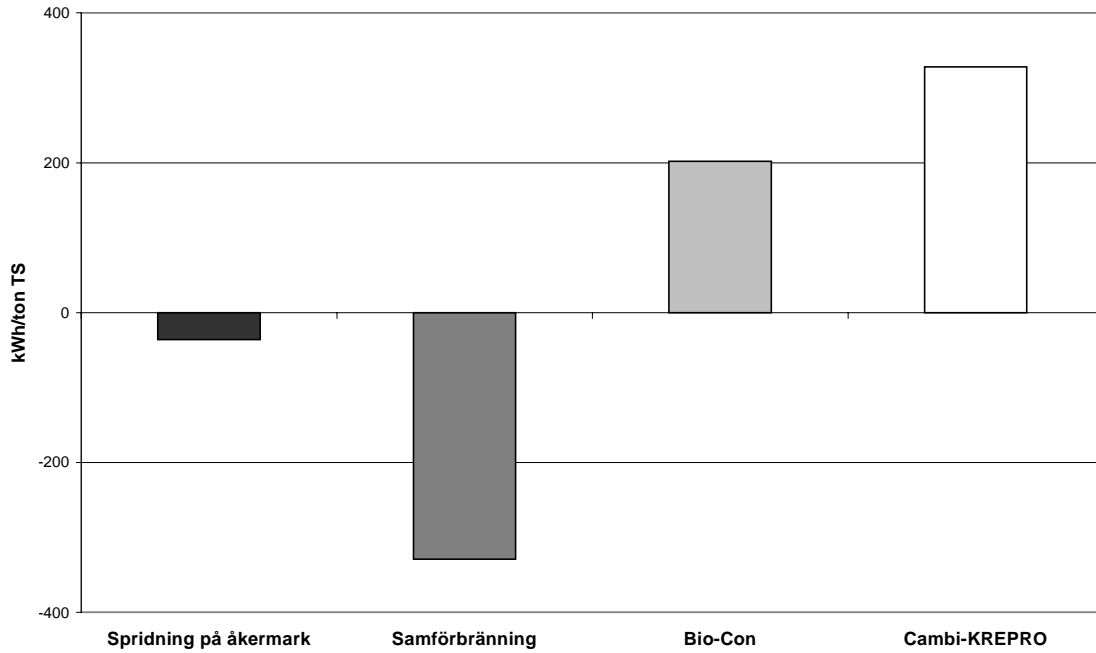
5.1.2 Energianvändning

Energianvändningen i respektive slamhanteringsalternativ visas i tabell 8. En uppdelning har gjorts i elförbrukning samt olika aktiviteter värme/bränsleförbrukning. Positiva värden innebär en förbrukning, medan negativa värden betyder att energi sparas eller utvinns.

Tabell 8. Energiåtgång uppdelat på elektricitet respektive olika aktiviteter i de fyra slamhanteringsalternativen.

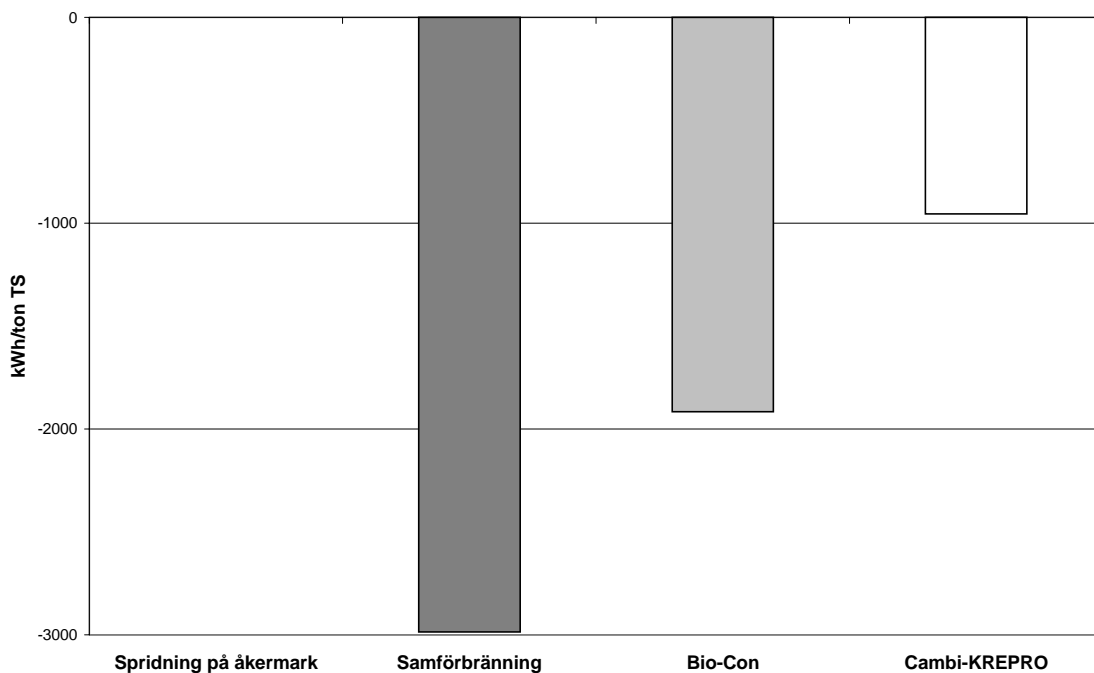
Energiåtgång kWh/tonTS	Spridning på åkermark	Samförbränning m. avfall	Bio-Con	Cambi-KREPRO
Elektricitet	-36	-329	202	328
Hygienisering	333	0	0	0
Transport	313	29	17	80
Slamspridning	301	0	0	0
Handels gödsel	-373	0	-67	-75
Kemikalier	0	11	-308	-229
Förbränning	0	-2986	-1916	-956

I figur 13 visas nettoförbrukningen av elektricitet för respektive slamhanteringsalternativ. Vid slamspridning på åkermark sparas en liten mängd el, beroende på det minskade behovet av kväve- och fosforhandels gödsel som kommer utav att dessa näringsämnen tillförs åkern med slam istället. Vid samförbränning med avfall genereras el. Även Cambi-KREPRO-processen genererar el vid förbränning av den organiska fraktionen, men totalt sett fås en nettoförbrukning av el i detta alternativ. Det beror främst på att processen förbrukar natriumhydroxid som framställs med en elintensiv process. I Bio-Con-processen utvinns ingen el vid förbränningen, men driften av anläggningen förbrukar el.



Figur 13. Nettoförbrukning av elektricitet för de fyra slamhanteringsalternativen. Positiva staplar visar en förbrukning, negativa en besparing av el.

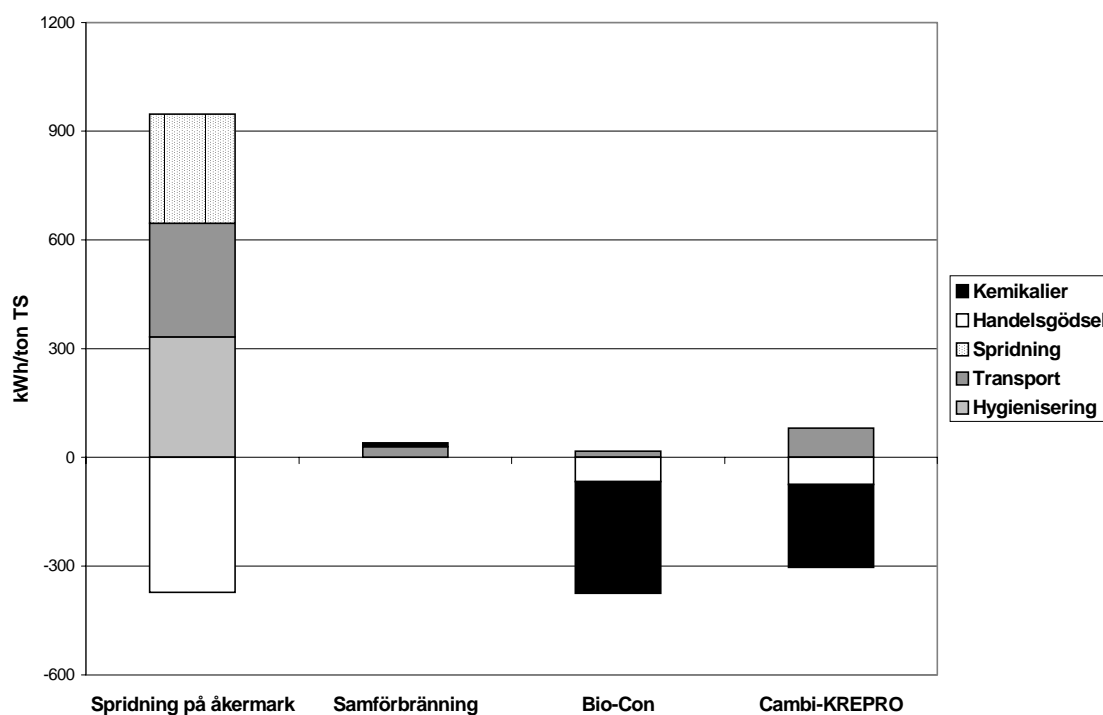
Förbränningen av slam i de tre alternativen samförbränning, Bio-Con och Cambi-KREPRO medför en produktion av fjärrvärme. Samtidigt förbrukas energi i form av bränsle till uppvärmning, transporter osv. Fjärrvärme är en lågvärdig energiform medan bränslen som olja och naturgas är högvärdiga energikällor. Därför redovisas resultaten här i två olika figurer, 14 och 15.



Figur 14. Fjärrvärmeförbrukning i respektive slamhanteringsalternativ. Negativa staplar visar en produktion av fjärrvärme.

Samförbränning med avfall medför störst fjärrvärmeproduktion, följt av Bio-Con och i Cambi-KREPRO där endast en fraktion av slammet bränns fås mindre fjärrvärme. I alternativet spridning av slam på åkermark ingår ej förbränning och därför produceras ingen fjärrvärme.

I figur 15 visas förbrukning/besparing av bränsle såsom olja, diesel, naturgas etc. för respektive slamhanteringsalternativ. Negativa staplar visar en besparing av bränsle, medan positiva visar en förbrukning. I fallet slamspridning på åkermark åtgår energi för hygienisering, transport och spridning av slammet. Den undvikna produktionen av handelsgödsel medför en besparing av energi. Vid samförbränning med avfall åtgår en liten energimängd för kemikalieproduktion och transport av slam. I fallen Bio-Con och Cambi-KREPRO behövs energi för transporter medan kemikalieproduktionen och den sparade handelsgödseln medför en besparing av energi. Kemikalieproduktionen ger ett värmeöverskott, som används till fjärrvärme, eftersom svavelsyran som åtgår i processerna framställs genom en exoterm reaktion. För att värmen skall tas tillvara förutsätts att det finns ett värmebehov samt ett fjärrvärmenät i anslutning till svavelsyratillverkningen.



Figur 15. Bränsleförbrukning i respektive slamhanteringsalternativ. Del av stapel över nollnivån visar en förbrukning, medan negativa delar visar en besparing av bränsle.

5.1.3 Emissioner till mark

Vad gäller emissioner till mark redovisas här endast de tungmetaller som har gränsvärden enligt Naturvårdsverket (1995), se tabell 9. Andra metaller såsom t ex silver har ej inkluderats, ej heller de persistenta organiska ämnen som finns i avloppsslammet. Slammet innehåller också värdefulla mullbildande ämnen som går förlorade vid förbränning. Om dessa ämnen sprids på åkermark förbättras markstrukturen. Vad som händer i marken är en komplicerad och inte helt kartlagd process, vilket gör det svårt att bedöma värdet av de mullbildande ämnena. Av denna

anledning har dessa ej inkluderats i studien, men de kan ändå vara av stor betydelse. I länder som t ex Danmark, kan de mullbildande ämnena i slammet vara extra intressanta pga att jordens kvalitet ofta är sandig och fattig på mull.

Tabell 9. Metallemissioner till mark eller deponi från respektive slamhanteringsalternativ.

	Enhet /ton TS	Spridning på åkermark	Samförbränning m. avfall	Bio-Con	Cambi- KREPRO
<i>Emissioner till mark</i>		<i>Till åkermark</i>	<i>Till deponi</i>	<i>Till deponi</i>	<i>Till deponi</i>
Cd	g	1,2	1,3	x	0,6
Hg	g	0,9	0,8	x	0,7
Cu	g	386	386	x	301
Pb	g	44	44	x	18,3
Zn	g	644	644	x	193
Cr	g	34	34	x	16,8
Ni	g	18	18	x	6,3

x=uppgift saknas

Som tabell 9 visar medför slamspridning på åkermark att hela slammets metallinnehåll tillförs åkermarken. I de tre övriga alternativen kommer slammets metallinnehåll att fördelas olika till luft, vatten och deponi. Mängden metaller som hamnar på deponi visas i tabellen. Att mängden kadmium som tillförs åkern vid slamspridningsalternativet (1,2 g/ton TS) är lägre än kadmiummängden som deponeras i fallet samförbränning med avfall (1,3 g/ton TS) beror på att den sparade fosforhandels gödseln innebär en besparing av en liten mängd kadmium till mark. Nettotillskottet av kadmium till mark blir alltså något lägre än slammets innehåll.

5.1.4 Emissioner till luft

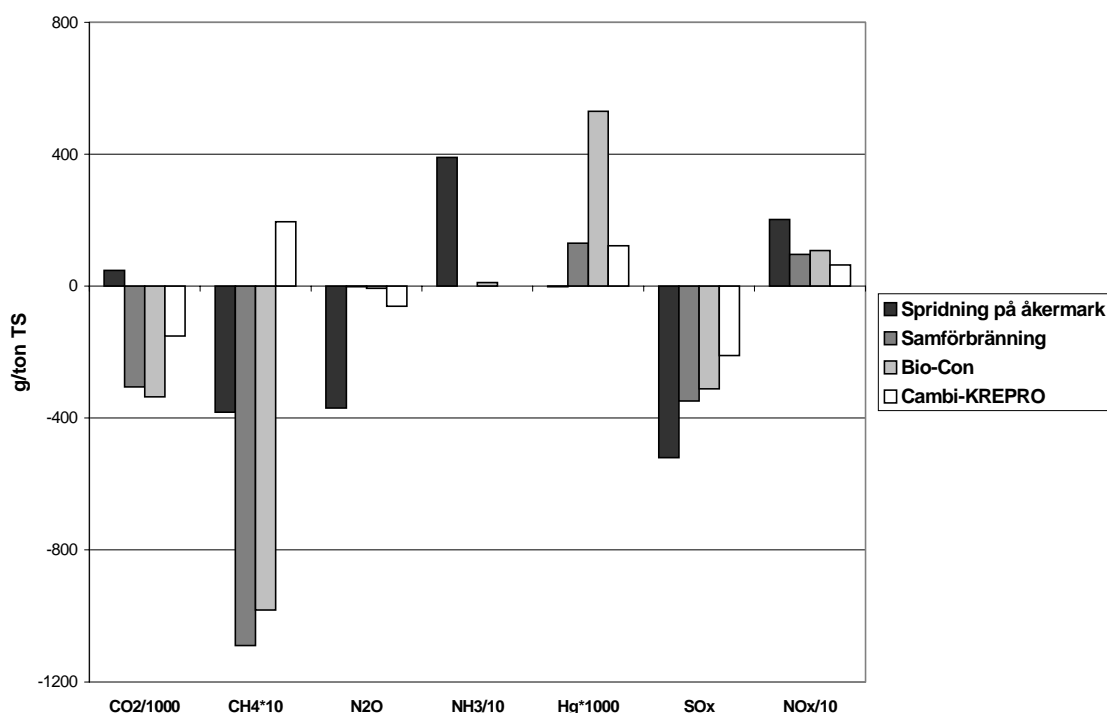
I tabell 10 presenteras de viktigaste emissionerna till luft från respektive slamhanteringsalternativ. Ett positivt värde visar en emission medan ett negativt värde visar en besparing av emissioner.

Tabell 10. De viktigaste emissionerna till luft från respektive slamhanteringsalternativ.

	Enhet /ton TS	Spridning på åkermark	Samförbränning m. avfall	Bio-Con	Cambi-KREPRO
<i>Emissioner till luft</i>					
CO ₂	g	47400	-306000	-336000	-151000
CH ₄	g	-38	-109	-98	19,5
N ₂ O	g	-370	-1,8	-7	-61
NH ₃	g	3900	0,0	106	0,0
Hg	g	0,0	0,1	0,5	0,1
SO _x	g	-520	-349	-312	-211
NO _x	g	2020	960	1080	639

I figur 16 visas de parametrar för emissioner till luft som har störst bidrag till den totala miljöpåverkan. Positiva staplar innebär en negativ påverkan på miljön medan negativa staplar betyder undviken miljöpåverkan. Observera att vissa av parametrarna har skalats om för att kunna visas i ett och samma diagram. Mängden koldioxid har t ex dividerats med en faktor 1000 medan kvicksilvermängden har multiplicerats med en faktor 1000.

Koldioxidemissioner beror främst på förbränning av fossila bränslen. I fallet spridning på åkermark förbrukas olja och naturgas för bl. a. hygienisering. I de tre övriga alternativen utvinns fjärrvärme vid förbränning vilket medför en besparing av fossila bränslen. Besparing av handelsgödselproduktion medför en undviken metanemission vilket ses i fallet spridning på åkermark. Detta gäller även för Bio-Con och Cambi-KREPRO, men här bidrar också sparad fjärrvärme vid framställning av svavelsyra till minskade metanemissioner. Produktion och transport av kemikalier bidrar till ökade metanutsläpp, och dessa är störst för alternativet Cambi-KREPRO. Lustgasutsläpp fås främst ifrån framställning av kvävehandelsgödsel, och medför en undviken emission för alternativet spridning på åkermark (figur 16). Svaveloxidemissioner orsakas av flera olika aktiviteter, såsom handelsgödselproduktion, förbränning, energibesparing vid fjärrvärmeproduktion och kemikalieproduktion. Dessa är lägst för alternativet spridning på åkermark och högst för Cambi-KREPRO.



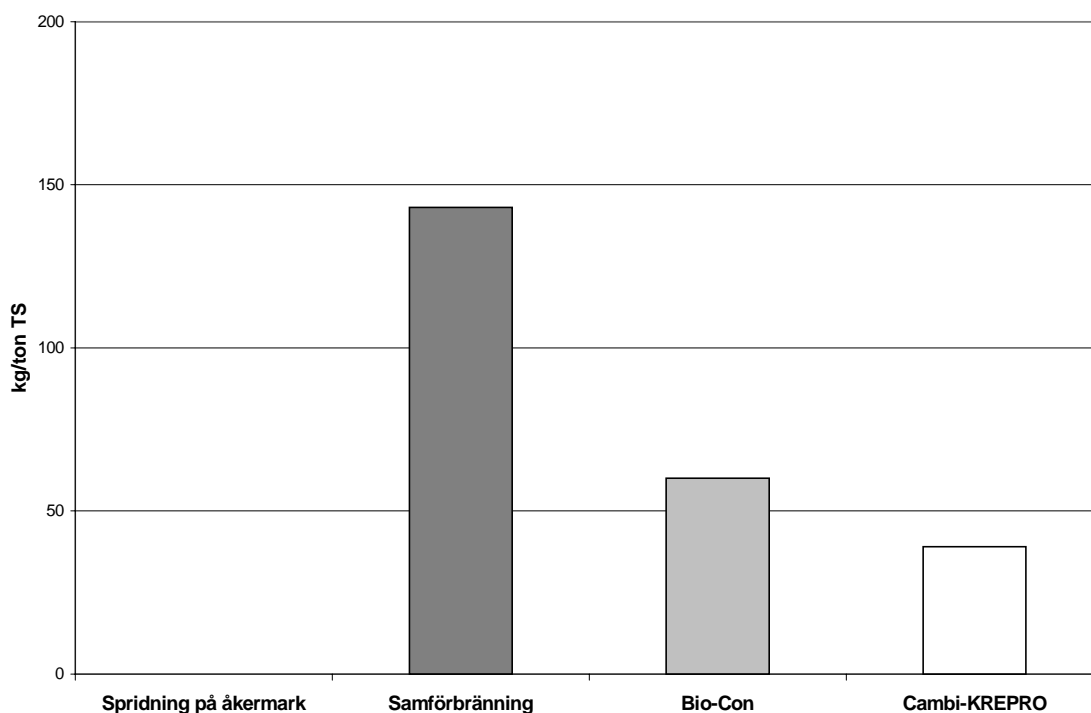
Figur 16. De viktigaste emissionerna till luft från respektive slamhanteringsalternativ.

Då slam sprids på åkermark fås ett visst läckage av kväve till luft (kapitel 4.2). Det har antagits att 10 % av slammets kväveinnehåll avgår till luft i form av ammoniak (figur 16). Ett visst läckage av nitrat till vatten och lustgas till luft fås dessutom, men detta har ej inkluderats i studien. Spridningen och transporten av slam till åkermark orsakar utsläpp av kväveoxider (figur 16). I de tre övriga alternativen medför förbränning av slam utsläpp av kväveoxider men även andra ämnen som t ex kvicksilver. Eftersom kvicksilver är en relativt flyktig metall följer den lättare med i rökgaserna. Samförbränning med avfall och förbränning av den organiska fraktionen i Cambi-KREPRO antas ske i avfallsförbränningsanläggningen vid Sävenäs i Göteborg, som har en avancerad rökgasrening. Förbränningen i Bio-Con antas ske i en separat anläggning och data för emissioner från denna bygger på uppskattningar av maximala emissionsmängder för en kommande Bio-Con-anläggning i Falun. Dessa värden kan alltså ligga något högt, vilket till viss del förklarar varför Bio-Cons stapel är så mycket högre. Skulle Bio-Con-anläggningen utrustas med en lika avancerad rökgasrening som

avfallsförbränningsanläggningen kommer kvicksilverutsläppen från Bio-Con att ligga i nivå med de från samförbränning med avfall och Cambi-KREPRO.

5.1.5 Deponirester

I figur 17 visas de askmängder som förs till deponi i de fyra olika slamhanteringsalternativen. Den bottenaska (slagg) som bildas vid samförbränning med avfall samt i fallet Cambi-KREPRO används delvis som konstruktionsmaterial, sk slaggrus, på deponin och har ej inkluderats i diagrammet ovan. Deponiresten utgörs endast av den resterande delen av slagen (ca 15 %) samt den flygaska som bildats. Om slaggruset hade tagits med i resultaten skulle deponimängderna för alternativen Cambi-KREPRO och framför allt samförbränning med avfall öka betydligt. Deponimängden från Bio-Cons process är en grov uppskattning (*Pantsari 2000*). I fallet spridning på åkermark fås ingen deponirest, eftersom allt slam förs till jordbruket.

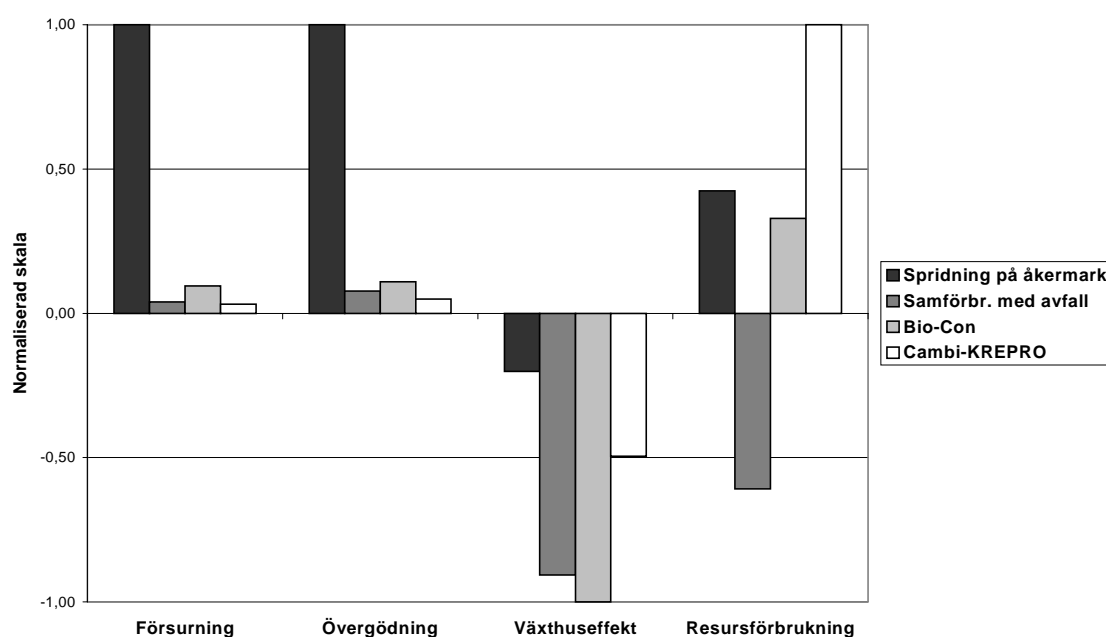


Figur 17. Mängden deponirester ifrån respektive slamhanteringsalternativ.

5.2 Miljöpåverkansbedömning

5.2.1 Karakteriseringsresultat

I karakteriseringen aggregeras resultat från inventeringen samman till olika miljöpåverkanskategorier. Som exempel kan nämnas att alla växthusgaser läggs samman till en summa CO₂-ekvivalenter och bildar en växthuseffektskategori. På samma sätt läggs försurande ämnen som SO₂ och NO_x samman som SO₂-ekvivalenter och utgör en försurningskategori. Det finns ett 15-tal olika kategorier, några mer välutvecklade än andra. I denna studie har fyra kategorier valts ut; växthuseffekt, försurning, övergödning och resursförbrukning. Anledningen till att dessa valdes är att de visade sig innehålla några av de viktigaste parametrarna samt att dessa kategorier anses vara tillförlitliga. Fördelen med en karakterisering är att resultaten blir mer överskådliga och lättare att tyda. Nackdelen är att i och med detta val av kategorier försvinner en del viktig information i form av parametrar som ej inkluderas i dessa kategorier. Till exempel kan nämnas emissioner av metaller till luft och mark. Detta är viktigt att ha i åtanke vid utvärdering av resultaten. I figur 18 visas resultaten av karakteriseringen. Staplarna är normaliserade efter det alternativ som har störst respektive minst miljöpåverkan, som har fått värdet ± 1 . Positiva staplar visar ett bidrag till respektive miljöpåverkanskategori, medan negativa staplar innebär en undviken miljöpåverkan. Spridningen av slam på åkermark orsakar jämfört med de andra alternativen ett relativt stort bidrag till försurning och övergödning, beroende på de utsläpp av ammoniak och kväveoxider som spridning och transport medför. De tre övriga alternativen orsakar kväveoxidutsläpp vid förbränning och detta ger bidrag till försurning och övergödning. Att Bio-Con bidrar mer till försurning och övergödning än samförbränning med avfall och Cambi-KREPRO beror på att Bio-Con har antagits ha en mindre avancerad rökgasrening och släpper därmed ut mer kväveoxider än de två andra alternativen.



Figur 18. Karakteriseringsresultat för kategorierna försurning, övergödning, växthuseffekt och resursförbrukning. Positiva staplar visar en negativ miljöpåverkan, negativa staplar visar en undviken miljöpåverkan.

Alla fyra slamhanteringsalternativen bidrar till en minskning av växthuseffekten. I fallet spridning på åkermark beror det på besparing av handelsgödsel, vilket även påverkar Bio-Cons och Cambi-KREPROs resultat. I de tre alternativen med förbränning fås en besparing av fossila bränslen då fjärrvärme produceras, vilket ger en minskning av koldioxidemissioner och därmed minskad växthuseffekt. I fallen Bio-Con och Cambi-KREPRO blir besparingen ytterligare lite större eftersom fjärrvärme även utvinns vid produktion av svavelsyra, som förbrukas i dessa båda alternativ.

I kategorin resursförbrukning har fossila bränslen och svavel höga bidrag. Ett index för fosfor har för denna studie räknats fram med hjälp av modellen resource-to-use (Nordiska miljørådet 1995), beräkning se bilaga B4.2. Detta fosforindex är dock så pass litet i förhållande till andra index att besparing av fosfor inte får någon betydelse i resultaten. Eftersom fossila bränslen förbrukas i fallet spridning på åkermark fås här en positiv stapel. På motsvarande sätt sparas fossila bränslen vid samförbränning med avfall vilket ses i diagrammet som en sluppen resursförbrukning. I fallen Bio-Con och Cambi-KREPRO sparas också fossila bränslen vid fjärrvärmeutvinningen, men samtidigt förbrukas svavelsyra och därmed svavelresurser, och detta får stor betydelse i resultaten. För dessa båda alternativ får alltså en nettoförbrukning av resurser.

5.2.2 Normalisering

För att identifiera de viktigaste bidragen till miljöpåverkan från de fyra slamhanteringsalternativen är det intressant att sätta resultaten i relation till de totala miljöpåverkansbidragen i Sverige genom s k normalisering (tabell 11). Ett antal olika parametrar har inkluderats och bidragen från de fyra alternativen per person och år har jämförts med Sveriges totala bidrag per person och år. Varje parameter redovisas även som procentandel av totalbidraget.

Tabell 11..Resultat för de fyra slamhanteringsalternativen jämförda med total miljöpåverkan från hela Sverige, befolkningens mängd 8,9 miljoner. Hellström et al (2000), Kärrman et al (2001).

Parameter	Enhet	Totalt	Spridning på åkermark		Samförbränning med avfall		Bio-Con		Cambi-KREPRO	
<i>Resurser</i>										
Energi	MJ/p,år	160000	65	0,04%	-167	-0,1%	-106	-0,07%	-44,6	-0,03%
N	kg/p,år	23	0,86	3,8%	-	-	-	-	-	-
P	g/p,år	2300	491	21%	0	0%	561	24%	416	18%
<i>Emissioner till mark</i>										
Cd	mg/p,år	430	32,7	7,6%	-	-	-	-	-	-
Pb	"	8200	1181	14,4%	-	-	-	-	-	-
Hg	"	110	24,3	22,1%	-	-	-	-	-	-
Cu	"	13000	10432	80,2%	-	-	-	-	-	-
<i>Deponi</i>										
Cd	mg/p,år	2100	-	-	35	1,7%	x	x	16	0,8%
<i>Miljö-påverkans-kategorier</i>										
Växthus-effekt	kg CO ₂ /p,år	8500	-1,9	-0,02%	-8,4	-0,1%	-9,2	-0,1%	-4,6	-0,05%
Försurning	mol H ⁺ /p,år	1400	6,7	0,48%	0,27	0,02%	0,6	0,05%	0,2	0,02%

x=uppgift saknas

Värdena för Sveriges totala bidrag baseras på uppgifter från Statistiska centralbyrån, (*Hellström et al 2000, Kärrman et al 2001*). Resultat för de fyra slamhanteringsalternativen har beräknats genom att dividera bidragen från totala slammängden på Ryaverket under ett år med antalet personer anslutna till Ryaverket (ca 590 000), se bilaga B4.3.

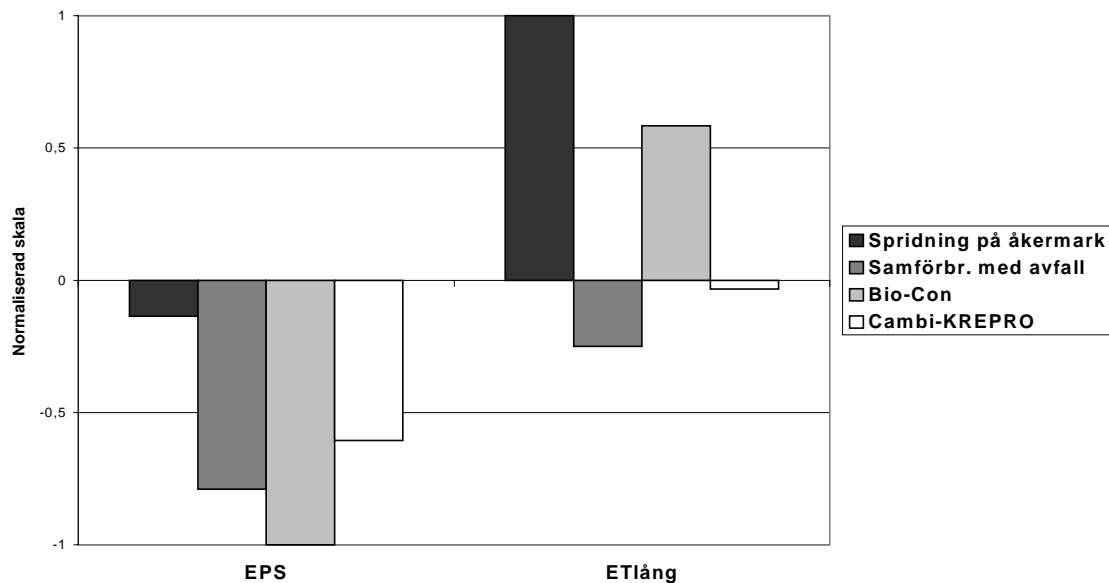
Intressant att notera i tabellen är att såväl energiförbrukningen som miljöpåverkanskategorierna växthuseffekt och försurning har ett mycket litet bidrag (<1%) i förhållande till Sveriges totala påverkan.

Vad gäller tillförseln av fosfor till åkermarken så har däremot alla alternativen utom samförbränning med avfall ett stort bidrag, mellan 18 % och 24 % av totaltillförseln. Kvävetillförseln i fallet spridning på åkermark motsvarar knappt 4 % av totala bidraget. Spridning av slam på åkermark står också för en stor andel av metalltillförseln till åkermark i Sverige. Den totala mängden metaller som tillförs inkluderar atmosfärisk deposition, tillförsel via handelsgödsel och kalk. För de fyra redovisade metallerna är bidraget ifrån slam stort, speciellt vad gäller koppar, där tillförseln från slam motsvarar ca 80 % av den totala mängden.

5.2.3 Viktningsresultat

I viktningsteget görs ytterligare en aggregation av resultaten, då ett antal parametrars miljöpåverkan viktas mot varandra med hjälp av olika viktningmetoder och kan läggas samman till ett slutvärde. På samma sätt som vid karakteriseringen kan en del viktig information gå förlorad vid viktningen beroende på vilka parametrar som inkluderats eller ej i viktningmetoden. I denna studie har två viktningmetoder valts ut; EPS (Environmental Priority Strategies) och ET lång (Effektkategorimetoden). Dessa två metoder kompletterar varandra ganska bra och de är uppdaterade efter svenska förhållanden. Nackdelen med denna viktning är framför allt att EPS saknar bedömning av flera metallemissioner till mark och ET lång saknar index för förbrukning av fosforresurser. Fördelen är att man får ett samlat resultat för den totala miljöpåverkan och att man lättare kan identifiera de parametrar och aktiviteter som har störst betydelse ur miljösynpunkt.

I figur 19 visas resultatet av viktningen med de två metoderna EPS och ET lång. Staplarna har normaliserats efter det största respektive minsta bidraget i respektive metod som har fått värdet ± 1 . Den stapel som har värdet +1 har då sämst resultat, dvs. störst miljöpåverkan. I EPS-metoden fås negativa staplar i alla fyra slamhanteringsalternativen vilket innebär undviken miljöpåverkan. Allra mest fördelaktigt ur miljösynpunkt är Bio-Con som har värdet -1, därefter samförbränning med avfall följt av Cambi-KREPRO och till sist slamspridning på åkermark.



Figur 19. Viktningsresultat med metoderna EPS och ET lång. Ju lägre värde desto mindre miljöpåverkan.

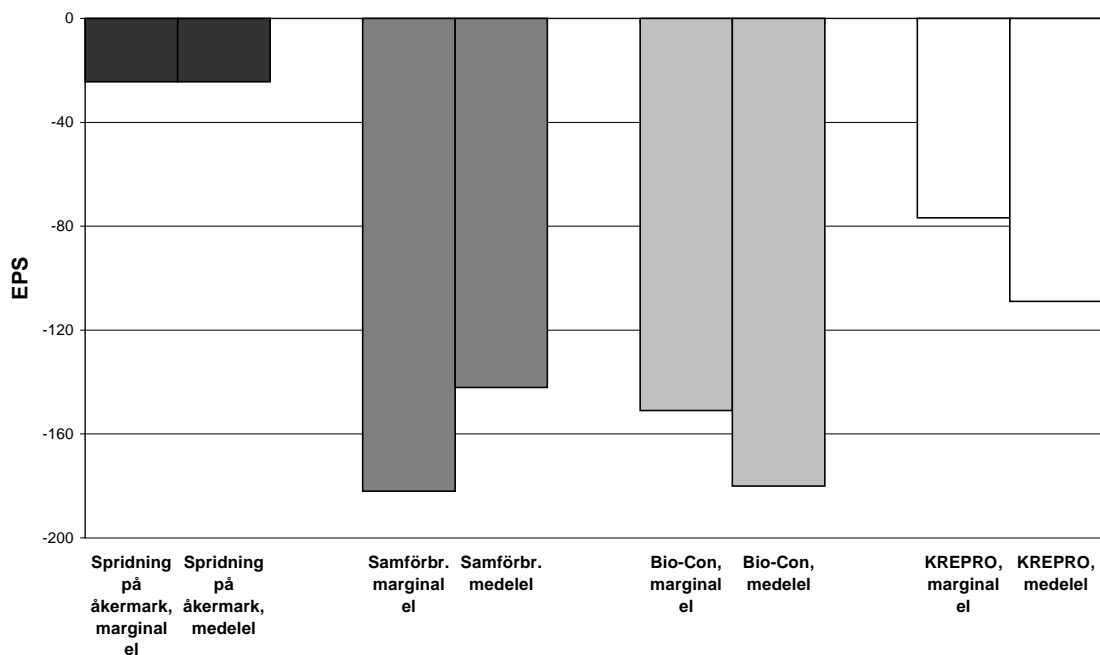
Det som ger störst utslag i resultaten är framför allt besparingen av fosforhandelsgödsel samt förbrukning/besparing av fossila bränslen. Alternativet spridning på åkermark förbrukar fossila bränslen men vinner på att handelsgödsel kan sparas. I Bio-Con och Cambi-KREPRO sparas energi genom fjärrvärmeproduktion vid förbränning och vid tillverkning av svavelsyra. Dessutom bidrar den sparade fosforhandelsgödseln till en minskad miljöpåverkan. Cambi-KREPRO förlorar lite på grund av större kemikalieförbrukning. Vid samförbränning med avfall är det framför allt besparingen av fossila bränslen vid fjärrvärmeutvinningen som ger den minskade miljöpåverkan.

ET lång-metoden har höga index för utsläpp av metaller, speciellt kvicksilver, till luft. I fallet Bio-Con har data för förväntade maximala emissioner i en planerad anläggning använts, vilka därmed kan vara en överskattning. Detta straffar sig i ET lång-metoden och Bio-Con får en relativt stor miljöpåverkan. Även från samförbränning med avfall och Cambi-KREPRO fås kvicksilveremissioner till luft, dock ej lika höga eftersom rökgasreningen i avfallsförbränningsanläggningen är mycket god och kvicksilveremissionerna hålls på en låg nivå. Även kväveoxider har högt index i ET lång-metoden vilket ger utslag i alla fyra alternativen. Vid spridning på åkermark fås kväveoxid- och ammoniakemissioner från transport och spridning. I de tre övriga alternativen får kväveoxidemissioner vid förbränning vilket försämrar deras resultat. Mest kväveoxidutsläpp vid förbränning fås för Bio-Con av samma anledning som gjorde att kvicksilverutsläppen var höga. Besparingen av energi vid förbränning spelar en viss roll och visar sig i form av att nettoresultatet blir negativa staplar (dvs. minskad miljöpåverkan) för samförbränning med avfall och Cambi-KREPRO.

Sammanfattningsvis kan sägas att spridning på åkermark visar sig vara det minst fördelaktiga alternativet med dessa båda viktningmetoder. Förbränning ger bra resultat bortsett från höga kvicksilverutsläpp i Bio-Con-alternativet. En lika god rökgasrening i Bio-Con-anläggningen som i avfallsförbränningsanläggningen skulle jämna ut resultaten för de tre förbränningsalternativen. Dock skulle detta innebära höga investeringskostnader för Bio-Con, vilket kan vara svårt att klara i en liten anläggning.

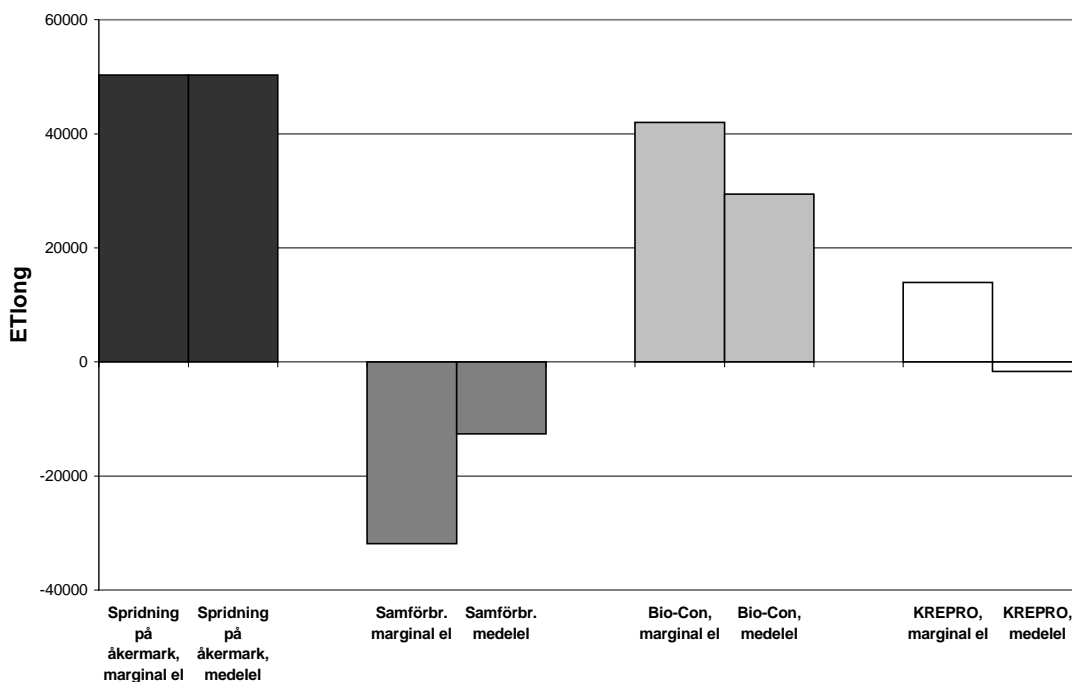
5.2.4 Känslighetsanalys utav elproduktionens inverkan på resultaten

Vid förbränning av slam tillsammans med avfall i en avfallskraftvärmeanläggning utvinns energi i form av fjärrvärme och elektricitet. Denna energiutvinning kan då ersätta el och fjärrvärme som producerats ifrån andra energikällor. Vilka dessa andra energikällor kommer att bli är svårt att bedöma. I denna studie har den el som ersätts antagits motsvara ett genomsnitt av den el som produceras i Sverige, dvs. den framställs ifrån en mix av vattenkraft, kärnkraft och en liten del fossilbaserad elproduktion (bilaga B2.2). Detta är relativt sett ganska rena elproduktionsalternativ, med avseende på t ex koldioxidemissioner. Skulle man istället göra antagandet att den el som kommer att ersättas är marginalet blir situationen annorlunda. Marginalet är den elektricitet som används "sist", då den oftast är dyrare att producera och endast tas i bruk då elektricitetsbehovet är som störst. För Sveriges del handlar det ofta om att importera kolkraftsproducerad el ifrån t ex Danmark. Skillnaden i miljöpåverkan från el producerad utav kolkraft jämfört med t ex vattenkraft är stor, vilket medför att det antagande som görs gällande elproduktionen kan vara av avgörande betydelse. I denna studie har därför en känslighetsanalys gällande elproduktionen gjorts. I grundfallet har, som tidigare nämnts, data för produktion av svensk genomsnittsel använts i beräkningarna. I känslighetsanalysen har denna bytts ut mot data för dansk kolkraftsproducerad el. Detta ger som resultat att de slamhanteringsalternativ som har en nettoförbrukning av el kommer få en större miljöpåverkan jämfört med grundfallet. På motsvarande sätt minskar miljöpåverkan för de alternativ som har en nettoproduktion av el. Detta visas i figurerna 20 och 21. Resultaten påverkas till en viss del utav ändringen, men är inte helt avgörande beroende på att elförbrukningen/produktionen i de olika alternativen är ganska låg i förhållande till fjärrvärmemängden som förbrukas/produceras. I fallet med slamspridning på åkermark är resultaten oförändrade eftersom ingen elanvändning ingår.



Figur 20. Jämförelse av viktningresultat med EPS-metoden då marginalet respektive medel har använts.

I EPS-metoden blir rangordningen omvänd för alternativen samförbränning med avfall och Bio-Con då marginalet används istället för medelelet, figur 20. Valet av marginalet gynnar samförbränning med avfall, eftersom detta alternativ genererar el.



Figur 21. Jämförelse av viktningresultat med ET lång-metoden då marginalet respektive medelelet har använts.

Viktningresultaten med ETlång-metoden för de olika slamhanteringsalternativen med medelelet respektive marginalet visas i figur 21. Den inbördes rangordningen mellan alternativen ändras inte i detta fall. Då marginalet används istället för medelelet blir resultaten sämre för de två alternativen då el används, Bio-Con och Cambi-KREPRO, medan resultaten blir bättre för alternativet samförbränning med avfall där el genereras.

6. DISKUSSION OCH SLUTSATSER

I detta kapitel diskuteras de resultat som studien har gett och de slutsatser som dragits. Diskussionen behandlar de parametrar som har mest bidrag till resultaten, samt andra som anses viktiga. Osäkerhet i data, känslighet i analysen och val av metod tas upp.

Energien som utvinns vid förbränning får stor betydelse, vilket gör att det mest fördelaktiga alternativet är samförbränning med avfall, där mycket energi utvinns, följt utav Bio-Con och Cambi-KREPRO. Eftersom energin är så betydelsefull kommer valet av de energislag som ersätts att vara viktigt. I denna studie har fjärrvärmesystemet i Göteborg använts som utgångspunkt, vilket medför att det är främst fossila bränslen som blir ersatta.

Det har antagits att slammet förbränns jämnt fördelat över året, oavsett hur stort fjärrvärmebehovet är. Om istället antagandet gjorts att slammet lagras och bränns då behovet är som störst under vinterhalvåret skulle resultaten bli ännu mer fördelaktiga för de tre slamhanteringsalternativ som innebär förbränning, eftersom mer olja och naturgas skulle kunna sparas in.

Valet av marginal- eller medelelektricitet spelar en liten roll för resultatet eftersom elförbrukningen/produktionen är relativt låg för de olika slamhanteringsalternativen. Att använda marginalet istället för medel medför att de alternativ som förbrukar el får en större miljöpåverkan medan alternativet som sparar el får ett bättre resultat.

I en tidigare LCA-studie på slamhantering med Bio-Con och KREPRO (*Svensson 2000*) har också visats att den energi som utvinns vid förbränning har en stor betydelse för den totala miljöpåverkan. Resultaten som fås beror till stor del på vilka energikällor man antas ersätta med fjärrvärmeproduktion ifrån slamförbränningen. En skillnad mellan studierna är att i *Svensson (2000)* antas Bio-Con inte ge något överskott av värme till fjärrvärmeproduktion, vilket medför att man inte får den positiva effekten med sparade fossila bränslen. I Bio-Con-alternativet enligt *Svensson (2000)* har produktion och transport av kemikalier som åtgår i processen ett stort bidrag till den totala miljöpåverkan, vilket inte är fallet i denna studie. Viktigt att poängtera är också att systemgränserna för dessa båda alternativ inte är dragna på samma sätt, vilket medför att det inte går att jämföra systemen direkt med varandra. I *Svensson (2000)* behandlas örötat slam, och det minskade behovet av fällningskemikalier och handelsgödsel ligger utanför systemgränserna. Dessutom är Cambi-KREPRO-processen som beskrivs i denna studie en modifierad variant av den KREPRO-process som studeras i *Svensson (2000)*.

Bio-Con och Cambi-KREPRO är två nya tekniker som inte har testats i fullskalanläggningar ännu. Därför är data för dessa två alternativ mer osäkra jämfört med de två andra alternativen. Bio-Cons resultat skulle förbättras väsentligt om man antog att dess rökgasrening kommer hålla samma höga standard som rökgasreningen i avfallsförbränningsanläggningen. Återvinning av fällningskemikalier i Bio-Con och Cambi-KREPRO samt kolkälla i Cambi-KREPRO har liten betydelse för den totala miljöpåverkan.

Slamspridning på åkermark är i de flesta avseenden det av de fyra alternativen som är minst fördelaktigt ur miljösynpunkt. Detta beror främst på att istället för att energi utvinns ur detta alternativ åtgår energi för hygienisering, transport och spridning av slammet, samt att spridningen orsakar försurande och övergödande utsläpp i form av kväveoxider och ammoniak. I denna studie har inte miljöbelastning från tillverkning av produktionshjälpmedel, anläggningar och maskiner som använts inkluderats. Detta medför att slamspridningsalternativet har blivit missgynnat eftersom detta alternativ innebär mindre utbyggnad och förändring av anläggningen än de tre övriga alternativen.

De positiva effekter som erhålls då mullbildande ämnen i slammet tillförs marken i alternativet spridning på åkermark har ej inkluderats. Mullbildande ämnen kan vara betydelsefulla, speciellt på platser där jorden är fattig på mull. Inte heller miljöeffekter ifrån svårnedbrytbara organiska ämnen i slammet har tagits med. Även om halterna är låga så innehåller slammet en rad sådana ämnen, vars effekter på miljön inte är kartlagda. Senast omdebatterat var innehållet av bromerade flamskyddsmedel i slam.

Problematiken med fosforförbrukning och metallers toxicitet hamnar helt i skymundan i de karakteriserings- respektive viktningmetoder som använts. Ett tillfredsställande sätt att få med dessa frågor i bedömningen saknas. Ett sätt att räkna fram ett resursförbrukningsindex är att dividera den totala globala produktionen av resursen med dagens totala brytvärda tillgångar. Fosfor får då ett lågt index eftersom det fortfarande finns ganska mycket fosfor i jordskorpan. Problemet är att i dagsläget håller man på att förbruka de renaste fosforfyndigheterna och i framtiden kommer man behöva utnyttja fosforresurser som är mer förorenade av kadmium. Därför kan det bli svårt att framställa fosforhandelsgödsel med de låga halter av kadmium som produceras i Sverige idag (ca 5 mg Cd/kg P). För att komma ner i dessa låga kadmiumhalter i fosforhandelsgödsel i framtiden då mer rena fosforkällor måste användas kan det krävas extra rening av fosforresursen, med ökad energiförbrukning som följd.

I diskussionen kring fosfor hamnar man lätt i frågeställningen ifall det är värt att förbruka vissa resurser, t ex fossila bränslen, för att återvinna/spara fosfor. Vilka resurser är viktigast att ta tillvara? Frågan har inget enkelt svar, men värt att påpeka är att fosfor är ett livsnödvändigt näringsämne som inte kan ersättas av andra ämnen, medan olja och naturgas kan ersättas av andra bränslen.

Ett alternativt sätt att prioritera olika ämnen är att beräkna dess relativa bidrag till miljöpåverkan från samhället. En sådan normalisering visar att fosfor- och kväveåterföring samt metallemissioner till mark är viktiga frågor vad gäller slammet. Speciellt koppartillförseln från slam visade sig vara hög jämfört med den totala tillförseln i Sverige.

I fallen samförbränning med avfall, Bio-Con och Cambi-KREPRO kommer metallerna i slammet till större delen att hamna på deponi. Deponier skall vara väl konstruerade för att förhindra urlakning av miljöfarliga ämnen. På lång sikt finns ändå risk för urlakning av t ex metaller. Detta har dock ej inkluderats i studien.

LCA har visat sig vara en lämplig metod att studera flera miljöeffekter av slamhantering. Energianvändning, transporter, förbränning och kemikalieanvändning är exempel på aktiviteter som har kunnat kartläggas väl. Dock är det komplicerat att jämföra slamspridning på åkermark med de tre övriga alternativen eftersom produkterna

och emissionerna från alternativen är så olika. I slamspridningsalternativet återvinns fosfor, kväve och mullbildande ämnen, medan de tre övriga alternativen främst ger en besparing av fossila bränslen. Emissionerna från slamspridningsalternativet är t ex metalltillförsel till mark, medan de tre övriga alternativen medför metallemissioner till luft och till deponi.

7. REFERENSER

Bengtsson M., 1998. *Värderingsmetoder i LCA. Metoder för viktning av olika slags miljöpåverkan – en översikt*, Centrum för produktrelaterad miljöanalys, Chalmers tekniska högskola

Bengtsson M., Lundin M., Molander S., 1997. *Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities*, Rapport 1997:9, Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola

Dalemo M., 1996. *The ORWARE Simulation Model-Anaerobic Digestion and Sewage Plant Sub-models*, licentiatuppsats, Rapport 216, Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala

Davis J., Haglund C., 1999. *Life cycle inventory of fertiliser production. Fertiliser products used in Sweden and Western Europe*, examensarbete, SIK/Chalmers tekniska högskola, SIK-Report Nr 654

Environmental Protection Agency, 1995. *Solid waste disposal*, AP42, 5th edition, Vol. 1, chapter 2

Finnveden G., Albertsson A-C., Berendson J., Eriksson E., Höglund L-O, Karlsson S., Sundqvist J-O., 1995. *Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment*, J. Cleaner Prod. Vol. 3, No. 4, pp. 189-199

Fredrikson F., 1994. *Fosfor – tillgångar och framtida behov*, institutionsrapport 1994:12, Fysisk resursteori, Chalmers tekniska högskola

Frohagen J., 1997. *Livscykelanalys på tre järnbaserade fällningskemikalier*, examensarbete, Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola

Greschik A., Haglund C., Swahn M., Werner L., 1998. *En livscykelanalysstudie från vaggan till grinden - Produktion av dikalciumfosfat*, Teknisk kemi, Chalmers tekniska högskola

GRYAAB, 2000. *Miljörapport 1999*, nr 2000:4

Hansen B., 2000. *Delar av offert för Cambi-KREPRO anl. för Malmö*, Kemira Kemi AB

Hellström D., Jeppsson U., Kärrman E., 2000. *A framework for system analysis of sustainable urban water management*, Env. Imp. Ass. Rev., Vol. 20, Issue 3, pp. 311-321

ISO 14040, 1997. *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Geneva, Switzerland, International Organization for Standardization.

Jonsson T., 1996. *En livscykelanalys utförd på ett slamupparbetningsprojekt*, examensarbete, Kemisk teknologi II, Lunds tekniska högskola

Kärrman E., Jönsson H., 2001. *Normalising impacts in an environmental system analysis of wastewater systems*, Wat. Sci. Tech. Vol. 43, No. 5, pp. 293-300

Linderholm K., 1997. *Fosforns växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska*, VA-Forsk rapport 1997-6, VAV AB

Mangs S., 2000. *Avlopp i kretslopp? Rötning av avfall från toalett och hushåll i en stadsdel*, examensarbete, Kemisk miljövetenskap, Chalmers tekniska högskola

Naturvårdsverket, 1993. *Jordbruk och miljö. Underlagsrapport till Naturvårdsverkets aktionsprogram Miljö '93*, Naturvårdsverket Rapport 4208

Naturvårdsverket, 1994. *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*, SNFS 1994:2

Naturvårdsverket, Lantbrukarnas Riksförbund, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, 1995. *Användning av avloppsslam i jordbruket*, Naturvårdsverket Rapport 4418

Naturvårdsverket, 1997. *Fosfor - livsnödvändigt, ändligt och ett miljöproblem*, Naturvårdsverket Rapport 4730

Naturvårdsverket, 2000. *The Swedish charge on nitrogen oxides – Cost effective emission reduction*, ISBN 91-620-8026-1, Lenanders tryckeri, Kalmar

Naturvårdsverket, *Slam från avloppsreningsverk*, Internet, <http://www.environ.se/dokument/teknik/avfall/avstat/slam.htm>, 001109

Nordiska miljörådet, 1995. *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nord 1995:20

Pantsari G., 2000. *Främby avloppsreningsverk – teknisk beskrivning av slambehandling*, Falu kommun

Renova AB, 2000. *Miljörapport 1999 för avfallskraftvärmeverket och sorteringsanläggningen, inklusive återvinningscentralen vid Sävenäs*, Rapport MU 00:004

Statens offentliga utredningar, 2000. *Framtidens miljö – allas vårt ansvar. Betänkande från miljömålskommittén*, SOU 2000:52, Miljödepartementet, ISBN 91-38-21222-6, Norstedts tryckeri, Stockholm

Starberg K., Haglund J-E., Hultgren J., 1999. *Slamförbränning*, VA-Forsk rapport 1999-11, VAV AB

Stockholm Vatten, 1997. *Förstudie angående slamförbränning vid Stockholm Vatten*, RUST VA-Projekt AB, Stockholm Vatten Rapport nr. 10 apr. 1997

Stockholm Vatten, 1998a. *Utredning angående samförbränning av slam vid Högdalenverket och Igelstaverket*, VAI VA-Projekt AB, Stockholm Vatten Rapport nr. 18 juli 1998

Stockholm Vatten, 1998b. *Hygienisering av avloppsslam – En litteraturstudie*, Stockholm Vatten Rapport nr. 52 dec. 1998

Stockholm Vatten, 1999. *Provförbränning av avvattnat rötslam. Ett samarbete mellan Stockholm Vatten och Birka Energi*, Stockholm Vatten Rapport nr. 31 aug. 1999

Stockholm Vatten, 2000. *Miljöredovisning och årsredovisning 1999*.

Svensson A., 2000. *Fosfor ur avloppsslam - en studie av KREPRO-processen och BioCons process ur ett livscykelerspektiv*, examensarbete, Kemisk miljövetenskap, Chalmers tekniska högskola

Tideström H., Starberg K., Ohlsson T., Camper P-A., Ek P., 2000. *Användningsmöjligheter för avloppsslam*, VA-Forsk rapport 2000-2, VAV AB

Tillman A-M., Lundström H., Svingby M., 1996. *Livscykelanalys av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund, Delrapport från ECOGUIDE-projektet*, Rapport 1996:1, Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola

Uppenberg S., Brandel M., Lindfors L-G., Marcus H-O., Wachtmeister A., Zetterberg L., 1999. *Miljöfaktabok för bränslen. Del 2. Bakgrundsinformation och teknisk bilaga*, IVL Rapport B 1334 B, Stockholm

Zetterlund H., 2001. *Utvärdering av olika alternativ för att ta hand om rotat slam från avloppsreningsverk – En ekonomisk och teknisk systemstudie i Göteborg*, examensarbete, Energiteknik, Chalmers tekniska högskola

Personlig kommunikation

Balmér P., 2000. GRYAAB, kommunikation via email, peter.balmer@telia.com

Dörum Jensen O., 2001. Bio-Con A/S, Danmark, kommunikation via email, odj@pmenergi.dk, 0045 9880 1882

Hansen B., 2000. Kemira AB, kommunikation via email och telefon, bengt.hansen@kemira.com, 042-17 17 22

Olofsson M., Chalmers tekniska högskola, Energiteknik, kommunikation via email och telefon, olma@entek.chalmers.se, 031-772 1442

Sonesson U., 2001. SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, usn@sik.se, 031-335 5617

BILAGOR

A. INDATA TILL LCAIT4

- A1. Spridning på åkermark
- A2. Samförbränning med avfall
- A3. Bio-Con
- A4. Cambi-KREPRO

B. BERÄKNINGAR OCH ANTAGANDEN

- B1.1 Beräkning av kväveläckage till luft vid slamspridning
- B1.2 Växttillgänglighet
- B1.3 Jämförelse av växttillgängligt kväve i avloppsslam med kvävehandelsgödsel
- B1.4 Jämförelse av växttillgänglighet hos fosfor i handelsgödsel gentemot järnfosfat och fosforsyra
- B1.5 Kadmium i fosforhandelsgödsel
- B2.1 Beräkning av ersättning av fjärrvärmeproduktion, enligt MARTES
- B2.2 Hur svensk medel-elektricitet beräknats i LCAiT4
- B3.1 Beräkning av NO_x-emissioner vid förbränning i alternativen samförbränning med avfall samt Cambi-KREPRO
- B3.2 Beräkning av ammoniaktillsats för NO_x-reduktion
- B3.3 Tungmetallemissioner till luft vid förbränning med avfall
- B3.4 Beräkning av utsläppsmängder till luft från Bio-Cons förbränningsanläggning
- B4.1 Index för EPS och ETLång
- B4.2 Beräkning av fosfor-index
- B4.3 Normaliseringsberäkning

C. INVENTERINGSMATRISER

- C1. Spridning på åkermark
- C2. Samförbränning med avfall
- C3. Bio-Con
- C4. Cambi-KREPRO

A. INDATA TILL LCAIT4

A1. SPRIDNING PÅ ÅKERMARK

Hygienisering

Hygieniseringen antas ske genom uppvärmning av förtjockat, örötat slam med en torrsubstanshalt på ca 4-8 % till 70°C.

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input		Slam	1	ton TS	
”	Hjälpmaterial	Olja	200	MJ	
”	Hjälpmaterial	Naturgas	1000	MJ	
Output	Produkt	Hygieniserat slam	1	ton TS	

Referens: Balmér 2000

Spridning

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input		Slam	1	ton TS	
”	Hjälpmaterial	Diesel	1085	MJ	
Output	Emission	CH ₄	1,085	g	Luft
”	”	CO	361	g	”
”	”	CO ₂	80300	g	”
”	”	N ₂ O	8,87	g	”
”	”	NH ₃	3,9	kg	”
”	”	NO _x	1455	g	”
”	”	PAH	0,00271	g	”
”	”	SO ₂	202	g	”
”	”	VOC	130	g	”
”	”	Ag	10,4	g	Mark
”	”	Cd	1,3	g	”
”	”	PCB	0,076	g	”
”	”	Cr	33,7	g	”
”	”	Cu	386	g	”
”	”	Hg	0,9	g	”
”	”	Mn	358	g	”
”	”	Ni	18	g	”
”	”	PAH	1,9	g	”
”	”	Pb	43,7	g	”
”	”	Toluen	0,5	g	”
”	”	Zn	644	g	”
”		P total	26	kg	”
”		N total	32	kg	”

Referens: GRYAAB 2000 (slammets innehåll)
Dalemo 1996 (spridning)

Produktion av handelsgödsel

Miljöpåverkan per kg handelsgödsel	Triple superphosphate, TSP, 48 % P ₂ O ₅	Ammoniumnitrat, 35 % N
Energiförbrukning, MJ		
Total	6,40	14,29
Resursförbrukning, kg		
Fosfor	0,209	
Utsläpp till luft, g		
Bensen	2,5*10 ⁻³	6,35*10 ⁻³
Cd	9,34*10 ⁻⁵	7,65*10 ⁻⁵
CH ₄	1,19	0,99
CO	0,89	0,42
CO ₂	646	994
Cr	4,40*10 ⁻⁵	5,97*10 ⁻⁴
Cu	2,31*10 ⁻⁴	5,51*10 ⁻⁴
Etan	x	2,07*10 ⁻³
Eten	x	4,14*10 ⁻³
Hg	1,43*10 ⁻⁵	5,02*10 ⁻⁶
N ₂ O	0,0601	5,12
NH ₃	3,06*10 ⁻⁴	x
Ni	2,08*10 ⁻³	1,79*10 ⁻³
NMVOC	1,36	0,43
NO ₂	x	4,725
NO _x	3,84	1,64
PAH	1,26*10 ⁻⁶	1,12*10 ⁻⁴
Pb	1,95*10 ⁻⁴	2,03*10 ⁻⁵
SO ₂	8,03	1,54
Toluen	7,52*10 ⁻⁵	2,4*10 ⁻³
VOC	x	0,012
Zn	2,07*10 ⁻⁴	6,13*10 ⁻⁴
Utsläpp till vatten, g		
BOD	2,28*10 ⁻⁴	2,4*10 ⁻⁵
Cl ⁻	4,56	2,20
COD	7,35*10 ⁻³	6,01*10 ⁻⁴
Totalkväve	0,0209	x
Totalfosfor	0,69	1,2*10 ⁻⁶
Avfall, g		
Fast avfall	7680	x
Industriavfall	71,5	638

x=uppgift saknas

Referens: Davis och Haglund 1999

Transport

Lastbil, slamutkörning till åkermark	160 km
Lastbil, fosforhandelsgödsel	300 km
Lastbil, kvävehandelsgödsel	300 km

A2. SAMFÖRBRÄNNING MED AVFALL

Förbränning

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input		Slam	1	ton TS	
”	Hjälpmaterial	NH ₃	1.2	kg	
Output	Emission	Cr	0,02	mg	Luft
”	”	Cu	0,04	mg	”
”	”	Hg	0,13	mg	”
”	”	Ni	0,01	mg	”
”	”	NOx	1,6	kg	”
”	”	Pb	0,07	mg	”
”	”	Zn	0,32	mg	”
”	”	Zn	0,03	mg	Vatten
”	Avfall	Aska	25	kg	Deponi
”	”	Slagg	105	kg	”
”	Produkt	Elektricitet	329	kWh	
”	”	Fjärrvärme	1168	kWh	

Ammoniak tillsätts i överskott till förbränningsprocessen för att reducera NOx. Den överskjutande mängden följer med i rökgaserna, renas till största delen bort i skrubbern och följer med i vattenströmmen. Detta utsläpp av NH₃ till vatten har ej inkluderats.

Referens: Olofsson 2001, Renova AB 2000, Naturvårdsverket 2000

Produktion av NH₃

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Hjälpmaterial	Kol	3250	MJ	
”	”	Elektricitet	250	MJ	
”	”	Olja	4400	MJ	
”	”	Naturgas	26100	MJ	
Output	Produkt	NH ₃	1	ton	

Referens: Davis och Haglund 1999

Transporter

Lastbil, slam till förbr.anl.	10 km
Lastbil, flygaska till deponi	10 km
Lastbil, slagg till deponi	10 km
Fartyg, NH ₃ från Östeuropa	800 km

A3. BIO-CON**Produktion av kaliumklorid**

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Hjälpmaterial	Naturgas	3	GJ	
”		Pottaska			
Output	Produkt	Kaliumklorid	1	ton	

Referens: Davis och Haglund 1999

Transporter

Tåg, diesel, Polen	380 km
Fartyg, Polen - Sverige	650 km

Produktion av natriumhydroxid

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Hjälpmaterial	Elektricitet	1,569	kWh	
”	”	Diesel	0,053	kWh	
”	”	Olja	1,193	kWh	
”	Resurs	Stensalt	824,82	g	
Output	Emission	CO ₂	15	g	Luft
”	”	CO	0,057	g	”
”	”	HC	0,04	g	”
”	”	Partiklar	0,019	g	”
”	”	SO ₂	0,029	g	”
”	”	NOx	0,25	g	”
”	”	Cl ₂	0,471	g	”
”	”	COD	0,223	mg	Vatten
”	”	Tot-N	0,0366	mg	”
”	”	Pb	2,3	mg	”
”	”	Olja	0,0742	mg	”
”	”	Fenol	0,00109	mg	”
”	Avfall	Fast avfall	93,431	g	
”	”	MFA ¹	23,54	g	
”	Produkt	NaOH	1	kg	

1) Miljöfarligt avfall

Referens: Tillman et al 1996

Transporter

Fartyg, Polen – Göteborg	650 km
--------------------------	--------

Svavelsyraproduktion

Referens: Greschik et al 1998

Brytning av S i Polen

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Resurs	Svavel	1	ton	
”	Hjälpmaterial	Elektricitet	1934	MJ	
Output	Produkt	Svavel	1	ton	

Svavelåtervinning, Scanraff, Lysekil

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Råvara	Propan	5,305	MJ	
Output	Emission	NO ₂	0,1493	kg	Luft
”	”	CO ₂	0,3352	kg	”
”	”	SO ₂	4,361	kg	”
”	Produkt	Svavel	1	ton	

Svavel för svavelsyraframställning antas komma till 60 % från Polen och 40 % från Scanraff.

Produktion av svavelsyra

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Råvara	Svavel	0,412	kg	
Output	Emission	Damm	0,00493	g	Luft
”	”	NO _x	0,0764	g	”
”	”	SO ₂	0,202	g	”
”	Produkt	Fjärrvärme	2,416	MJ	
”	”	Elektricitet	0,0513	MJ	
”	”	Ånga	2,927	MJ	
”	”	Svavelsyra	1	kg	

Transporter

Tåg, svaveltransport i Polen	500 km
Fartyg, Polen-Sverige	450 km
Fartyg, svavel från Scanraff	300 km
Tåg, svavelsyra till Göteborg	200 km

Produktion av saltsyra

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Hjälpmaterial	Elektricitet	1932	MJ	
”	”	Vätgas	66,18	MJ	
”	”	Olja	35,21	MJ	
”	”	NaCl	0,262	ton	
Output	Avfall	Avfall	0,02	kg	
”	Produkt	HCl	1	ton	

Referens: Frohagen 1997

Transporter

Fartyg, Holland – Sverige	1200 km
Lastbil, Karlstad –Göteborg	250 km

Produktion av järnsulfat

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Resurs	Mineral och malm	1,9	kg	
”	”	Bergssalt	5,3	kg	
”	”	Vatten	0,11	m ³	
”	Hjälpmaterial	Diesel	59,5	MJ	
”	”	Elektricitet	79,8	MJ	
”	”	Ospecificerat bränsle	1,3	MJ	
Output	Emission	CO	15,8	g	Luft
”	”	CO ₂	4324	g	”
”	”	HC	4,1	g	”
”	”	NOx	50,4	g	”
”	”	Partiklar	4,95	g	”
”	”	SOx	9,9	g	”
”	”	COD	0,04	g	Vatten
”	Avfall	Aska	1,2	g	
”	”	Industriavfall	0,4	g	
”	Produkt	FeSO ₄	0,226	ton	

Referens: Frohagen 1997

Förbränning

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input		Slam	1	ton TS	
”	Hjälpmaterial	Elektricitet	720	MJ	
Output	Emission	CO	530	g	Luft
”	”	Dioxin	1060	ng	”
”	”	HCl	106	g	”
”	”	HF	10,6	g	”
”	”	Hg ²	0,53	g	”
”	”	NH ₃	106	g	”
”	”	NOx	1,8	kg	”
”	”	Partiklar	106	g	”
”	”	SO ₂	530	g	”
”	”	TOC	106	g	”
”	Produkt	Fjärrvärme	1916	kWh	
”	”	Slagg och aska	380	kg	Deponi

2) Data saknas för övriga tungmetaller

Referens: Pantsari 2000. Värdena baseras på de förväntade maximala emissioner till luft som beräknats för anläggningen i Falun.

Upplösning av aska från 1 ton TS slam

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input		Slagg och aska	380	kg	
”	Hjälpmaterial	Svavelsyra	190	kg	
Output		Sand	162	kg	
”		Slagg och aska	342	kg	

Jonbytarprocess

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input		Slagg och aska	342	kg	
”	Hjälpmaterial	HCl	62,7	kg	
”	”	KCl	116	kg	
”	”	NaOH	9,8	kg	
”	”	Svavelsyra	97	kg	
Output	Avfall	Tungmetallslam	21,2	kg	Deponi
”	”	Zn	0,0063	kg	”
”	”	Cd	0,0106	kg	”
”	Produkt	FeSO ₄	150	kg	
”	”	H ₃ PO ₄	65,8	kg	
”	”	KHSO ₄	216	kg	

Transporter

Lastbil, tungmetallslam till deponi	10 km
Lastbil, fosforhandelsgödsel	300 km

Produktion av fosforhandelsgödsel, se Spridning på åkermark, bilaga A1.

A4. Cambi-KREPRO

Produktion av ånga

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Hjälpmaterial	Biogas	11830	GJ	
Output	Produkt	Ånga	13140	GJ	

Resterande energi som går åt för ångproduktion antas komma från spillvärme och har ej inkluderats, eftersom denna spillvärme finns ändå.

Referens: Olofsson 2000, Balmér 2000

Produktion av polymer

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Råvara	Akrylsyra	1	kg	
”	”	Akrylamid	7	kg	
”	”	Katjonisk monomer	2	kg	
”	Hjälpmaterial	Elektricitet	7,02	MJ	
”	”	Olja	12,5	MJ	
Output	Emission	Metanol	0,0136	kg	Luft
”	”	BOD	0,00017	kg	Vatten
”	”	COD	0,015	kg	”
”	Produkt	Polymer	1	kg	

Referens: Jonsson 1996

Transporter, polymer

Fartyg, akrylsyra	1500 km
Fartyg, akrylamid	1500 km
Fartyg, katjonmonomer	1500 km
Lastbil, akrylsyra	400 km
Lastbil, akrylamid	400 km
Lastbil, katjonmonomer	400 km
Fartyg, polymer	150 km
Lastbil, polymer	850 km

Förbränning av organiskt slam, restprodukt från Cambi-KREPRO

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input		Org. slamfraktion (50 % TS)	1,0125 ³	ton	
”	Hjälpmaterial	NH ₃	0,684	kg	
Output	Emission	Cr	0,0175	g	Luft
”	”	Cu	0,105	g	”
”	”	Hg	0,39125	g	”
”	”	Ni	0,0125	g	”
”	”	NO _x	0,925	kg	”
”	”	Pb	0,08	g	”
”	”	Zn	0,1775	g	”
”	”	Zn	0,01875	g	Vatten
”	Avfall	Aska	0,1265	ton	Deponi
”	Produkt	Fjärrvärme	1412,5	kWh	
”	”	Elektricitet	156,25	kWh	

3) Motsvarar 1 ton TS slam in till KREPRO

Referens: Olofsson 2001, Hansen 2000, Renova AB 2000, Naturvårdsverket 2000

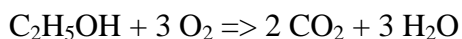
Produktion av etanol

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Resurs	Råolja	2000	mg	
”	”	Kol	62	mg	
”	”	Naturgas	880	mg	
”	”	Torv	20	mg	
”	”	KCl	2,7	mg	
”	”	Bergssalt	11	mg	
”	”	Uran i malm	0,021	mg	
”	”	Ospecificerat bränsle	0,52	MJ	
Output	Emission	CH ₄	5,7	mg	Luft
”	”	CO	17	mg	”
”	”	CO ₂	7700	mg	”
”	”	N ₂ O	33	mg	”
”	”	NMVOC	3,6	mg	”
”	”	NO _x	88	mg	”
”	”	Partiklar	59	mg	”
”	”	SO _x	6,7	mg	”
”	”	BOD7	72	mg	Vatten
”	”	Cd	0,00077	mg	”
”	”	COD	110	mg	”
”	”	Suspended solids	7,2	mg	”
”	”	Tot-N	300	mg	”
”	”	Tot-P	7,7	mg	”
”	Produkt	Etanol	0,0373	kg	

Referens: Uppenberget et al 1999

Beräkning av mängd sparad etanol/år till Cambi-KREPRO

För att förbruka en mol etanol behövs 6 mol syre (O) enligt följande formel:



Syre: $16 \text{ g/mol} * 6 \text{ mol} = 96 \text{ g}$

Etanol: $46 \text{ g/mol} * 1 \text{ mol} = 46 \text{ g}$

$96/46 = 2,08 \text{ g syre/g etanol} \Rightarrow 2,08 \text{ g COD/g etanol}$

Rejektvattnet från Cambi-KREPRO till Ryaverket innehåller ca 1600 ton COD/år (*Zetterlund 2001*), vilket motsvarar en etanolförbrukning på ca 770 ton. Ryaverket tillsätter idag 512 ton etanol/år (*GRYAAB 2000*), dvs kolkällan kommer att kunna täcka hela etanolbehovet.

Beräkning av mängd tillsatt NaHS/år till KREPRO

Molförhållande: 1 mol sulfid mot 1 mol metall

Metallinnehåll i sulfidfällningen, Hansen 2000

(baseras på siffror från Sjölundaverket i Malmö, 8000 ton TS/år)

	kg	molmassa (kg/kmol)	kmol
Koppar	1025	63,5	16,14
Zink	2600	65,4	39,76
Bly	230	207,2	1,11
Nickel	98	58,7	1,67
Krom	40	52	0,77
Järn	10000	55,85	179,05
Kvicksilver	0,8	200,6	0,00
Kadmium	4,4	112,41	0,04
		Summa	238,54 kmol S ₂
Svavel	32	kg/kmol	
sulfid (S ₂)	64	kg/kmol	
NaHS	56	kg/kmol	

1 mol S₂ ger 2 mol HS

238,54 kmol S₂ ger 477,08 kmol NaHS

56 kg/kmol * 477 kmol = 26716,5 kg NaHS/år

dvs **27 ton NaHS/år**

vilket ger **27000/8000 = 3,4 kg/ton TS**

Produktion av NaHS

Flödestyp	Kategori	Substans	Mängd	Enhet	Media
Input	Hjälpmaterial	Elektricitet	1062	MJ	
Output	Emission	NOx	37	g	Luft
”	”	COD	98	g	Vatten
”	”	Hg	0,006	mg	”
”	Produkt	NaHS	1	ton	

Referens: Frohagen 1997

Transport

Fartyg, Belgien – Sverige 1300 km

Produktion av fosforhandelsgödsel, se Spridning på åkermark bilaga, A1.

Produktion av NH₃, se Samförbränning med avfall, bilaga A2.

Produktion av svavelsyra, järnsulfat och natriumhydroxid, se Bio-Con, bilaga A3.

B. BERÄKNINGAR OCH ANTAGANDEN

B1.1 Beräkning av kväveläckage till luft vid slamspridning

Vid spridning av slammet på åkermark har antagits att 80 % av slammets kväveinnehåll kan ersätta handelsgödselkväve och att resterande 20 % läcker ut till luften. Av dessa 20 % har hälften antagits avgå som ammoniak och hälften som kvävgas (*Bengtsson et al 1997*). Kvävgasen har ingen miljöpåverkan och har ej tagits med i beräkningarna. Jämfört med handelsgödselkväve medför slamspridning högre emissioner av nitrat och lustgas. Dessa har inte tagits med. Slammet från Ryaverket har en genomsnittlig kvävehalt på 32 kg/ton TS (*GRYAAB 2000*). Av detta går 10 % till luft i form av ammoniak.

$$32 \text{ kg/ton TS} * 0,10 = 3,2 \text{ kg N/ton TS}$$

$$M_{\text{kväve}}=14 \text{ g/mol}$$

$$M_{\text{ammoniak}}=17 \text{ g/mol}$$

$$3,2 \text{ kg N/ton TS motsvarar } 3,2 * 17 / 14 = 3,9 \text{ kg NH}_3 \text{ /ton TS}$$

B1.2 Växttillgänglighet

I de tre fallen Bio-Con, Cambi-KREPRO och spridning på åkermark tas fosfor i slammet tillvara som näringsämne. Även kväve kommer marken tillgodo vid slamspridning på åkermark. Vid samförbränning med avfall går dock näringsämnena i slammet förlorade. De positiva effekter som uppnås vid återföring av näringsämnena till marken har inkluderats i beräkningarna genom att uppskatta den mängd handelsgödselnäring som kan sparas in. Uppgifter om produktion av handelsgödsel har inhämtats från Davis et al (*1999*). Som exempel på fosforgödningsmedel har använts data för Triple superphosphate, TSP, som består av 48 % P_2O_5 och kvävegödningsmedel har representerats av ammoniumnitrat, innehållande 35 % N.

I Bio-Cons process utvinns fosfor i form av fosforsyra, medan fosfor i Cambi-KREPRO föreligger som järnfosfat. Även vid slamspridning på åkermark antas fosfor vara i form av järnfosfat, eftersom en järnbaserad fällningskemikalie används i avloppsreningsverket. Växtlighetens upptag av näringsämnen är olika högt beroende på i vilken form ämnena är bundna. Upptaget av fosfor är en komplicerad process och är beroende av flera olika faktorer såsom markens pH, jordart, slammet behandling och tungmetallhalten i jorden (*Linderholm 1997*). Fosforsyra har visat sig vara en mer lättillgänglig form för växter än järnfosfat (*Bengtsson et al 1997*). I denna rapport har antagits att järnfosfat har en växttillgänglighet motsvarande 70 % av den i fosforsyra och fosforhandelsgödsel (*Bengtsson et al 1997*). Detta medför att 0,7 kg TSP antas motsvara 1,3 kg järnfosfat, se beräkning bilaga B1.4.

Kväve finns normalt inte i tillräckliga mängder i slam för att kunna täcka en grödas behov (*Linderholm 1994*). Största delen vattenlösligt kväve går förlorat i reningsverken med det utgående renade avloppsvattnet. Kväve i slam antas här ha en växttillgänglighet motsvarande 80 % av kvävehandelsgödselns (*Bengtsson et al 1997*). Resten antas gå förlorat i form av bland annat läckage till luft vid spridningen.

B1.3 Jämförelse av växttillgänglig kväve i avloppsslam med kvävehandelsgödsel

Avloppsslam från Ryaverket innehåller 32 kg N/ton TS. Då slammet sprids på åkermark minskar behovet av kvävehandelsgödsel. Data för produktion av ett sådant gödselmedel, ammoniumnitrat, har hämtats från Davis et al (1999). Ammoniumnitratet innehåller 35 % N. Av slammets 32 kg N/ton TS antas 80 % nå marken, dvs. 25,6 kg N/ton TS.

Mängd handelsgödsel som behövs för att ersätta 1 ton TS slam (25,6 kg N):

$$25,6/0,35=73,1 \text{ kg ammoniumnitrat/ton TS}$$

B1.4 Jämförelse av växttillgänglig fosfor i handelsgödsel med järnfosfat resp. fosforsyra

Slammet som sprids på åkermark innehåller fosfor i form av järnfosfat. Järnfosfat antas ha sämre växttillgänglighet än handelsgödsel fosfor. Enligt Bengtsson et al (1997) är ett rimligt värde på järnfosfatens växttillgänglighet ca 70 % av handelsgödsel fosfor. Uppgifter på tillverkning av ett fosforgödselmedel, triple superfosfat TSP, har hämtats från Davis et al (1999). TSP består av 48 % P_2O_5 . 1 kg TSP innehåller lika mycket fosfor som 1,305 kg $FePO_4$ enligt dessa beräkningar:

$$1 \text{ kg TSP} \Rightarrow 0,48 \text{ kg } P_2O_5 \Rightarrow 4,32 \text{ mol } P_2O_5 \Rightarrow 8,65 \text{ mol P} \Rightarrow 1,305 \text{ kg } FePO_4$$

Med antagandet att 1 kg fosfor i $FePO_4$ har 70 % av växttillgängligheten hos TSP fås:

$$0,7 \text{ kg TSP motsvarar } 1,305 \text{ kg } FePO_4$$

Vad gäller fosforsyra har antagandet gjorts att växttillgängligheten är lika bra hos fosforsyra som fosforhandelsgödsel. Uppgifter om produktion av fosforhandelsgödsel, triple superfosfat, har hämtats från Davis et al (1999).

B1.5 Kadmium i fosforhandelsgödsel

Det har antagits att fosforhandelsgödsel som används i Sverige har ett kadmiuminnehåll på 5 mg/kg P. Över denna gräns tas en skatt på 30 kr/g Cd ut (Davis och Haglund 1999).

$$1 \text{ kg TSP motsvarar } 0,48 \text{ kg } P_2O_5 \Rightarrow 4,32 \text{ mol } P_2O_5 \Rightarrow 8,65 \text{ mol P} \Rightarrow 0,268 \text{ kg P}$$

$$5 \text{ mg Cd/kg P} * 0,268 \text{ kg P} = 1,34 \text{ mg Cd/kg TSP}$$

Slam från Ryaverket innehåller ca 50 mg Cd/kg P

B2.1 Beräkning av ersättning av fjärrvärmeproduktion, enligt MARTES

I Cambi-KREPRO framställs ånga från förbränning av biogas som annars skulle använts för fjärrvärmeproduktion. Ångframställningen *förbrukar* 7 GWh/år. Vid förbränning av den organiska slamfraktionen i Cambi-KREPRO *produceras* 22,6 GWh fjärrvärme/år. Förbränning av slam i Bio-Con *ger* 30,5 GWh fjärrvärme/år. Förbränning av slam tillsammans med avfall *ger* 47,8 GWh fjärrvärme/år.

I tabell B2.1.1 nedan visas vilka energislag som kommer att ersätta/ersättas av den minskade respektive ökade produktionen av fjärrvärme. Ersättning av spillvärme antas inte ha någon miljöpåverkan, eftersom spillvärmens finns ändå. Förbränningen av slam antas ske jämnt fördelat över året och alltså inte enbart då fjärrvärmebehovet är stort. Om man istället antog att slammet skulle brännas då mest fjärrvärme behövdes, skulle besparingen av olja och naturgas bli ännu större, medan en mindre andel spillvärme skulle ersättas. Alla värden är framtagna för Göteborg; Ryaverkets slamproduktion på 15920 ton TS/år (*GRYAAB 2000*), samt för den nuvarande fjärrvärmeproduktion som finns i Göteborg.

Tabell B2.1.1. Energislag som kommer ersätta/ersättas av den minskade respektive ökade fjärrvärmeproduktionen

Ersättning av:	Cambi-KREPRO 7 GWh	Cambi-KREPRO -22,6 GWh	Bio-Con -30,5 GWh	Samförbränning -47,8 GWh
Naturgas	3,8	-11,0	-14,8	-16,9
Olja	0,5	-1,5	-2,0	-3,1
Biobränsle (tallbeckolja)	0,1	-1,5	-2,0	-8,9
Spillvärme	2,6	-8,7	-11,7	-18,9
Summa	7,0	-22,6	-30,5	-47,8

Värmeproduktionen från avfall förändras ej.

B2.2 Svensk genomsnittsel enligt LCAiTs databas består utav:

- Vattenkraft: 46,8 %
- Kärnkraft: 46,55 %
- Oljekondenskraft: 2,70 %
- Kraftvärmeverk, biobränslen: 1,70 %
- Kolkondenskraft: 1,55 %
- Kraftvärmeverk, naturgas: 0,50 %
- Gasturbiner: 0,10 %
- Vindkraft: 0,10 %

Data för samtliga kraftkällor ovan har hämtats från Brännström-Norberg et al, 1996, förutom data för kolkondenskraft.

B3.1 Beräkning av NO_x-emissioner vid förbränning i alternativen samförbränning med avfall samt Cambi-KREPRO

I denna studie har antagits att 10 % av slammets kväveinnehåll bildar kväveoxider vid förbränning, och att resterande mängd bildar kvävgas (*Environmental Protection Agency 1995*). Ammoniak tillsätts i molförhållande 1:1 till mängden kväveoxider. Reduktionsgraden har antagits vara 50 %, resterande mängd kväveoxider antas släppas ut till luft.

Samförbränning med avfall

Kväveinnehåll i Ryaverkets slam: 32 kg N/ton TS

NO_x-bildning vid förbränning: 3,2 kg varav hälften reduceras bort med ammoniak.

NO_x-emissioner: 1,6 kg/ton TS

Cambi-KREPRO

Kväveinnehåll i organisk slamfraktion: 75 ton N/år / 4050 ton TS/år = 18,5 kg N/ton TS (efter uppgifter i Hansen, 2000)

NO_x-bildning vid förbränning: 1,85 kg varav hälften reduceras bort med ammoniak.

NO_x-emissioner: 0,925 kg/ton TS

B3.2 Beräkning av ammoniak tillsats för NO_x-reduktion

Samförbränning med avfall

Enligt B3.1 bildas 3,2 kg NO_x vid förbränning. Förbrukningen av NH₃ antas vara i samma molförhållande som kväveoxidmängden.

3,2 kg NO_x motsvarar 0,070 kmol NO_x

0,070 kmol NH₃ motsvarar 1,2 kg NH₃

Cambi-KREPRO

Enligt B3.1 bildas 1,85 kg NO_x vid förbränning av den organiska fraktionen. På motsvarande sätt som ovan blir då ammoniakförbrukningen:

1,85 kg NO_x motsvarar 0,040 kmol NO_x

0,040 kmol NH₃ motsvarar 0,684 kg NH₃

B3.3 Tungmetallemissioner vid förbränning

I tabell B3.3.1 visas den fördelning av emissioner av tungmetaller som fås vid avfallsförbränning. Dessa uppgifter har erhållits från Olofsson (2001) och bygger på miljörapporten från Renovas avfallsförbränningsanläggning i Sävenäs 1998.

Samförbränning av slam och avfall har enbart gjorts på försök i Sverige. Försöken har gjorts vid Tekniska verken i Linköping, Högdalenverket i Stockholm och vid Uppsala Energis avfallsförbränning. Enligt Stockholm Vatten (1999) visade provförbränningen i Högdalenverket att fördelningen av metallerna Hg, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu och Zn till aska, slagg respektive rengas vid samförbränning av slam och avfall är likartad den fördelning som uppstod vid enbart avfallsförbränning.

Med hänvisning till Stockholm Vatten (1999) antas metallerna i slammet få likadan fördelning vid samförbränning av slam och avfall som metallerna i avfallet vid separat avfallsförbränning. Detta antagande ger följande metallfördelning för samförbränning med slam från Ryaverket:

Tabell B3.3.1. Metallfördelning vid samförbränning av slam och avfall

mg/kg TS	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	Cu
Luftemission	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,1	0,0
Vattenemission	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I flygaska	1,1	5,4	2,7	15,8	241	0,6	16,0
I slagg	0,2	28	15,3	28	402	0,1	370
Summa	1,3	34	18,0	44	644	0,9	386

I fallet med Cambi-KREPRO är det enbart den organiska fraktionen utav slammet som går till samförbränning med avfall. Denna fraktion har en annan sammansättning än det ursprungliga slammet, och därmed blir metallmängderna annorlunda, tabell B3.2.2.

Tabell B3.3.2. Metallfördelning vid förbränning av organisk fraktion, Cambi-KREPRO.

mg/kg TS	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	Cu
Luftemission	0,0	0,1	0,0	0,03	0,1	0,12	0,03
Vattenemission	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0
I flygaska	0,51	2,7	0,95	6,6	72	0,59	12,4
I slagg	0,08	14,2	5,35	11,7	121	0,12	289
Summa	0,59	16,9	6,3	18,4	193	0,83	301

B3.4 Beräkning av utsläppsmängder från Bio-Cons förbränningsanläggning

Mätdata på utsläppen från förbränning av slam i Bio-Cons process är knapphändiga. Istället har de beräknade värdena för maximala förväntade emissioner från förbränning i den planerade anläggningen i Falun använts, vilka alltså kan ligga något högt, se tabell 3.4.1. Värdena är givna i mg/m³ och har räknats om till g/ton TS som indata till LCAiT, med antagandet att rökgasmängderna är 10 600 m³/ton TS (Pantsari 2000).

Följande värden baseras på de förväntade maximala emissioner (mg/m³ rökgaser) som redovisats för en planerad Bio-Con-anläggning i Falun. Rökgasmängden är beräknad till ca 10600 m³/ton TS (Pantsari 2000).

Tabell 3.4.1. Emissioner till luft från förbränning i Bio-Con-processen.

Emissioner till luft	mg/m ³	g/ton TS
CO	50	530
HCl	10	106
HF	1	10,6
Hg	0,05	0,53
NH ₃	10	106
Partiklar	10	106
SO ₂	50	530
TOC	10	106
Dioxin	0,1 ng/m ³	1,06 mg/ton TS

NO_x-utsläppsmängden uppskattas till 1,8 kg/ton TS, enligt Pantsari (2000):

4500 kg NO_x/år förväntas släppas ut från förbränningsanläggningen, som skall förbränna 2500 ton TS/år. $4500 \text{ kg NO}_x/\text{år} / 2500 \text{ ton TS/år} = 1,8 \text{ kg NO}_x/\text{ton TS}$.

B4.1 Index för EPS och ETLång

EPS		Viktningsexponent(/enhet)	
Resources	Biomass	4,00E-02 [kg]	
	Crude oil	5,06E-01 [kg]	
	Crude oil, feedstock	5,06E-01 [kg]	
	Hard coal	4,98E-02 [kg]	
	Iron in ore	9,61E-01 [kg]	
	Iron ore	3,17E-01 [kg]	
	Lead in ore	1,75E+02 [kg]	
	Lignite	4,98E-02 [kg]	
	Natural gas	1,10E+00 [kg]	
	P	4,47E+00 [kg]	
	Softwood	4,00E-02 [kg]	
	Sulphur	1,00E-01 [kg]	
	Uranium in ore	1,19E+03 [kg]	
	Wood	4,00E-02 [kg]	
	Emissions to air	Acetaldehyde	2,11E+00 [kg]
		Acetylene	1,64E+00 [kg]
		As	9,53E+01 [kg]
		Benzene	3,65E+00 [kg]
		Butane	2,15E+00 [kg]
Cd		1,02E+01 [kg]	
CH4		2,72E+00 [kg]	
CO		3,31E-01 [kg]	
CO2		1,08E-01 [kg]	
Cr		2,00E+01 [kg]	
Cr3+		2,00E+01 [kg]	
Cu		0,00E+00 [kg]	
Ethane		1,46E+00 [kg]	
Ethene		3,45E+00 [kg]	
Formaldehyde		6,47E+00 [kg]	
H2S		6,89E+00 [kg]	
HCl		2,13E+00 [kg]	
HF		2,07E+00 [kg]	
Hg		6,14E+01 [kg]	
Methane		2,72E+00 [kg]	
Methanol		1,44E+00 [kg]	
N2O		3,83E+01 [kg]	
NH3		2,90E+00 [kg]	
Ni		0,00E+00 [kg]	
NMVOG		2,14E+00 [kg]	
NMVOG, diesel engines		2,14E+00 [kg]	
NMVOG, el-coal		2,14E+00 [kg]	
NMVOG, natural gas combustion		2,14E+00 [kg]	
NMVOG, oil combustion		2,14E+00 [kg]	
NMVOG, petrol engines		2,14E+00 [kg]	
NMVOG, power plants		2,14E+00 [kg]	
NO2		2,13E+00 [kg]	
NOx		2,13E+00 [kg]	
PAH		6,43E+04 [kg]	
Particles		3,60E+01 [kg]	
Pb		2,91E+03 [kg]	
Pentane		2,25E+00 [kg]	
Propane		2,24E+00 [kg]	
Propene		2,64E+00 [kg]	
SO2		3,27E+00 [kg]	
SOx		3,27E+00 [kg]	
Toluene		1,95E+00 [kg]	
Xylene		2,12E+00 [kg]	
Zn	0,00E+00 [kg]		
Emissions to water	BOD	0,00223 [kg]	
	BOD5	0,00223 [kg]	
	COD	0,00112 [kg]	
	Tot-N	-4,28E-01 [kg]	
	Tot-P	-5,50E-02 [kg]	
Emissions to soil	Cd	5,00E+00 [kg]	
	Hg	1,80E+02 [kg]	

ET lång		Viktningsex (/enhet)	
Resources	Crude oil	1,26E-01 [g]	
	Crude oil, feedstock	1,26E-01 [g]	
	Hard coal	1,54E-02 [g]	
	Hydro power	3,7E+00 [MJ]	
	Natural gas	1,20E-01 [g]	
Emissions to air	As	2,87E+02 [g]	
	Benzene	1,27E+01 [g]	
	Cd	1,46E+04 [g]	
	CH4	9,49E-01 [g]	
	CO	8,24E-01 [g]	
	CO2	3,65E-02 [g]	
	Cr	1,50E+02 [g]	
	Cr3+	1,50E+02 [g]	
	Cu	9,45E+02 [g]	
	Dioxin	1,42E+09 [g]	
	Ethene	1,89E+01 [g]	
	Formaldehyde	1,00E+01 [g]	
	H2S	7,54E+00 [g]	
	HCl	3,30E+00 [g]	
	Hg	9,45E+04 [g]	
	Methane	9,49E-01 [g]	
	Mn	1,54E+03 [g]	
	N2O	9,85E+00 [g]	
	NH3	1,00E+01 [g]	
	Ni	2,87E+02 [g]	
	NOx	3,97E+00 [g]	
	PAH	3,94E+03 [g]	
	Particles	4,17E-02 [g]	
	Pb	1,14E+02 [g]	
	Pentane	5,66E+00 [g]	
	Propene	1,13E+01 [g]	
	Sb	9,45E+02 [g]	
	SO2	3,77E+00 [g]	
	SOx	3,77E+00 [g]	
	Toluene	8,88E+00 [g]	
	Zn	2,87E+02 [g]	
	Emissions to water	As	1,93E+03 [g]
		BOD	3,20E-01 [g]
Cd		9,45E+04 [g]	
CO		8,24E-01 [g]	
Co		9,45E+02 [g]	
COD		3,20E-01 [g]	
Cr		9,45E+02 [g]	
Cr3+		9,45E+02 [g]	
Cu		6,30E+03 [g]	
Dissolved solids		4,17E-02 [g]	
Hg		6,30E+05 [g]	
Mn		1,02E+04 [g]	
N total		3,58E+00 [g]	
Ni		1,93E+03 [g]	
Oil		5,12E+00 [g]	
P total		3,58E+01 [g]	
Pb		7,48E+02 [g]	
Phenol		1,97E+02 [g]	
Sb		6,30E+03 [g]	
Tot-N		3,58E+00 [g]	
Tot-P		3,58E+01 [g]	
Zn		1,93E+03 [g]	
Emissions to soil		Cd	3,47E+01 [g]
	Cr	1,81E-01 [g]	
	Cu	1,93E+00 [g]	
	Hg	1,38E+02 [g]	
	Ni	1,97E+00 [g]	
	PAH	1,89E-01 [g]	
	Pb	1,3E-01 [g]	
Non-elementary outputs: Waste	Zn	4,72E-01 [g]	
	Ashes	4,17E-02 [g]	

B4.2 Beräkning av fosfor-index

I den resursförbrukningskategori som använts vid karakteriseringen ingick inte något index för fosfor. Därför har ett sådant index tagits fram, med samma metod som övriga index i samma kategori tagits fram, s k resource-to-use ratio. Detta index W tas fram på följande sätt:

$$W=G/R,$$

där G=nuvarande global konsumtion av resursen

R=reserver, ekonomiskt och tekniskt möjliga att utvinna idag

Enligt Naturvårdsverket (1997)

G= 19 miljoner ton/år (1992)

R=3385 miljoner ton

$$\Rightarrow W=0,005613$$

B4.3 Normaliseringsberäkning

Här beskrivs närmare hur uppgifterna i tabell 11 tagits fram. Data för hela Sveriges miljöpåverkan har hämtats från SCB (*Hellström et al 2000, Kärrman et al 2001*). Resultaten för de fyra slamhanteringsalternativen har räknats om till enheten [/person, år], genom att räkna ut det totala bidraget från allt slam från Ryaverket under ett år (15 920 ton TS) dividerat med antalet personer anslutna till Ryaverket (588 639). Som exempel visas beräkningen för kadmium till mark i fallet spridning på åkermark:

Nettotillförseln av kadmium till åkermark i detta alternativ är 1,21 mg/ton TS.

$$1,21 \text{ mg/ton TS} * 15920 \text{ ton TS/år} / 588639 \text{ personer} = 32,7 \text{ mg/person, år}$$

Detta värde divideras sedan med det totala bidraget i Sverige, 430 mg/person, år, för att få den procentuella andelen, 7,6 %. De övriga värdena i tabellen har beräknats på samma sätt.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
61		Metals	kg	-1,71E-07	-	-8,85E-08	-	-8,26E-08	-	-	-	-
62		Methane	kg	-9,98E-02	-	-4,88E-02	-1,01E-03	-5,00E-02	-	-	-	-
63		Mg	kg	-5,21E-05	-	-5,21E-05	-	-	-	-	-	-
64		Mn	kg	-4,01E-05	-	-1,79E-06	-3,83E-05	-	-	-	-	-
65		Mo	kg	-1,00E-05	-	-2,45E-07	-8,69E-06	-	-1,07E-06	-	-	-
66		N2O	kg	-3,70E-01	2,01E-04	-6,34E-04	-1,01E-04	-5,54E-06	-	-1,07E-04	-1,55E-05	-
67		Na	kg	-5,01E-05	-	-	-	-	-5,01E-05	-	-	-
68		NH3	kg	3,90E+00	9,18E-06	-7,45E-07	-	-3,92E-07	-	-7,36E-07	-	-
69		Ni	kg	-3,39E-04	4,56E-05	-1,47E-05	-5,05E-05	-1,92E-09	-4,35E-05	-4,00E-06	-	-
70		NMVOG	kg	9,60E-02	2,20E-01	-3,65E-04	-	-	-	-	-	-
71		NMVOG, diesel engines	kg	-4,90E-04	-	-2,66E-04	-	-2,24E-04	-	-	-	-
72		NMVOG, natural gas combustion	kg	2,65E-04	-	-5,57E-05	-	-	-	-	-	-
73		NMVOG, oil combustion	kg	-2,30E-02	-	-7,55E-03	-	-	-	-1,54E-02	-	-
74		NMVOG, petrol engines	kg	-6,51E-14	-	-3,26E-14	-	-3,24E-14	-	-	-	-
75		NMVOG, power plants	kg	-2,40E-04	-	-1,48E-04	-	-9,18E-05	-	-	-	-
76		NO2	kg	-3,46E-01	-	-	-	-	-	-	-	-
77		NOx	kg	1,95E+00	7,29E-02	-4,81E-02	-2,02E-02	-6,28E-03	-1,07E-02	-5,37E-03	-	-8,35E-03
78		Other organics	kg	-4,75E-07	-	-2,19E-07	-	-2,56E-07	-	-	-	-
79		PAH	kg	-3,71E-06	-	-2,19E-10	-	-2,56E-10	-3,34E-08	-	-	-
80		Particles	kg	4,42E-02	4,53E-02	-9,32E-03	-5,05E-03	-4,29E-04	-1,94E-03	-	-	-1,57E-04
81		Particulates	kg	-2,99E-03	-	-	-	-	-	-2,99E-03	-	-
82		Pb	kg	-7,65E-05	3,97E-06	-2,23E-06	-2,69E-05	-2,56E-09	-3,81E-06	-3,50E-07	-	-
83		Pentane	kg	2,26E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
84		Propane	kg	-6,53E-05	-	-	-1,01E-04	-	-2,01E-06	-	-	-
85		Propene	kg	-5,05E-05	-	-	-5,05E-05	-	-	-	-	-
86		Radioactive	Bq	2,83E+09	2,86E+09	-3,66E+07	-	-3,35E+05	-	-2,69E+05	-	-
87		Sb	kg	-5,07E-06	-	-2,25E-07	-4,85E-06	-	-	-	-	-
88		Se	kg	-7,33E-06	-	-2,68E-06	-3,84E-06	-1,02E-09	-8,02E-07	-	-	-
89		Sn	kg	-4,04E-08	-	-4,04E-08	-	-	-	-	-	-
90		SO2	kg	-5,96E-01	7,59E-02	-1,35E-01	-5,05E-02	-4,18E-03	-2,05E-02	-6,52E-03	-	-1,02E-06
91		Sr	kg	-1,82E-06	-	-1,82E-06	-	-	-	-	-	-
92		Th	kg	-2,89E-08	-	-2,89E-08	-	-	-	-	-	-
93		Tl	kg	-4,98E-09	-	-4,98E-09	-	-	-	-	-	-
94		Toluene	kg	-1,55E-04	-	-	-1,01E-05	-	-2,01E-06	-	-	-
95		U	kg	-2,77E-08	-	-2,77E-08	-	-	-	-	-	-
96		V	kg	-2,53E-04	-	-4,58E-05	-3,37E-05	-3,84E-09	-1,74E-04	-	-	-
97		VOC	kg	1,28E-01	-	-5,03E-04	-1,74E-04	-5,27E-04	-	-	-	-
98		VOC, coal combustion	kg	-9,50E-06	-	-4,37E-06	-	-5,12E-06	-	-	-	-
99		VOC, diesel engines	kg	-2,41E-04	-	-1,21E-04	-	-1,20E-04	-	-	-	-
100		VOC, natural gas combustion	kg	-6,80E-13	-	-3,41E-13	-	-3,39E-13	-	-	-	-
101		Xylene	kg	-1,01E-05	-	-	-1,01E-05	-	-	-	-	-
102		Zn	kg	-1,06E-04	-	-4,76E-06	-3,97E-05	-1,28E-08	-2,67E-06	-	-	-
103	Emissions to water	Acid as H+	kg	-5,13E-06	-	-2,66E-06	-	-2,47E-06	-	-	-	-
104		Al	kg	8,65E-04	8,72E-04	-3,47E-06	-	-3,44E-06	-	-	-	-
105		Aromates (C9-C10)	kg	-1,48E-06	-	-9,15E-07	-	-5,68E-07	-	-	-	-
106		As	kg	2,52E-06	2,84E-06	-1,05E-07	-	-	-	-2,21E-07	-	-
107		BOD	kg	-1,81E-05	-	-4,43E-07	-	-4,13E-07	-	-	-	-
108		BOD5	kg	1,26E-04	1,26E-04	-	-	-	-	-	-	-
109		Cd	kg	1,42E-06	1,58E-06	-5,08E-08	-	-	-	-1,07E-07	-	-
110		Cl-	kg	9,12E-02	7,53E-01	-7,88E-02	-	-5,95E-02	-	-5,27E-02	-	-
111		CN-	kg	6,70E-06	6,70E-06	-	-	-	-	-	-	-
112		CO	kg	1,71E-06	1,71E-06	-	-	-	-	-	-	-
113		COD	kg	3,61E-03	4,16E-03	-8,85E-07	-	-8,26E-07	-	-	-	-
114		Cr	kg	2,11E-05	2,11E-05	-	-	-	-	-	-	-
115		Cr3+	kg	-2,36E-06	-	-7,60E-07	-	-	-	-1,60E-06	-	-
116		Cu	kg	6,92E-06	6,92E-06	-	-	-	-	-	-	-
117		Dissolved organic carbon	kg	-4,56E-14	-	-2,28E-14	-	-2,27E-14	-	-	-	-
118		Dissolved solids	kg	-6,92E-03	-	-3,47E-03	-	-3,44E-03	-	-	-	-
119		F-	kg	-2,15E-05	3,18E-05	-2,09E-05	-	-1,03E-05	-	-2,21E-05	-	-
120		Fe	kg	-7,22E-03	-	-7,21E-03	-	-6,90E-06	-	-	-	-

	M	N	O	P	Q	R	S
1							
2							
3							
4	Transport Landskrona-GBG	Transport slam till åkermark	Natural gas combustion	Natural gas production	Produktion TSP	Produktion ammoniumnitrat	Spridning
5	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	1,87E-02	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-
10	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-	-	-
15	-	-	-	3,91E+00	-	-	-
16	-	-	-	-	-1,42E+01	-	-
17	-	-	-	-	-	-	-
18	-	-	-	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-	-	-
20	-	-	-	-	-	-	-
21	-	-	-	-	-	-	-
22	-	-	-	-	-	-	-
23	-	-	-	-	-	-	-
24	-	-	-	-	-	-	-
25	-	-	-	-	-	-	-
26	-	-	-	-	-	-	-
27	-	-	-	-	-	-	-
28	-	-	-	-	-	-	-
29	-	-	1,89E-07	-	-	-	-
30	-	-	-	-	-	-	-
31	-	-	-	-	-	-	-
32	-	-	-	-	-	-	-
33	-	-	-	-	-	-	-
34	-	-	-	-	-	-	-
35	-	-	-	-	-	-	-
36	-	-	-	-	-	-	-
37	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	7,55E-05	-	-1,70E-04	-4,65E-04	-
39	-	-	1,89E-09	-	-	-	-
40	-	-	1,32E-04	-	-	-	-
41	-	-	-	-	-	-	-
42	-	-	-	-	-6,34E-06	-5,60E-06	-
43	-	-	3,77E-04	3,96E-04	-8,07E-02	-7,24E-02	1,09E-03
44	-	-	-	-	-	-	-
45	-1,14E-03	1,09E-01	2,64E-03	6,49E-05	-6,04E-02	-3,07E-02	3,61E-01
46	-8,78E-01	8,32E+01	1,12E+01	5,94E-01	-4,38E+01	-7,27E+01	8,03E+01
47	-	-	-	-	-2,99E-06	-4,37E-05	-
48	-	-	-	-	-	-	-
49	-	-	-	-	-1,57E-05	-4,03E-05	-
50	-	-	-	-	-	-	-
51	-	-	-	-	-	-1,51E-04	-
52	-	-	-	-	-	-3,03E-04	-
53	-	-	-	-	-	-	-
54	-	-	1,89E-05	-	-	-	-
55	-	-	-	-	-	-	-
56	-	-	-	-	-	-	-
57	-	-	-	-	-	-	-
58	-	-	-	-	-	-	-
59	-	-	1,04E-08	-	-9,70E-07	-3,67E-07	-
60	-6,14E-04	5,76E-02	-	-	-	-	-

	M	N	O	P	Q	R	S
61	-	-	-	-	-	-	-
62	-	-	-	-	-	-	-
63	-	-	-	-	-	-	-
64	-	-	-	-	-	-	-
65	-	-	-	-	-	-	-
66	-	-	1,89E-05	8,83E-06	-4,08E-03	-3,75E-01	8,87E-03
67	-	-	-	-	-	-	-
68	-	-	-	-	-2,08E-05	-	3,90E+00
69	-	-	-	-	-1,41E-04	-1,31E-04	-
70	-	-	-	-	-9,23E-02	-3,17E-02	-
71	-	-	-	-	-	-	-
72	-	-	-	3,21E-04	-	-	-
73	-	-	-	-	-	-	-
74	-	-	-	-	-	-	-
75	-	-	-	-	-	-	-
76	-	-	-	-	-	-3,46E-01	-
77	-9,00E-03	8,96E-01	8,87E-03	2,81E-03	-2,61E-01	-1,20E-01	1,46E+00
78	-	-	-	-	-	-	-
79	-	-	1,89E-06	-	-8,55E-08	-8,19E-06	2,71E-06
80	-1,69E-04	1,60E-02	3,77E-05	-	-	-	-
81	-	-	-	-	-	-	-
82	-	-	-	-	-1,32E-05	-3,40E-05	-
83	-	-	2,26E-04	-	-	-	-
84	-	-	3,77E-05	-	-	-	-
85	-	-	-	-	-	-	-
86	-	-	-	-	-	-	-
87	-	-	-	-	-	-	-
88	-	-	-	-	-	-	-
89	-	-	-	-	-	-	-
90	-1,10E-06	1,02E-04	9,44E-05	4,51E-05	-5,45E-01	-1,12E-01	2,02E-01
91	-	-	-	-	-	-	-
92	-	-	-	-	-	-	-
93	-	-	-	-	-	-	-
94	-	-	3,77E-05	-	-5,10E-06	-1,75E-04	-
95	-	-	-	-	-	-	-
96	-	-	-	-	-	-	-
97	-	-	-	-	-	-8,73E-04	1,30E-01
98	-	-	-	-	-	-	-
99	-	-	-	-	-	-	-
100	-	-	-	-	-	-	-
101	-	-	-	-	-	-	-
102	-	-	-	-	-1,40E-05	-4,48E-05	-
103	-	-	-	-	-	-	-
104	-	-	-	-	-	-	-
105	-	-	-	-	-	-	-
106	-	-	-	-	-	-	-
107	-	-	-	-	-1,55E-05	-1,76E-06	-
108	-	-	-	-	-	-	-
109	-	-	-	-	-	-	-
110	-	-	-	-	-3,09E-01	-1,61E-01	-
111	-	-	-	-	-	-	-
112	-	-	-	-	-	-	-
113	-	-	-	-	-4,99E-04	-4,40E-05	-
114	-	-	-	-	-	-	-
115	-	-	-	-	-	-	-
116	-	-	-	-	-	-	-
117	-	-	-	-	-	-	-
118	-	-	-	-	-	-	-
119	-	-	-	-	-	-	-
120	-	-	-	-	-	-	-

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
1	Inventary matrix: förbr, med avfall												
2	Calculated for a reference flow of 1 ton TS of Sludge												
3													
4	INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Deponering	Deponi	Diesel production	Electricity, European average	Electricity, Swedish average	Förbränning	Hard coal combustion	Hard coal production	Heavy fuel oil combustion	Heavy fuel oil production
5	Resources	Bentonite	kg -1,66E-03	-	-	-	-	-1,66E-03	-	-	-	-	-
6		Biomass	kg -3,03E+00	-	-	-	2,26E-06	-3,01E+00	-	-	1,29E-12	-	-2,13E-02
7		Chalk	kg 4,77E-07	-	-	-	2,89E-08	-	-	-	4,49E-07	-	-
8		Clay	kg 1,02E-07	-	-	-	6,18E-09	-	-	-	9,56E-08	-	-
9		Copper in ore	kg -2,39E-03	-	-	-	-	-2,39E-03	-	-	-	-	-
10		Crude oil	kg -2,06E+01	-	-	2,64E+00	2,41E-03	-2,59E+00	-	-	3,68E-03	-	-2,02E+01
11		Crude oil, feedstock	kg 2,40E-08	-	-	-	1,37E-09	-	-	-	2,26E-08	-	-
12		Ground water	kg 6,41E-09	-	-	-	3,66E-10	-	-	-	6,04E-09	-	-
13		Hard coal	kg -3,07E+00	-	-	5,07E-02	-	-2,89E+00	-	-	2,24E-01	-	-4,71E-01
14		Hydro power	J -5,85E+08	-	-	-	4,20E+04	-5,85E+08	-	-	-	-	-
15		Hydro power-water	kg -2,84E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-2,84E+02
16		Iron ore	kg -1,18E-02	-	-	-	-	-1,18E-02	-	-	-	-	-
17		Lead in ore	kg -4,25E-05	-	-	-	-	-4,25E-05	-	-	-	-	-
18		Lignite	kg -4,14E-01	-	-	4,22E-02	1,07E-02	-2,30E-02	-	-	2,05E-03	-	-4,46E-01
19		Natural gas	kg -7,95E+01	-	-	1,09E-01	1,69E-03	-2,59E-01	-	-	2,04E-04	-	-8,62E-01
20		Sodium chloride	kg 4,77E-07	-	-	-	2,88E-08	-	-	-	4,49E-07	-	-
21		Softwood	kg 7,66E-05	-	-	-	6,75E-06	-	-	-	6,98E-05	-	-
22		Surface water	kg 1,31E-10	-	-	-	-	-	-	-	1,23E-10	-	-
23		Unspecified fuel	J 9,07E-01	-	-	-	1,62E-01	-	-	-	7,45E-01	-	-
24		Uranium (as pure U)	kg -3,48E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-3,48E-05
25		Uranium in ore	kg -4,44E-03	-	-	3,07E-06	9,81E-07	-4,44E-03	-	-	1,39E-07	-	-
26		Water	kg 4,80E+01	-	-	-	-	-	-	-	4,80E+01	-	-
27		Wind power	J -1,24E+06	-	-	-	-	-1,24E+06	-	-	-	-	-
28		Wood	kg 2,59E-03	-	-	2,59E-03	-	-	-	-	-	-	-
29	Non-elementary inputs	Aluminium	kg 2,72E-07	-	-	-	1,65E-08	-	-	-	2,55E-07	-	-
30		Iron	kg 2,85E-07	-	-	-	1,71E-08	-	-	-	2,68E-07	-	-
31		Lime	kg -1,60E-02	-	-	-	-	-1,60E-02	-	-	-	-	-
32		Manganese	kg 1,68E-09	-	-	-	9,57E-11	-	-	-	1,58E-09	-	-
33		Oxygen	kg -1,87E-01	-	-	-	-	-1,87E-01	-	-	-	-	-
34		Renewable fuel	J -2,01E+09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35		Sludge	kg 4,00E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
36		Sulphuric acid	kg -2,68E-02	-	-	-	-	-2,68E-02	-	-	-	-	-
37	Emissions to air	Acetaldehyde	kg -3,79E-06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38		Acetylene	kg 1,95E-06	-	-	-	-	-	-	1,95E-06	-	-	-
39		Aldehydes	kg 5,21E-09	-	-	-	2,54E-10	-	-	-	4,95E-09	-	-
40		Alkanes	kg -4,15E-04	-	-	-	-	-	-	1,95E-06	-	-4,17E-04	-
41		Alkenes	kg -1,89E-05	-	-	-	-	-	-	1,95E-06	-	-2,09E-05	-
42		Aromates (C9-C10)	kg -1,04E-04	-	-	-	6,81E-09	-	-	-	7,02E-08	-	-1,04E-04
43		As	kg -9,31E-06	-	-	4,70E-08	1,40E-09	-	-	2,30E-07	9,87E-11	-9,04E-06	-5,47E-07
44		B	kg 4,11E-07	-	-	-	4,11E-07	-	-	-	-	-	-
45		Be	kg 2,73E-08	-	-	-	-	-	-	2,73E-08	-	-	-
46		Benzene	kg -2,06E-03	-	-	-	5,82E-08	-	-	1,95E-06	-	-	-5,49E-04
47		Benzo(a)pyrene	kg -5,87E-08	-	-	-	2,46E-12	-	-	3,90E-11	5,50E-12	-2,09E-08	-
48		Butane	kg -2,65E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
49		Ca	kg -5,56E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-5,56E-05
50		Cd	kg -2,39E-05	-	-	9,22E-08	7,17E-10	-	-	6,63E-08	9,87E-12	-2,29E-05	-1,12E-06
51		CH4	kg -1,09E-01	-	-	1,04E-02	-	-2,13E-02	-	-	-	-2,09E-03	-8,07E-02
52		CN-	kg -5,49E-06	-	-	7,27E-10	5,85E-10	-	-	-	-	-	-5,49E-06
53		CO	kg -2,08E+00	-	-	1,74E-03	4,00E+00	-4,12E-03	-	4,00E+00	3,94E-05	-2,00E+00	-1,31E-02
54		CO2	kg -3,06E+02	-	-	1,11E+00	3,96E-02	-1,48E+01	-	3,57E-01	1,85E-02	-5,42E+01	-1,04E+01
55		Cr	kg 1,06E-05	-	-	9,07E-08	2,54E-12	-	2,00E-05	1,61E-06	4,95E-11	-1,11E-05	-
56		Cr3+	kg -9,22E-07	-	-	-	2,40E-09	-	-	-	-	-	-9,25E-07
57		Cu	kg 7,25E-06	-	-	-	6,24E-09	-	4,00E-05	1,32E-06	9,87E-11	-3,41E-05	-
58		Dioxin	kg -7,23E-11	-	-	8,99E-12	1,04E-14	-	-	7,80E-14	2,26E-19	-	-8,14E-11
59		Ethane	kg 5,85E-06	-	-	-	-	-	-	5,85E-06	-	-	-
60		Ethene	kg 1,17E-05	-	-	-	-	-	-	1,17E-05	-	-	-
61		Fe	kg -1,25E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-1,25E-04	-
62		Formaldehyde	kg -6,92E-04	-	-	-	-	-	-	3,12E-07	-	-3,13E-04	-
63		H2S	kg -3,60E-06	-	-	5,00E-07	4,35E-10	-	-	-	-	-	-4,10E-06

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
64		HCl	kg	-1,05E-03	-	-	2,53E-05	2,15E-06	-	-	1,95E-04	1,21E-06	-1,00E-03	-2,74E-04
65		Heavy metals	kg	9,90E-22	-	-	-	9,90E-22	-	-	-	-	-	-
66		HF	kg	-3,82E-04	-	-	2,71E-06	3,66E-08	-	-	7,02E-06	-	-1,00E-04	-2,92E-04
67		Hg	kg	1,30E-04	-	-	1,13E-08	2,26E-09	-	1,30E-04	7,80E-09	4,02E-10	-1,04E-07	-1,22E-07
68		Hydrocarbons	kg	5,38E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
69		Metals	kg	3,40E-09	-	-	-	2,06E-10	-	-	-	3,19E-09	-	-
70		Methane	kg	2,08E-03	-	-	-	1,13E-04	-	-	3,90E-05	1,93E-03	-	-
71		Mg	kg	1,21E-07	-	-	-	1,21E-07	-	-	-	-	-	-
72		Mn	kg	1,48E-06	-	-	-	4,17E-09	-	-	1,48E-06	-	-	-
73		Mo	kg	-1,08E-05	-	-	-	5,70E-10	-	-	3,35E-07	-	-1,11E-05	-
74		N2O	kg	-1,83E-03	-	-	1,91E-05	1,47E-06	-2,37E-05	-	3,90E-06	2,14E-07	-1,11E-03	-1,61E-04
75		Na	kg	-5,22E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-5,22E-04	-
76		NH3	kg	-6,95E-06	-	-	8,71E-07	1,73E-09	-1,92E-07	-	-	1,51E-08	-	-7,65E-06
77		Ni	kg	-4,77E-04	-	-	4,32E-06	3,42E-08	-	1,00E-05	1,95E-06	7,41E-11	-4,52E-04	-4,16E-05
78		NMVOG	kg	2,09E-02	-	-	2,09E-02	8,49E-07	-	-	-	-	-	-
79		NMVOG, diesel engines	kg	9,28E-06	-	-	-	6,18E-07	-	-	-	8,66E-06	-	-
80		NMVOG, natural gas com	kg	-6,45E-03	-	-	-	1,30E-07	-	-	-	-	-	-
81		NMVOG, oil combustion	kg	-1,61E-01	-	-	-	1,76E-05	-	-	-	-	-	-1,61E-01
82		NMVOG, petrol engines	kg	1,33E-15	-	-	-	7,59E-17	-	-	-	1,25E-15	-	-
83		NMVOG, power plants	kg	3,89E-06	-	-	-	3,45E-07	-	-	-	3,55E-06	-	-
84		NOx	kg	9,60E-01	-	-	6,91E-03	1,12E-04	-2,33E-02	1,60E+00	7,80E-04	2,43E-04	-1,11E-01	-5,58E-02
85		Other organics	kg	1,04E-08	-	-	-	5,10E-10	-	-	-	9,87E-09	-	-
86		PAH	kg	-3,83E-05	-	-	-	5,10E-13	-1,16E-10	-	-	9,87E-12	-3,48E-07	-
87		Particles	kg	-4,45E-02	-	-	4,29E-03	2,17E-05	-3,36E-03	-	1,95E-04	1,66E-05	-2,02E-02	-
88		Particulates	kg	-3,11E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-3,11E-02
89		Pb	kg	2,81E-05	-	-	3,77E-07	5,19E-09	-	7,00E-05	1,04E-06	9,87E-11	-3,96E-05	-3,64E-06
90		Pentane	kg	-4,55E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
91		Propane	kg	-7,75E-04	-	-	-	-	-	-	3,90E-06	-	-2,09E-05	-
92		Propene	kg	1,95E-06	-	-	-	-	-	-	1,95E-06	-	-	-
93		Radioactive	Bq	2,69E+08	-	-	2,71E+08	8,52E+04	-	-	-	1,30E+04	-	-2,80E+06
94		Rn-222	Bq	-1,66E+07	-	-	-	-	-1,66E+07	-	-	-	-	-
95		Sb	kg	1,88E-07	-	-	-	5,22E-10	-	-	1,87E-07	-	-	-
96		Se	kg	-8,19E-06	-	-	-	6,24E-09	-	-	1,48E-07	3,94E-11	-8,34E-06	-
97		Sn	kg	9,39E-11	-	-	-	9,39E-11	-	-	-	-	-	-
98		SO2	kg	-3,49E-01	-	-	7,20E-03	3,15E-04	-1,54E-02	-	1,95E-03	1,61E-04	-2,13E-01	-6,78E-02
99		Sr	kg	4,23E-09	-	-	-	4,23E-09	-	-	-	-	-	-
100		Th	kg	6,72E-11	-	-	-	6,72E-11	-	-	-	-	-	-
101		Tl	kg	1,16E-11	-	-	-	1,16E-11	-	-	-	-	-	-
102		Toluene	kg	-7,79E-04	-	-	-	-	-	-	3,90E-07	-	-2,09E-05	-
103		U	kg	6,45E-11	-	-	-	6,45E-11	-	-	-	-	-	-
104		V	kg	-1,81E-03	-	-	-	1,06E-07	-	-	1,30E-06	1,48E-10	-1,81E-03	-
105		VOC	kg	-2,06E-01	-	-	-	1,17E-06	-4,64E-03	-	6,71E-06	2,04E-05	-	-
106		VOC, coal combustion	kg	2,08E-07	-	-	-	1,02E-08	-	-	-	1,98E-07	-	-
107		VOC, diesel engines	kg	4,92E-06	-	-	-	2,81E-07	-	-	-	4,64E-06	-	-
108		VOC, natural gas combus	kg	1,39E-14	-	-	-	7,92E-16	-	-	-	1,31E-14	-	-
109		Xylene	kg	3,90E-07	-	-	-	-	-	-	3,90E-07	-	-	-
110		Zn	kg	2,94E-04	-	-	-	1,11E-08	-	3,20E-04	1,53E-06	4,95E-10	-2,78E-05	-
111	Emissions to water	Acid as H+	kg	1,02E-07	-	-	-	6,18E-09	-	-	-	9,56E-08	-	-
112		Al	kg	8,28E-05	-	-	8,27E-05	8,07E-09	-	-	-	1,33E-07	-	-
113		Aromates (C9-C10)	kg	2,40E-08	-	-	-	2,13E-09	-	-	-	2,19E-08	-	-
114		As	kg	-2,03E-06	-	-	2,69E-07	2,44E-10	-	-	-	-	-	-2,29E-06
115		BOD	kg	1,70E-08	-	-	-	1,03E-09	-	-	-	1,60E-08	-	-
116		BOD5	kg	1,20E-05	-	-	1,20E-05	-	-	-	-	-	-	-
117		Cd	kg	-9,63E-07	-	-	1,50E-07	1,18E-10	-	-	-	-	-	-1,11E-06
118		Cl-	kg	-4,74E-01	-	-	7,14E-02	1,83E-04	-	-	-	2,30E-03	-	-5,48E-01
119		CN-	kg	6,35E-07	-	-	6,35E-07	-	-	-	-	-	-	-
120		CO	kg	1,62E-07	-	-	1,62E-07	-	-	-	-	-	-	-
121		COD	kg	3,94E-04	-	-	3,94E-04	2,06E-09	-4,24E-07	-	-	3,19E-08	-	-
122		Cr	kg	2,00E-06	-	-	2,00E-06	-	-	-	-	-	-	-
123		Cr3+	kg	-1,66E-05	-	-	-	1,77E-09	-	-	-	-	-	-1,66E-05
124		Cu	kg	6,57E-07	-	-	6,57E-07	-	-	-	-	-	-	-
125		Dissolved organic carbon	kg	9,31E-16	-	-	-	5,31E-17	-	-	-	8,77E-16	-	-
126		Dissolved solids	kg	-1,55E-03	-	-	-	8,07E-06	-1,69E-03	-	-	1,33E-04	-	-

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
1	Inventary matrix: Bio-Con												
2	Calculated for a reference flow of 1 ton TS of Sludge												
3													
4	INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Deponi	Diesel production	District heat, Swedish average	Electricity, Swedish average	Electricity, European average	Förbränningsugn	Heavy fuel oil combustion	Heavy fuel oil production	Jonbytare	Landskrona-GBG, Heavy truck
5	Resources	kg	1,17E-03	-	-	-	-8,23E-05	-	1,01E-03	-	-	-	-
6	Bentonite	kg	2,09E+00	-	-	-	-1,49E-01	-8,73E-04	1,82E+00	-	-3,03E-02	-	-
7	Biomass	kg	4,69E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	Calcium carbonate	kg	-1,10E-05	-	-	-	-	-1,11E-05	-	-	-	-	-
9	Chalk	kg	7,67E-06	-	-	-	-	-2,39E-06	-	-	-	-	-
10	Clay	kg	3,57E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	Copper in ore	kg	1,91E-01	-	-	-	-1,70E-02	-	2,08E-01	-	-	-	-
12	Copper ore (0.7% Cu)	kg	-3,31E+01	-	-1,86E+00	-3,13E+00	-5,84E-01	-9,30E-01	-1,73E+00	-	-2,88E+01	-	-
13	Crude oil	kg	1,74E-06	-	-	-	-	-5,29E-07	-	-	-	-	-
14	Crude oil, feedstock	kg	4,64E-07	-	-	-	-	-1,41E-07	-	-	-	-	-
15	Ground water	kg	1,46E+01	-	-3,58E-02	-3,42E+00	-1,43E-01	-5,18E+00	1,55E+00	-	-6,70E-01	-	-
16	Hard coal	kg	3,55E+08	-	-	-4,26E+07	-2,90E+07	-1,62E+07	3,56E+08	-	-	-	-
17	Hydro power	J	-2,70E+02	-	-	-	-	-	-	-	-4,03E+02	-	-
18	Hydro power-water	kg	5,52E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	Iron in ore	kg	7,80E-03	-	-	-	-5,86E-04	-	7,18E-03	-	-	-	-
20	Iron ore	kg	6,34E-06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	Lead in ore	kg	2,37E-03	-	-	-	-2,11E-04	-	2,58E-03	-	-	-	-
22	Lead ore (1% Pb)	kg	-4,57E+00	-	-2,98E-02	-6,43E-02	-1,14E-03	-4,15E+00	-1,74E-01	-	-6,34E-01	-	-
23	Lignite	kg	-1,26E+00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	Minerals and ores	kg	-6,46E+01	-	-7,69E-02	-1,15E+00	-1,29E-02	-6,50E-01	-6,95E+01	-	-1,23E+00	-	-
25	Natural gas	kg	-1,36E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	P	kg	2,10E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	Rock salt	kg	3,57E-05	-	-	-	-	-1,11E-05	-	-	-	-	-
28	Sodium chloride	kg	3,58E-03	-	-	-	-	-2,61E-03	-	-	-	-	-
29	Softwood	kg	7,09E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30	Sulphur	kg	9,47E-09	-	-	-	-	-2,88E-09	-	-	-	-	-
31	Surface water	J	2,06E+02	-	-	-	-	-6,25E+01	-	-	-	-	-
32	Unspecified fuel	J	2,46E-03	-	-	-	-2,20E-04	-	2,70E-03	-	-4,94E-05	-	-
33	Uranium (as pure U)	kg	-5,75E-05	-	-2,17E-06	-3,29E-04	-	-3,79E-04	-1,47E-05	-	-	-	-
34	Uranium in ore	kg	2,76E+04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35	Water	J	8,80E+05	-	-	-	-6,17E+04	-	7,56E+05	-	-	-	-
36	Wind power	kg	-1,31E-03	-	-1,83E-03	-	-	-	-	-	-	-	-
37	Wood	kg	2,05E-05	-	-	-	-	-6,36E-06	-	-	-	-	-
38	Non-elementary inputs	kg	-9,22E+00	-	-	-9,22E+00	-	-	-	-	-	-	-
39	Aluminium	J	4,15E+06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40	Biomass	J	-2,02E+08	-	-	-2,02E+08	-	-	-	-	-	-	-
41	H2	kg	2,12E-05	-	-	-	-	-6,60E-06	-	-	-	-	-
42	Heat	kg	1,13E-02	-	-	-	-7,94E-04	-	9,72E-03	-	-	-	-
43	Iron	kg	1,22E-07	-	-	-	-	-3,69E-08	-	-	-	-	-
44	Lime	kg	1,32E-01	-	-	-	-9,29E-03	-	1,14E-01	-	-	-	-
45	Manganese	kg	-2,79E+00	-	-	-2,79E+00	-	-	-	-	-	-	-
46	Oxygen	J	2,51E+05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
47	Peat	J	-4,52E+08	-	-	-	-	-	-4,52E+08	-	-	-	-
48	Propane	kg	4,00E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
49	Renewable fuel	kg	1,89E-02	-	-	-	-1,33E-03	-	1,63E-02	-	-	-	-
50	Sludge	J	-8,63E+05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51	Sulphuric acid	kg	-2,97E-06	-	-	-	-	-	-3,35E-06	-	-	-	-
52	Unspecified fuel	kg	-3,09E-05	-	-	-3,09E-05	-	-	-	-	-	-	-
53	Emissions to air	kg	3,22E-07	-	-	-	-	-9,82E-08	-	-	-	-	-
54	Acetaldehyde	kg	-8,56E-04	-	-	-1,13E-04	-	-	-1,76E-04	-5,93E-04	-	-	-
55	Acetylene	kg	-7,15E-05	-	-	-3,44E-05	-	-	-8,81E-06	-2,97E-05	-	-	-
56	Aldehydes	kg	-1,90E-04	-	-	-7,84E-06	-	-2,63E-06	-4,41E-05	-1,48E-04	-	-	-
57	Alkanes	kg	-2,05E-05	-	-3,32E-08	-3,29E-06	-	-5,41E-07	-4,05E-06	-1,29E-05	-7,77E-07	-	-
58	Alkenes	kg	-9,96E-05	-	-	-	-	-1,59E-04	-	-	-	-	-
59	Aromates (C9-C10)	kg	-2,37E-03	-	-	-5,44E-05	-	-2,25E-05	-1,57E-03	-	-7,80E-04	-	-
60	As	kg	-6,72E-08	-	-	-	-	-9,48E-10	-4,23E-08	-2,97E-08	-	-	-
61	B	kg	-2,11E-03	-	-	-3,50E-05	-	-	-2,34E-03	-	-	-	-
62	Benzene	kg	-9,91E-05	-	-	-	-	-	-2,35E-05	-7,91E-05	-	-	-
63	Benzo(a)pyrene	kg	-5,02E-05	-	-6,51E-08	-1,01E-06	-	-2,77E-07	-1,02E-05	-3,26E-05	-1,59E-06	-	-
64	Butane	kg	-9,82E-02	-	-7,38E-03	-3,83E-02	-1,06E-03	-	-3,57E-02	-2,97E-03	-1,15E-01	-	-
65	Ca	kg	4,62E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
66	Cd	kg	-9,67E-06	-	-5,14E-10	-	-	-2,26E-07	-2,32E-06	-	-7,81E-06	-	-
67	CH4	kg	-2,57E-01	-	-1,23E-03	-5,00E+00	-2,05E-04	-3,00E+00	0,00E+00	-3,00E+00	-1,87E-02	-	-1,03E-03
68	Cl2	kg	-3,36E+02	-	-7,82E-01	-2,28E+01	-7,35E-01	-1,53E+01	-2,27E+02	-7,70E+01	-1,48E+01	-	-7,90E-01
69	CN-	kg	-2,27E-05	-	-6,41E-08	-	-	-9,82E-10	-4,70E-06	-1,58E-05	-	-	-

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
70		Cr3+	kg	-2,51E-05	-	-	-2,29E-05	-	-9,26E-07	-3,91E-07	-	-1,32E-06	-	-
71		Cu	kg	-9,65E-05	-	-	-1,87E-05	-	-2,41E-06	-1,44E-05	-4,84E-05	-	-	-
72		Dioxin	kg	9,05E-10	-	-6,35E-12	-8,67E-12	-	-4,00E-12	1,03E-09	-	-1,16E-10	-	-
73		Dust	kg	1,41E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
74		Ethane	kg	-8,94E-05	-	-	-8,94E-05	-	-	-	-	-	-	-
75		Ethene	kg	-1,82E-04	-	-	-1,82E-04	-	-	-	-	-	-	-
76		Fe	kg	-2,23E-04	-	-	-	-	-	-5,29E-05	-1,78E-04	-	-	-
77		Formaldehyde	kg	-8,66E-04	-	-	-1,14E-05	-	-	-4,67E-04	-4,45E-04	-	-	-
78		H2S	kg	-7,47E-06	-	-3,53E-07	-	-	-1,68E-07	-1,73E-06	-	-5,83E-06	-	-
79		HC	kg	-9,03E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
80		HCl	kg	1,03E-01	-	-1,79E-05	-2,79E-03	-	-8,29E-04	1,05E-01	-1,42E-03	-3,90E-04	-	-
81		Heavy metals	kg	1,26E-18	-	-	-	-	-3,82E-19	-	-	-	-	-
82		HF	kg	9,90E-03	-	-1,92E-06	-	-	-1,41E-05	1,04E-02	-1,42E-04	-4,15E-04	-	-
83		Hg	kg	5,30E-04	-	-7,96E-09	-1,71E-07	-	-8,72E-07	5,30E-04	-1,48E-07	-1,74E-07	-	-
84		Hydrocarbons	kg	1,37E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-5,53E-04
85		Metals	kg	2,56E-07	-	-	-	-	-7,94E-08	-	-	-	-	-
86		Methane	kg	-4,00E-02	-	-	-	-	-4,38E-02	-	-	-	-	-
87		Mg	kg	-9,12E-06	-	-	-	-	-4,68E-05	-	-	-	-	-
88		Mn	kg	-1,10E-06	-	-	-	-	-1,61E-06	-	-	-	-	-
89		Mo	kg	-1,99E-05	-	-	-	-	-2,20E-07	-4,70E-06	-1,58E-05	-	-	-
90		N2O	kg	-7,08E-03	-	-1,35E-05	-8,32E-05	-1,18E-06	-5,69E-04	-1,02E-03	-1,58E-03	-2,29E-04	-	-
91		Na	kg	-9,29E-04	-	-	-	-	-	-2,20E-04	-7,42E-04	-	-	-
92		NH3	kg	1,08E-01	-	-6,15E-07	-	-9,52E-09	-6,68E-07	1,06E-01	-	-1,09E-05	-	-
93		Ni	kg	-1,06E-03	-	-3,05E-06	-3,11E-05	-	-1,32E-05	-2,09E-04	-6,43E-04	-5,91E-05	-	-
94		NM VOC	kg	-1,35E-01	-	-1,48E-02	-3,49E-02	-	-3,28E-04	-	-	-	-	-
95		NM VOC, diesel engines	kg	6,22E-04	-	-	-1,22E-04	-	-2,39E-04	-	-	-	-	-
96		NM VOC, el-coal	kg	6,37E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
97		NM VOC, natural gas combustion	kg	-5,18E-03	-	-	-8,53E-05	-	-5,00E-05	-5,69E-03	-	-	-	-
98		NM VOC, oil combustion	kg	-2,83E-01	-	-	-	-	-6,77E-03	-6,79E-02	-	-2,28E-01	-	-
99		NM VOC, petrol engines	kg	7,83E-14	-	-	-1,77E-14	-	-2,93E-14	-	-	-	-	-
100		NM VOC, power plants	kg	1,32E-04	-	-	-5,01E-05	-	-1,33E-04	-	-	-	-	-
101		NO2	kg	7,06E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
102		NOx	kg	1,08E+00	-	-4,88E-03	-6,19E-02	-1,16E-03	-4,32E-02	1,47E+00	-1,58E-01	-7,94E-02	-	-8,09E-03
103		Other organics	kg	6,45E-07	-	-	-	-	-1,97E-07	-	-	-	-	-
104		PAH	kg	-3,04E-05	-	-	-	-5,74E-12	-1,97E-10	-3,36E-05	-4,94E-07	-	-	-
105		Particles	kg	-8,57E-02	-	-3,03E-03	-1,96E-02	-	-8,36E-03	-2,82E-02	-2,87E-02	-	-	-1,52E-04
106		Particulates	kg	7,56E-02	-	-	-	-1,67E-04	-	1,08E-01	-	-4,42E-02	-	-
107		Pb	kg	-1,06E-04	-	-2,66E-07	-1,50E-05	-	-2,00E-06	-1,83E-05	-5,64E-05	-5,17E-06	-	-
108		Pentane	kg	-3,62E-03	-	-	-6,00E-05	-	-	-4,02E-03	-	-	-	-
109		Propane	kg	-7,07E-04	-	-	-7,56E-05	-	-	-6,78E-04	-2,97E-05	-	-	-
110		Propene	kg	-3,44E-05	-	-	-3,44E-05	-	-	-	-	-	-	-
111		Radioactive	Bq	-2,28E+11	-	-1,92E+08	-2,28E+11	-	-3,29E+07	-1,18E+06	-	-3,98E+06	-	-
112		Rn-222	Bq	1,05E+07	-	-	-1,21E+06	-8,23E+05	-	1,01E+07	-	-	-	-
113		Sb	kg	-2,78E-06	-	-	-2,64E-06	-	-2,02E-07	-	-	-	-	-
114		Se	kg	-1,56E-05	-	-	-2,09E-06	-	-2,41E-06	-3,53E-06	-1,19E-05	-	-	-
115		Sn	kg	2,32E-08	-	-	-	-	-3,62E-08	-	-	-	-	-
116		SO2	kg	-3,05E-01	-	-5,08E-03	-5,82E-02	-7,64E-04	-1,22E-01	4,05E-01	-3,03E-01	-9,64E-02	-	-9,87E-07
117		SOx	kg	-6,57E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
118		Sr	kg	-1,25E-06	-	-	-	-	-1,63E-06	-	-	-	-	-
119		Th	kg	1,06E-09	-	-	-	-	-2,59E-08	-	-	-	-	-
120		Ti	kg	8,53E-09	-	-	-	-	-4,47E-09	-	-	-	-	-
121		TOC	kg	1,06E-01	-	-	-	-	-	1,06E-01	-	-	-	-
122		Toluene	kg	-6,55E-04	-	-	-1,89E-05	-	-	-6,78E-04	-2,97E-05	-	-	-
123		U	kg	-4,40E-09	-	-	-	-	-2,49E-08	-	-	-	-	-
124		V	kg	-3,28E-03	-	-	-1,84E-05	-	-4,11E-05	-7,64E-04	-2,57E-03	-	-	-
125		VOC	kg	-4,12E-02	-	-	-7,21E-04	-2,30E-04	-4,52E-04	-4,24E-02	-	-	-	-
126		VOC, coal combustion	kg	1,01E-05	-	-	-2,79E-06	-	-3,93E-06	-	-	-	-	-
127		VOC, diesel engines	kg	2,90E-04	-	-	-6,55E-05	-	-1,09E-04	-	-	-	-	-
128		VOC, natural gas combustion	kg	8,21E-13	-	-	-1,85E-13	-	-3,06E-13	-	-	-	-	-
129		Xylene	kg	-5,51E-06	-	-	-5,51E-06	-	-	-	-	-	-	-
130		Zn	kg	-8,72E-05	-	-	-2,17E-05	-	-4,27E-06	-1,18E-05	-3,96E-05	-	-	-
131	Emissions to water	Acid as H+	kg	7,67E-06	-	-	-	-	-2,39E-06	-	-	-	-	-
132		Al	kg	-3,16E-05	-	-5,84E-05	-	-	-3,12E-06	-	-	-	-	-
133		Aromates (C9-C10)	kg	1,12E-06	-	-	-	-	-8,21E-07	-	-	-	-	-
134		As	kg	-4,40E-06	-	-1,90E-07	-2,25E-07	-	-9,42E-08	-9,69E-07	-	-3,26E-06	-	-
135		BOD	kg	-2,40E-05	-	-	-1,03E-05	-	-3,97E-07	-	-	-	-	-
136		BOD5	kg	-6,07E-06	-	-8,46E-06	-	-	-	-	-	-	-	-
137		Cd	kg	-2,16E-06	-	-1,06E-07	-1,26E-07	-	-4,56E-08	-4,70E-07	-	-1,58E-06	-	-
138		Cl-	kg	-1,15E+00	-	-5,04E-02	-	-	-7,08E-02	-2,31E-01	-	-7,79E-01	-	-

	O	P	Q	R	S	T	U	V	W
1									
2									
3									
4	Produktion FeSO4	Produktion TSP	Produktion lut	Produktion saltsyra	Produktion svavelsyra	Produktion kaliumklorid	Torkning	Transport deponi	Upplösare
5	-	-	7,75E-05	1,70E-04	-	-	-	-	-
6	-	-	1,42E-01	3,08E-01	4,37E-04	6,48E-04	-	-	-
7	-	-	-	-	4,68E-05	-	-	-	-
8	-	-	-	1,22E-07	-	-	-	-	-
9	-	-	-	2,61E-08	1,00E-05	-	-	-	-
10	-	-	1,12E-04	2,45E-04	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	1,45E+00	7,21E-01	7,95E-01	9,12E-01	-	-	-
13	-	-	-	5,78E-09	2,28E-06	-	-	-	-
14	-	-	-	1,54E-09	6,03E-07	-	-	-	-
15	-	-	1,66E-01	3,61E-01	2,19E+01	1,94E-02	-	-	-
16	-	-	2,73E+07	6,00E+07	-	-	-	-	-
17	-	-	1,79E+01	2,37E+00	1,04E+02	8,64E+00	-	-	-
18	-	-	5,52E-04	-	-	-	-	-	-
19	-	-	-	1,21E-03	-	-	-	-	-
20	-	-	1,99E-06	4,35E-06	-	-	-	-	-
21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	-	-	3,00E-02	5,61E-02	3,78E-01	1,78E-02	-	-	-
23	-1,26E+00	-	-	-	-	-	-	-	-
24	-	-	6,85E-02	6,64E-01	6,71E-02	7,24E+00	-	-	-
25	-	-1,38E+01	-	-	-	-	-	-	-
26	-3,52E+00	-	8,08E+00	1,64E+01	-	-	-	-	-
27	-	-	-	1,22E-07	4,68E-05	-	-	-	-
28	-	-	-	2,85E-05	6,16E-03	-	-	-	-
29	-	-	-	-	7,09E+01	-	-	-	-
30	-	-	-	3,15E-11	1,23E-08	-	-	-	-
31	-	-	-	6,83E-01	2,68E+02	-	-	-	-
32	-	-	2,19E-06	2,54E-07	3,02E-05	1,06E-06	-	-	-
33	-	-	2,08E-04	4,59E-04	-	3,04E-07	-	-	-
34	-	-	-	-	2,76E+04	-	-	-	-
35	-	-	5,81E+04	1,27E+05	-	-	-	-	-
36	-	-	4,73E-05	2,14E-04	-	2,57E-04	-	-	-
37	-	-	-	6,95E-08	2,68E-05	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	-	-	-	4,15E+06	-	-	-	-	-
40	-	-	-	-	-	-	-	-	-
41	-	-	-	7,21E-08	2,77E-05	-	-	-	-
42	-	-	7,47E-04	1,64E-03	-	-	-	-	-
43	-	-	-	4,04E-10	1,58E-07	-	-	-	-
44	-	-	8,75E-03	1,91E-02	-	-	-	-	-
45	-	-	-	-	-	-	-	-	-
46	-	-	-	-	2,51E+05	-	-	-	-
47	-	-	-	-	-	-	-	-	-
48	-	-	-	-	-	-	4,00E+03	-	-
49	-	-	1,25E-03	2,74E-03	-	-	-	-	-
50	-8,63E+05	-	-	-	-	-	-	-	-
51	-	-	-	2,96E-08	-	3,48E-07	-	-	-
52	-	-	-	-	-	-	-	-	-
53	-	-	-	1,07E-09	4,19E-07	-	-	-	-
54	-	-	2,53E-05	1,32E-06	-	-	-	-	-
55	-	-	1,26E-06	6,62E-08	-	-	-	-	-
56	-	-	6,31E-06	3,60E-07	6,19E-06	-	-	-	-
57	-	-	5,83E-07	4,46E-08	4,10E-07	2,13E-08	-	-	-
58	-	-	-	1,73E-06	5,73E-05	-	-	-	-
59	-	-1,64E-04	3,46E-05	1,82E-05	1,13E-05	1,56E-04	-	-	-
60	-	-	1,26E-09	3,72E-10	5,84E-10	3,48E-09	-	-	-
61	-	-	-	2,07E-05	-	2,44E-04	-	-	-
62	-	-	3,37E-06	1,77E-07	-	-	-	-	-
63	-	-6,15E-06	1,46E-06	9,60E-08	5,69E-08	4,32E-08	-	-	-
64	-	-7,83E-02	5,09E-03	4,55E-03	1,68E-01	2,46E-03	-	-	-
65	-	-	4,62E-03	-	-	-	-	-	-
66	-	-	3,47E-07	6,37E-08	1,13E-07	1,67E-07	-	-	-
67	-1,05E-02	-5,86E-02	0,00E+00	2,61E-03	6,34E-03	0,00E+00	-	5,72E-05	-
68	-2,87E+00	-4,25E+01	4,93E+00	4,94E+00	3,36E+01	2,44E+01	-	3,88E-02	-
69	-	-2,90E-06	6,75E-07	4,28E-08	4,19E-09	8,98E-09	-	-	-

	O	P	Q	R	S	T	U	V	W
70	-	-	5,84E-08	2,04E-08	3,30E-07	2,82E-08	-	-	-
71	-	-1,52E-05	2,06E-06	1,34E-07	4,16E-07	-	-	-	-
72	-	-	5,30E-12	1,69E-12	3,29E-12	3,37E-12	-	-	-
73	-	-	-	-	1,41E-02	-	-	-	-
74	-	-	-	-	-	-	-	-	-
75	-	-	-	-	-	-	-	-	-
76	-	-	7,58E-06	3,97E-07	-	-	-	-	-
77	-	-	1,89E-05	3,95E-06	-	3,48E-05	-	-	-
78	-	-	2,68E-07	8,88E-08	8,42E-08	1,74E-07	-	-	-
79	-2,72E-03	-	3,92E-04	7,35E-04	6,92E-04	-	-	-	-
80	-	-	7,84E-05	1,74E-05	2,47E-03	1,09E-05	-	-	-
81	-	-	-	4,18E-21	1,64E-18	-	-	-	-
82	-	-	2,45E-05	3,95E-06	6,10E-06	9,17E-06	-	-	-
83	-	-9,41E-07	1,42E-08	1,38E-08	2,50E-06	2,40E-08	-	-	-
84	-	-	9,56E-05	-	-	1,79E-03	-	3,18E-05	-
85	-	-	-	8,68E-10	3,34E-07	-	-	-	-
86	-	-	1,31E-03	-	-	2,46E-03	-	-	-
87	-	-	-	5,11E-07	3,72E-05	-	-	-	-
88	-	-	-	1,76E-08	4,89E-07	-	-	-	-
89	-	-	6,73E-07	3,77E-08	1,79E-07	-	-	-	-
90	-	-3,95E-03	7,90E-05	1,99E-05	2,09E-04	5,79E-05	-	-	-
91	-	-	3,16E-05	1,66E-06	-	-	-	-	-
92	-	-2,01E-05	5,08E-07	1,84E-07	1,67E-06	3,19E-07	-	-	-
93	-	-1,37E-04	3,01E-05	2,40E-06	1,72E-06	1,69E-06	-	-	-
94	-	-8,95E-02	3,81E-04	1,73E-03	1,52E-05	2,07E-03	-	-	-
95	-	-	-	2,61E-06	9,80E-04	-	-	-	-
96	-	-	-	-	6,37E-04	-	-	-	-
97	-	-	-	5,08E-05	2,31E-06	5,92E-04	-	-	-
98	-	-	1,01E-02	1,86E-03	3,31E-03	4,89E-03	-	-	-
99	-	-	-	3,20E-16	1,25E-13	-	-	-	-
100	-	-	-	1,46E-06	3,14E-04	-	-	-	-
101	-	-	-	-	7,06E-03	-	-	-	-
102	-3,35E-02	-2,53E-01	1,74E-02	2,33E-02	1,34E-01	8,01E-02	-	6,57E-04	-
103	-	-	-	2,15E-09	8,39E-07	-	-	-	-
104	-	-8,29E-08	2,10E-08	2,97E-07	8,39E-10	3,48E-06	-	-	-
105	-3,29E-03	-	1,77E-03	1,37E-03	-	2,36E-03	-	1,48E-05	-
106	-	-	1,96E-03	3,55E-04	8,64E-03	9,47E-04	-	-	-
107	-	-1,28E-05	2,64E-06	2,19E-07	8,12E-07	1,48E-07	-	-	-
108	-	-	-	3,55E-05	-	4,18E-04	-	-	-
109	-	-	1,26E-06	5,98E-06	-	6,96E-05	-	-	-
110	-	-	-	-	-	-	-	-	-
111	-	-	5,13E+06	2,28E+07	2,70E+06	2,70E+07	-	-	-
112	-	-	7,75E+05	1,70E+06	-	-	-	-	-
113	-	-	-	2,20E-09	6,02E-08	-	-	-	-
114	-	-	5,05E-07	5,28E-08	3,77E-06	-	-	-	-
115	-	-	-	3,96E-10	5,90E-08	-	-	-	-
116	-	-5,28E-01	2,06E-02	1,20E-02	3,41E-01	3,02E-02	-	4,66E-08	-
117	-6,57E-03	-	-	-	-	-	-	-	-
118	-	-	-	1,78E-08	3,62E-07	-	-	-	-
119	-	-	-	2,83E-10	2,67E-08	-	-	-	-
120	-	-	-	4,89E-11	1,30E-08	-	-	-	-
121	-	-	-	-	-	-	-	-	-
122	-	-4,95E-06	1,26E-06	5,98E-06	-	6,96E-05	-	-	-
123	-	-	-	2,72E-10	2,02E-08	-	-	-	-
124	-	-	1,09E-04	6,19E-06	2,26E-06	-	-	-	-
125	-	-	2,17E-04	4,80E-04	1,91E-03	-	-	-	-
126	-	-	-	4,29E-08	1,68E-05	-	-	-	-
127	-	-	-	1,19E-06	4,63E-04	-	-	-	-
128	-	-	-	3,34E-15	1,31E-12	-	-	-	-
129	-	-	-	-	-	-	-	-	-
130	-	-1,36E-05	1,68E-06	1,36E-07	1,93E-06	-	-	-	-
131	-	-	-	2,61E-08	1,00E-05	-	-	-	-
132	-	-	1,51E-06	6,86E-06	1,33E-05	8,18E-06	-	-	-
133	-	-	-	8,97E-09	1,93E-06	-	-	-	-
134	-	-	1,50E-07	4,89E-08	4,71E-08	9,66E-08	-	-	-
135	-	-1,50E-05	-	4,34E-09	1,66E-06	-	-	-	-
136	-	-	2,19E-07	9,90E-07	-	1,19E-06	-	-	-
137	-	-	7,29E-08	2,53E-08	2,28E-08	4,87E-08	-	-	-
138	-	-3,00E-01	3,59E-02	1,28E-02	2,07E-01	2,38E-02	-	-	-

	O	P	Q	R	S	T	U	V	W
139	-	-	-	-	1,12E-04	-	-	-	-
140	-	-	1,16E-08	5,25E-08	-	6,29E-08	-	-	-
141	-	-	2,95E-09	1,34E-08	-	1,60E-08	-	-	-
142	-2,65E-05	-4,84E-04	9,40E-06	3,26E-05	3,34E-06	3,90E-05	-	-	-
143	-	-	3,65E-08	1,65E-07	-	1,98E-07	-	-	-
144	-	-	1,05E-06	1,93E-07	3,41E-07	5,06E-07	-	-	-
145	-	-	1,20E-08	5,43E-08	-	6,50E-08	-	-	-
146	-	-	-	2,24E-16	-	-	-	-	-
147	-	-	7,92E-05	2,07E-04	1,33E-02	-	-	-	-
148	-	-	-	-	8,77E-14	-	-	-	-
149	-	-	1,45E-05	3,01E-06	4,47E-05	7,29E-06	-	-	-
150	-	-	-	7,07E-05	3,26E-04	-	-	-	-
151	-	-	3,80E-10	1,72E-09	-	2,06E-09	-	-	-
152	-	-	-	3,15E-08	6,75E-06	-	-	-	-
153	-	-	-	-	-	-	-	-	-
154	-	-	-	4,34E-09	1,66E-06	-	-	-	-
155	-	-	-	8,77E-09	1,32E-05	-	-	-	-
156	-	-	1,86E-05	-	-	5,71E-05	-	-	-
157	-	-	3,76E-09	8,24E-09	-	-	-	-	-
158	-	-	-	4,95E-07	-	-	-	-	-
159	-	-	-	-	1,26E-05	-	-	-	-
160	-	-	4,47E-07	1,50E-07	1,47E-06	2,89E-07	-	-	-
161	-	-	-	1,94E-08	4,34E-06	-	-	-	-
162	-	-	-	2,63E-10	-	-	-	-	-
163	-	-	-	-	9,76E-08	-	-	-	-
164	-	-	1,22E-03	4,17E-04	4,13E-04	8,07E-04	-	-	-
165	-	-	9,37E-04	3,34E-04	2,93E-04	6,36E-04	-	-	-
166	-	-	-	-	-	-	-	-	-
167	-	-	2,31E-05	1,83E-07	1,71E-07	3,58E-07	-	-	-
168	-	-	1,07E-08	5,61E-18	2,19E-15	-	-	-	-
169	-	-	3,63E-06	1,17E-06	1,14E-06	2,32E-06	-	-	-
170	-	-	4,82E+04	2,11E+05	1,96E+04	2,53E+05	-	-	-
171	-	-	-	-	1,99E-03	-	-	-	-
172	-	-	4,15E-11	1,88E-10	-	2,25E-10	-	-	-
173	-	-	3,25E-06	1,47E-05	-	1,76E-05	-	-	-
174	-	-	1,39E-03	9,42E-04	1,14E-02	9,27E-04	-	-	-
175	-	-	-	1,58E-04	-	-	-	-	-
176	-	-	-	1,70E-07	6,66E-05	-	-	-	-
177	-	-	-	5,59E-07	2,19E-04	-	-	-	-
178	-	-1,38E-03	1,31E-04	8,93E-05	4,24E-05	6,29E-05	-	-	-
179	-	-4,55E-02	-	1,15E-08	2,60E-06	-	-	-	-
180	-	-	9,72E-09	4,40E-08	-	5,27E-08	-	-	-
181	-	-	4,09E-08	3,42E-07	4,41E-06	2,22E-07	-	-	-
182	-	-8,82E-05	-	-	-	-	-	-	-
183	-7,96E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
184	-	-	-	1,78E-02	6,99E+00	-	-	-	-
185	-	-	-	-	-	-	-	-	-
186	-	-	-	-	-	-	-	-	-
187	-	-	-	1,37E-07	5,37E-05	-	-	-	-
188	-	-	5,23E-04	1,14E-03	-	-	-	-	-
189	-	-	-	-	-	-	-	-	-
190	-	-	2,32E-01	2,26E-01	2,21E-01	2,62E+00	-	-	-
191	-	-	3,41E-04	1,49E-03	-	8,87E-07	-	-	-
192	-2,65E-04	-4,70E+00	1,37E-01	1,67E+00	1,75E-01	1,90E+01	-	-	-
193	-	-	-	1,77E-06	6,94E-04	-	-	-	-
194	-	-	8,25E-01	1,81E+00	-	-	-	-	-
195	-	-	6,14E-06	1,33E-05	8,96E-05	2,97E-06	-	-	-
196	-	-	-	2,08E-08	8,14E-06	-	-	-	-
197	-	-	-	-	-	-	-	-	1,62E+02
198	-	-	-	9,63E-05	4,08E-04	-	-	-	-
199	-	-	-	4,11E-03	2,04E-01	-	-	-	-
200	-	-	-	2,66E-10	1,04E-07	-	-	-	-
201	-	-	-	4,63E-06	1,96E-05	-	-	-	-
202	-	-5,05E+02	9,16E-01	-	-	-	-	-	-
203	-	-	-	1,25E-03	-	-	-	-	-
204	-	-	-	-	-	-	-	-	-
205	-	-	-	-	-	-	-	-	-
206	-	-	-	-	-	-	-	-	-
207	-7,30E-02	-	-	5,91E-02	-	-	-	-	-

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
1	Inventory matrix: Cambi-KREPRO													
2	Calculated for a reference flow of 1 ton TS of Sludge													
3														
4	INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Deponi	Diesel production	District heat, Swedish	Electricity, European average	Electricity, Swedish	Förbränning org. slam	Hard coal combustion	Hard coal production	Heavy fuel oil combustion	Heavy fuel oil production	Transport Landskr.- GBG
5	Resources	kg	1,32E-03	-	-	-	-	-8,11E-04	-	-	-	-	-	-
6	Bentonite	kg	2,40E+00	-	-	-	-7,46E-04	-1,47E+00	-	-	7,34E-13	-	-4,58E-02	-
7	Biomass	kg	5,66E-05	-	-	-	-9,52E-06	-	-	-	-	-	-	-
8	Calcium carbonate	kg	2,56E-07	-	-	-	-	-	-	-	2,56E-07	-	-	-
9	Chalk	kg	1,22E-05	-	-	-	-2,04E-06	-	-	-	5,45E-08	-	-	-
10	Clay	kg	3,08E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	Copper in ore	kg	-1,67E-01	-	-	-	-	-1,67E-01	-	-	-	-	-	-
12	Copper ore (0.7% Cu)	kg	-1,58E+01	-	-7,14E-01	-4,28E+00	-7,94E-01	-5,76E+00	-	-	2,10E-03	-	-4,35E+01	-
13	Crude oil	kg	2,75E-06	-	-	-	-4,52E-07	-	-	-	1,29E-08	-	-	-
14	Crude oil, feedstock	kg	7,33E-07	-	-	-	-1,21E-07	-	-	-	3,45E-09	-	-	-
15	Ground water	kg	2,40E+01	-	-1,37E-02	-4,67E+00	-4,42E+00	-1,41E+00	-	-	1,28E-01	-	-1,01E+00	-
16	Hard coal	J	4,09E+08	-	-	-5,83E+07	-	-2,86E+08	-	-	-	-	-	-
17	Hydro power	kg	-1,39E+03	-	-7,77E+00	-	-1,82E+03	-	-	-	-	-	-6,10E+02	-
18	Hydro power-water	kg	1,52E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	Iron in ore	kg	-5,78E-03	-	-	-	-	-5,78E-03	-	-	-	-	-	-
20	Iron ore	kg	5,47E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	Lead in ore	kg	-2,08E-03	-	-	-	-	-2,08E-03	-	-	-	-	-	-
22	Lead ore (1% Pb)	kg	-2,47E+00	-	-1,14E-02	-8,80E-02	-3,54E+00	-1,12E-02	-	-	1,17E-03	-	-9,59E-01	-
23	Lignite	kg	-8,56E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	Minerals and ores	kg	-3,59E+01	-	-2,95E-02	-1,57E+00	-5,55E-01	-1,27E-01	-	-	1,16E-04	-	-1,86E+00	-
25	Natural gas	kg	-1,22E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	P	kg	-3,43E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	Peat	kg	-4,63E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28	Potassium chloroide	kg	2,20E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29	Rock salt	kg	5,67E-05	-	-	-	-9,51E-06	-	-	-	2,56E-07	-	-	-
30	Sodium chloride	kg	6,71E-03	-	-	-	-2,23E-03	-	-	-	3,98E-05	-	-	-
31	Softwood	kg	9,70E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	Sulphur	kg	1,50E-08	-	-	-	-2,46E-09	-	-	-	7,02E-11	-	-	-
33	Surface water	J	3,24E+02	-	-	-	-5,34E+01	-	-	-	4,25E-01	-	-	-
34	Unspecified fuel	kg	-2,40E-03	-	-8,33E-07	-	-3,23E-04	-2,17E-03	-	-	-	-	-7,48E-05	-
35	Uranium (as pure U)	kg	5,24E-03	-	-	-4,49E-04	-	-	-	-	7,94E-08	-	-	-
36	Uranium in ore	kg	-3,02E+05	-	-	-	-4,32E+05	-	-	-	2,73E+01	-	-	-
37	Water	J	9,93E+05	-	-	-	-	-6,08E+05	-	-	-	-	-	-
38	Wind power	kg	1,16E-03	-	-7,03E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	Wood	kg	3,25E-05	-	-	-	-5,43E-06	-	-	-	1,45E-07	-	-	-
40	Non-elementary inputs	kg	-1,26E+01	-	-	-1,26E+01	-	-	-	-	-	-	-	-
41	Aluminium	J	-8,92E+08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
42	Biomass	J	-2,76E+08	-	-	-2,76E+08	-	-	-	-	-	-	-	-
43	Energyware and petrochemical products	kg	3,37E-05	-	-	-	-5,64E-06	-	-	-	1,52E-07	-	-	-
44	Heat	kg	1,28E-02	-	-	-	-	-7,82E-03	-	-	-	-	-	-
45	Iron	kg	1,92E-07	-	-	-	-3,16E-08	-	-	-	9,00E-10	-	-	-
46	Lime	kg	1,49E-01	-	-	-	-	-9,16E-02	-	-	-	-	-	-
47	Manganese	kg	-3,81E+00	-	-	-3,81E+00	-	-	-	-	-	-	-	-
48	Oxygen	J	3,43E+05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
49	Peat	J	-3,14E+08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50	Propane	kg	4,00E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51	Renewable fuel	kg	2,14E-02	-	-	-	-	-1,31E-02	-	-	-	-	-	-
52	Sludge	J	-5,86E+06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
53	Sulphuric acid	kg	-1,57E-06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
54	Unspecified fuel	kg	-4,12E-05	-	-	-4,23E-05	-	-	-	1,11E-06	-	-	-	-
55	Emissions to air	kg	5,10E-07	-	-	-	-8,39E-08	-	-	-	2,82E-09	-	-	-
56	Acetaldehyde	kg	-3,56E-04	-	-	-1,55E-04	-	-	-	1,11E-06	-	-8,98E-04	-	-
57	Acetylene	kg	-5,60E-05	-	-	-4,70E-05	-	-	-	1,11E-06	-	-4,49E-05	-	-
58	Aldehydes	kg	-5,47E-05	-	-	-1,07E-05	-2,25E-06	-	-	-	4,00E-08	-	-2,25E-04	-
59	Alkanes	kg	-8,72E-06	-	-1,27E-08	-4,49E-06	-4,62E-07	-	-	1,31E-07	5,62E-11	-1,95E-05	-1,18E-06	-
60	Alkenes	kg	-2,83E-05	-	-	-	-1,36E-04	-	-	-	-	-	-	-
61	Aromates (C9-C10)	kg	1,56E-08	-	-	-	-	-	-	1,56E-08	-	-	-	-
62	As	kg	-1,03E-03	-	-	-7,44E-05	-1,92E-05	-	-	1,11E-06	-	-	-1,18E-03	-
63	B	kg	-2,56E-08	-	-	-	-8,10E-10	-	-	2,22E-11	3,13E-12	-4,49E-08	-	-
64	Be	kg	-1,14E-03	-	-	-4,79E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
65	Benzene	kg	-2,70E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-1,20E-04	-	-
66	Benzo(a)pyrene	kg	-1,71E-05	-	-2,50E-08	-1,38E-06	-2,36E-07	-	1,25E-06	3,78E-08	5,62E-12	-4,94E-05	-2,41E-06	-
67	Butane	kg	1,95E-02	-	-2,83E-03	-5,24E-02	-3,74E-02	-1,04E-02	-	-	-	-4,49E-03	-1,74E-01	-
68	Ca	kg	1,27E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
69	Cd	kg	-1,87E-06	-	-1,97E-10	-	-1,93E-07	-	-	-	-	-	-1,18E-05	-
70	CH4	kg	-6,53E-01	-	-4,72E-04	-8,00E+00	-3,00E+00	-2,02E-03	-	2,00E+00	2,25E-05	-4,00E+00	-2,83E-02	-9,10E-04
71	Cl2	kg	-1,51E+02	-	-3,00E-01	-3,12E+01	-1,31E+01	-7,24E+00	-	2,03E-01	1,05E-02	-1,17E+02	-2,24E+01	-7,00E-01
72	CN-	kg	5,49E-06	-	-2,46E-08	-	-8,39E-10	-	1,25E-05	9,20E-07	2,82E-11	-2,40E-05	-	-
73	CO2	kg	-3,18E-05	-	-	-3,13E-05	-7,91E-07	-	-	-	-	-	-1,99E-06	-
74	Cr3+	kg	-2,46E-05	-	-	-2,55E-05	-2,06E-06	-	3,13E-05	7,51E-07	5,62E-11	-7,34E-05	-	-

	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB	AC	AD	AE
149	-	-	-	-	-	3,30E-07	1,42E-07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
150	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
151	-	-	-	-	-	2,18E-03	5,67E-04	1,82E-02	-	-	-	-	-	-	-	-
152	-	-	-	-	-	-	3,73E-15	1,20E-13	-	-	-	-	-	-	-	-
153	-	-	-	-	-	4,00E-04	2,07E-05	6,11E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
154	-	-	-	-	-	-	1,18E-03	4,45E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
155	-	-	-	-	-	1,05E-08	4,48E-09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
156	-	-	-	-	-	-	5,24E-07	9,22E-06	-	-	-	-	-	-	-	-
157	-	-	-	2,03E-11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
158	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
159	-	-	-	-	-	-	7,22E-08	2,28E-06	-	-	-	-	-	-	-	-
160	-	-	-	-	-	-	1,46E-07	1,80E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
161	-	-	-	-	-	5,13E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
162	-	-	-	-	-	1,04E-07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
163	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
164	-	-	-	-	-	-	8,23E-06	1,73E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
165	-	-	-	-	-	1,23E-05	7,77E-07	2,01E-06	-	-	-	-	-	-	-	-
166	-	-	-	-	-	-	3,22E-07	5,93E-06	-	-	-	-	-	-	-	-
167	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
168	-	-	-	-	-	-	4,38E-09	1,33E-07	-	-	-	-	-	-	-	-
169	-	-	-	-	-	3,35E-02	2,01E-03	5,65E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
170	-	-	-	-	-	2,58E-02	1,58E-03	4,00E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
171	-	-	-	-	-	6,36E-04	8,91E-07	2,34E-07	-	-	-	-	-	-	-	-
172	-	-	-	-	-	2,94E-07	9,33E-17	3,00E-15	-	-	-	-	-	-	-	-
173	-	-	-	-	-	9,99E-05	5,80E-06	1,56E-06	-	-	-	-	-	-	-	-
174	-	-	-	-	-	1,33E+06	5,53E+05	2,68E+04	-	-	-	-	-	-	-	-
175	-	-	-	-	-	-	2,63E-03	2,71E-03	-	-	-	-	-	-	-	-
176	-	-	-	-	-	1,14E-09	4,90E-10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
177	-	-	-	-	-	8,96E-05	3,84E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
178	-	-	-	-	-	3,84E-02	1,00E-02	1,55E-02	-	-	-	-	-	-	-	-
179	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
180	-	-	-	-	-	-	2,82E-06	9,10E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
181	-	-	-	-	-	-	9,31E-06	3,00E-04	-1,24E-02	-	-	-	-	-	-	-
182	-	-	-	-	-1,22E-03	3,60E-03	2,89E-04	5,80E-05	-5,15E-01	-	-	-	-	-	-	-
183	-	-	-	-	-4,04E-02	-	1,92E-07	3,56E-06	-1,32E-02	-	-	-	-	-	-	-
184	-	-	-	-	-	2,68E-07	1,15E-07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
185	-	-	-	-	-	1,13E-06	3,09E-06	6,03E-06	-	-	-	-	-	-	-	-
186	-	-	-	-	-7,82E-05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
187	-	-	-5,41E-04	-	-	-	-	-	-	-2,51E-01	-	-	-	-	-	-
188	-	-	-	-	-	-	2,97E-01	9,56E+00	-	-	-	-	-	-	-	-
189	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
190	-	-	-	-	-	-	2,27E-06	7,34E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
191	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
192	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
193	-	-	-	-	-	1,44E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
194	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
195	-	-1,18E+01	-	-	-	6,39E+00	5,88E-02	3,02E-01	-	-	-	-	-	-	-	-
196	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
197	-	-	-	-	-	9,40E-03	1,93E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
198	-	-8,50E+01	-1,80E-04	-	-4,17E+00	3,78E+00	5,37E-01	2,40E-01	-	-	-	-	-	-	-	-
199	-	-	-	-	-	-	2,95E-05	9,48E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
201	-	-	-	-	-	2,27E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
202	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
203	-	-	-	-	-	1,69E-04	2,11E-04	1,22E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
204	-	-	-	-	-	-	3,45E-07	1,11E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
205	-	-	-	-	-	-	1,60E-03	5,57E-04	-	-	-	-	-	-	-	-
206	-	-	-	-	-	-	6,84E-02	2,79E-01	-	-	-	-	-	-	-	-
207	-	-	-	-	-	-	4,42E-09	1,42E-07	-	-	-	-	-	-	-	-
208	-	-	-	-	-	-	7,71E-05	2,68E-05	-	-	-	-	-	-	-	-
209	-	-	-	-	-4,48E+02	2,52E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
210	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
211	-	-	-	-	-	-	3,00E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
212	-	-	-4,96E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
213	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,50E+00	-