

Livscykelanalys av aktuella slamhanteringsmetoder för Stockholm Vatten

Samverkansprojekt

R nr 8 - 2004

Uppdraget utfört av Kemisk Miljövetenskap på Chalmers:

Magdalena Svanström, Morgan Fröling, Kristin Johansson och Maria Olsson

i nära samarbete med Boliden Mineral, Econova och Stockholm Vatten

Sammanfattning

En livscykelanalys över fyra olika slamhanteringsalternativ för Stockholm Vatten har utförts. De olika alternativen är:

- Utläggning av slam för restaurering av gruvområden (Boliden)
- Hygienisering samt kompostering av slam tillsammans med andra material för tillverkning av slamprodukt för användning på golfbanor (Econova)
- Spridning av slam på åkermark (Ragn-Sells)
- Oxidation av slam under superkritiska förhållanden med efterföljande fosforextraktion (Aqua Reci)

I studien har delsteg i respektive metod med stor miljöpåverkan identifierats och förslag på förbättringsmöjligheter för de olika metoderna givits. Karakteriseringar har gjorts för fyra olika miljöeffekter: växthuseffekt, försurning, övergödning och resursförbrukning. Dessutom redovisas den primäre energi som åtgår för respektive slamhanteringsmetod. Utvärderingen av slamhanteringsmetoderna har sedan delats upp i olika delar: grundfall, ersatt konstgödning samt emissioner från slam och ersatt konstgödning. De tre delarna representerar olika typer av aktiviteter där säkerheten i tillgänglig information skiljer sig kraftigt. Grundfallet innefattar hela det tekniska systemet utom ersatt konstgödning och emissioner från slam. Emissioner från slam innefattar nitratläckage samt emissioner till luft av lustgas, metan och ammoniak som uppstår under och efter slambehandling genom olika biogeokemiska processers inverkan.

I Bolidens grundfall kommer den största miljöbelastningen från transporten av slam till Aitik. I grundfallet finns också en stor besparing av miljöbelastning i och med produktion och transport av ersatt morän. Ytterligare förbättringsmöjligheter för Boliden skulle vara att använda än bättre transportfordon och arbetsmaskiner.

I grundfallet för Econova innebär slamtransporten från Henriksdalsverket till behandlingsområdet en viktig miljöbelastning liksom transporten av den färdiga slamprodukten. En stor miljöförbättring skulle uppnås om den inledande slamtransporten gjordes med tåg i stället för med lastbil.

I Ragn-Sellssystemets grundfall innebär transportererna av slam viktiga källor till miljöbelastning. Systemets miljöbelastning skulle kunna minskas genom minimering av transportavstånden och ytterligare förbättring av transportfordon.

För Aqua Reci-systemets grundfall ger produktion och transport av magnesiumoxid som används i fosforextraktionen upphov till stor miljöbelastning. För växthuseffekt gäller detta även för lustgas som bildas i SCWO-reaktorn. Den ersatta fjärrvärmen står för en stor besparing av miljöbelastningar. Förbättringsmöjligheter skulle vara att ersätta magnesiumoxiden med en annan alkalie samt att ytterligare utveckla lustgasreningen.

Den del som har störst negativ inverkan på karakteriseringsresultaten visar sig i systemen Boliden, Econova och Ragn-Sells bli emissioner från slam, en del som inte uppkommer alls i Aqua Reci-systemet. Detta är samtidigt den del där osäkerheterna är mycket stora och där mer kunskap behövs för att kunna skilja de olika metoderna åt. I samtliga fyra system har den ersatta konstgödningen en stor betydelse för resultaten. Hur mycket och vilken typ av konstgödning som ersätts i respektive system har starkt påverkat resultaten.

De olika metoderna **bör i nuläget ej rangordnas** sinsemellan på grund av alltför stora osäkerheter vad gäller emissioner från slam och ersatt konstgödning. Dessa två delar har mycket stor betydelse för slutresultatet.

Förord

Stockholm Vatten är intresserat av bra metoder för slamhantering såväl på kort som på lång sikt. Dessa metoder ska uppfylla tekniska, ekonomiska och miljömässiga krav. Därför studerar Stockholm Vatten slamhanteringsfrågor i olika projekt. I det här projektet studeras miljöpåverkan från fyra slamhanteringsmetoder. Tre av dessa metoder tillämpas av Stockholm Vatten idag och den fjärde (Aqua Reci) kan vara aktuell i framtiden.

Projektet har utförts i ett nära samarbete mellan Stockholm Vatten och forskargruppen Kemisk Miljövetenskap på Chalmers Tekniska Högskola.

För projektets genomförande tillsattes en projektgrupp med följande organisation.

Projektorganisation

Beställare: Bengt Göran Hellström – Stockholm Vatten

Styrgrupp: Bengt Göran Hellström, Agnes Mossakowska – Stockholm Vatten

Projektledare: Agnes Mossakowska – Stockholm Vatten

Arbetsgrupp: Magdalena Svanström (uppdragsansvarig), Morgan Fröling, Kristin Johansson, Maria Olsson – forskare från Kemisk Miljövetenskap, Chalmers Tekniska Högskola.

Referensgrupp: Daniel Hellström – Stockholm Vatten, Peter Hugmark – Stockholm Vatten, Karl-Erik Isaksson – Boliden Mineral AB, Tomas Kjellquist – Econova AB

Kvalitetssäkring: Bengt Göran Hellström – Stockholm Vatten

Projektet har finansierats av Stockholm Vatten.

Innehållsförteckning

1	INTRODUKTION	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	SYFTE	2
1.3	MILJÖBELASTNING UR LIVSCYKELPERSPEKTIV	2
1.4	INTERNATIONELL STANDARD FÖR MILJÖMANAGEMENT OCH LIVSCYKELANALYS	4
1.5	RAPPORTENS UPPLÄGG	6
1.6	BESKRIVNING AV DE FYRA SLAMHANTERINGSALTERNATIVEN	7
1.6.1	<i>Boliden</i>	7
1.6.2	<i>Econova</i>	7
1.6.3	<i>Ragn-Sells</i>	9
1.6.4	<i>Aqua Reci</i>	10
1.7	MÅLDEFINITION	12
1.7.1	<i>LCA-studiens syfte</i>	12
1.7.2	<i>Val av studerad funktion</i>	12
1.7.3	<i>Funktionell enhet</i>	12
1.7.4	<i>Omfattning</i>	12
1.7.5	<i>Systemgränser</i>	13
2	INVENTERING	15
2.1	BOLIDEN	16
2.1.1	<i>Beskrivning av det tekniska systemet för Boliden</i>	16
2.1.2	<i>Inventeringsdata för Bolidensystemet</i>	17
2.2	ECONOVA	21
2.2.1	<i>Beskrivning av Econovas tekniska system</i>	21
2.2.2	<i>Inventeringsdata för Econovasystemet</i>	22
2.3	RAGN-SELLS	27
2.3.1	<i>Beskrivning av Ragn-Sells tekniska system</i>	27
2.3.2	<i>Inventeringsdata för Ragn-Sellssystemet</i>	28
2.4	AQUA RECI	30
2.4.1	<i>Beskrivning av det tekniska systemet för Aqua Reci-processen</i>	30
2.4.2	<i>Inventeringsdata för Aqua Reci-systemet</i>	31
2.5	GEMENSAMMA DATA FÖR ENERGI, TRANSPORTER OCH KONSTGÖDNING	37
2.5.1	<i>Framställning av svensk medelel</i>	37
2.5.2	<i>Framställning av europeisk medelel</i>	37
2.5.3	<i>Framställning av kolkraftisel</i>	38
2.5.4	<i>Framställning av svensk medelfjärrvärme</i>	38
2.5.5	<i>Framställning av diesel</i>	38
2.5.6	<i>Framställning av tung eldningsolja</i>	38
2.5.7	<i>Framställning av biogas och naturgas</i>	38
2.5.8	<i>Framställning av gasol</i>	39
2.5.9	<i>Transport med tung lastbil, lastgrad 70 %</i>	39
2.5.10	<i>Transport med tung lastbil, tom returtransport</i>	39
2.5.11	<i>Transport med fraktfartyg</i>	39
2.5.12	<i>Transport med tåg</i>	40
2.5.13	<i>Förbränning av diesel i en arbetsmaskin</i>	40
2.5.14	<i>Förbränning av biogas och naturgas</i>	40

2.5.15	Förbränning av gasol	40
2.5.16	Ersatt konstgödning	40
2.6	EMISSIONER FRÅN BIOGEOKEMISKA PROCESSER.....	42
2.6.1	Emissioner från slam.....	42
2.6.2	Emissioner från ersatt konstgödning.....	47
3	RESULTAT OCH DISKUSSION	50
3.1	INVENTERINGSRESULTAT.....	50
3.2	MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING, KARAKTERISERING.....	50
3.3	KARAKTERISERINGAR, GRUNDFALL.....	51
3.3.1	Boliden, grundfall.....	51
3.3.2	Econova, grundfall	54
3.3.3	Ragn-Sells, grundfall.....	58
3.3.4	Aqua Reci, grundfall.....	61
3.3.5	Jämförelse, grundfall.....	64
3.4	KARAKTERISERINGAR, ERSATT KONSTGÖDNING.....	66
3.4.1	Emissioner från ersatt konstgödning.....	69
3.5	KARAKTERISERINGAR, EMISSIONER FRÅN SLAM.....	70
3.6	MATERIALBALANS KVÄVE.....	73
3.6.1	Boliden	73
3.6.2	Econova.....	74
3.6.3	Ragn-Sells.....	76
3.6.4	Aqua Reci	76
3.7	SAMMANSTÄLLNING AV DE OLIKA SYSTEMEN.....	77
3.7.1	Primärenergi	77
3.7.2	Karakteriseringar.....	79
3.8	SLAMMETS BESTÅNDSDELAR: METALLER, ORGANISKA MILJÖGIFTER.....	83
3.9	NORMALISERING MOT SVENSKA TOTALBELASTNINGAR.....	85
4	SLUTSATSER	86
4.1	DELSTEG I RESPEKTIVE METOD MED STOR MILJÖPÅVERKAN.....	86
4.2	FÖRBÄTTRINGSMÖJLIGHETER FÖR RESPEKTIVE METOD.....	87
4.3	RANGORDNING AV DE OLIKA METODERNA ENLIGT OLIKA MILJÖPARAMETRAR..	87
4.4	REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT ARBETE.....	88
	REFERENSER.....	90

APPENDIX 1	Inventeringsmatris Boliden, scenario 1
APPENDIX 2	Inventeringsmatris Boliden, scenario 2
APPENDIX 3	Inventeringsmatris Econova
APPENDIX 4	Inventeringsmatris Ragn-Sells
APPENDIX 5	Inventeringsmatris Aqua Reci
APPENDIX 5	Karakteriseringsindex

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

De kommunala avloppsreningsverken i Sverige producerar årligen ca 1 miljon ton avvattnat slam [1]. Hur detta slam ska omhändertas är en omdebatterad fråga. I en statlig utredning gjord av miljömålskommittén föreslås det att 75 % av fosfor från avfall och avlopp ska ingå i kretsloppet senast år 2010 [2], till exempel genom återföring av näring till jordbruket. Dock är det viktigt att en sådan återföring kan ske utan risk för hälsa och miljö. Miljömålskommitténs förslag har utretts ytterligare av Naturvårdsverket som föreslagit som delmål att år 2015 ska minst 60 % av fosfor i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften till åkermark. Naturvårdsverket anser också att det år 2008 ska ha testats minst tre olika fosforutvinnande system i full skala [2].

Vid Stockholm Vattens reningsverk produceras årligen 72000 ton avvattnat, rötat slam med en torrsbstanshalt på cirka 30 % [3]. För hantering av detta slam tillämpas för närvarande tre avsättningsmetoder. Allt slam från Henriksdals reningsverk omhändertas av Boliden för att användas som täckmaterial på gruvområden som ska återställas. Nästan allt Brommaverkets slam hämtas av Econova för kompostering tillsammans med annat organiskt material. Denna kompostprodukt används till odling av prydnadsträd och liknande och även till framställning av anläggningsjord. Cirka 4000 ton slam från Bromma används inom projekt ReVAQ på åkermark. Entreprenören för detta slam är Ragn-Sells.

Stockholm Vatten är intresserade av långsiktigt uthållig hantering av slam som uppfyller kommande krav. Därför studerar man också alternativa slambehandlingsmetoder som möjliggör återföring av slammet eller slamfraktioner. En av dessa är Aqua Reciproprocessen. Metoden baseras på oxidation i superkritiskt vatten kombinerat med en återvinningsprocess av oorganiska slamkomponenter som fosfor, fällningskemikalier och tungmetaller. Den ger också återvinning av värmeenergi.

Alla ovan nämnda metoder har en viss inverkan på miljön, vilket Stockholm Vatten är intresserade av att kartlägga med hjälp av livscykelanalys (LCA).

1.2 Syfte

Studiens syfte är att undersöka miljöbelastningen från fyra, för Stockholm Vatten möjliga, slamhanteringsalternativ:

- Användning av slam för återställning av **Boliden** Minerals gruvområde i Aitik
- Framställning av anläggningsjord enligt **Econovas** metod för användning på golfbana
- Användning av slam på åkermark med **Ragn-Sells** Agro som entreprenör
- Oxidation i superkritiskt vatten med efterföljande extraktionsprocess för fosforåtervinning enligt **Aqua Reci**-processen, utvecklad av Chematur och Feralco

I den mån det är möjligt och av intresse ska studien utformas efter Stockholm Vattens specifika situation och lokala förutsättningar. Huvudaktörer eller processnamn har i studien fått ge namn åt respektive system.

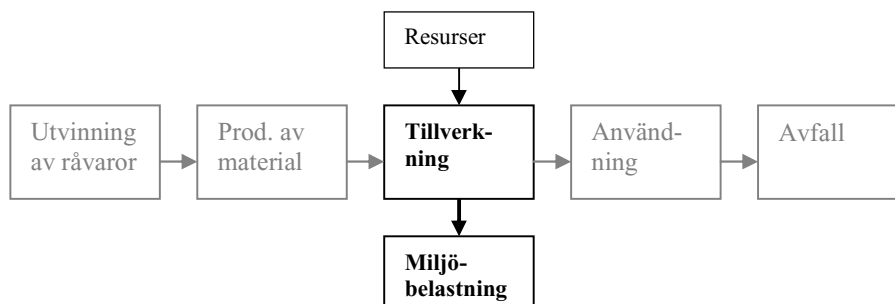
Målen är:

- Att hitta delsteg i respektive metod med stor miljöpåverkan
- Att identifiera förbättringsmöjligheter för respektive metod
- Att om möjligt rangordna de olika metoderna miljömässigt

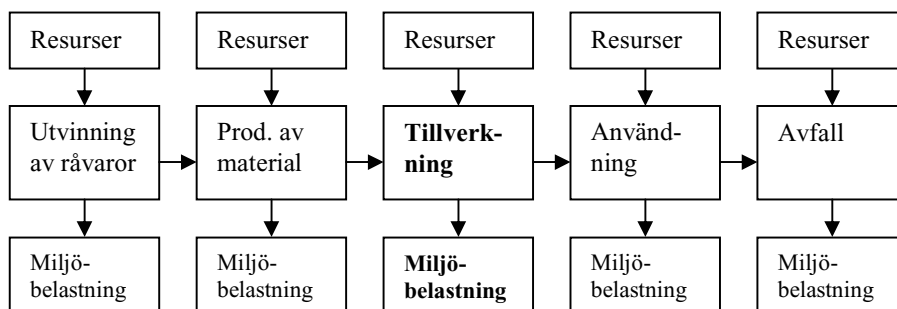
1.3 Miljöbelastning ur livscykelperspektiv

Den metodik som används i studien är livscykelanalys (LCA).

Länge koncentrerades miljöfrågor till olika typer av punktutsläpp till exempel från industriella tillverkningsprocesser eller fordonsavgaser. En bredare förståelse för miljöfrågor har sedan stegvis utvecklats eftersom det inte enbart är dessa som ger upphov till miljöpåverkan. En samlad inverkan på miljön från en produkt eller tjänst fås från hela kedjan med utvinning av råvaror ur naturen, transporter, förädling, tillverkning, drift samt energiomvandlingar och avfallshantering (se Figur 1).



Figur 1a Traditionellt har miljöfrågor fokuserats på punktkällor av utsläpp, till exempel vid en fabriksanläggning.



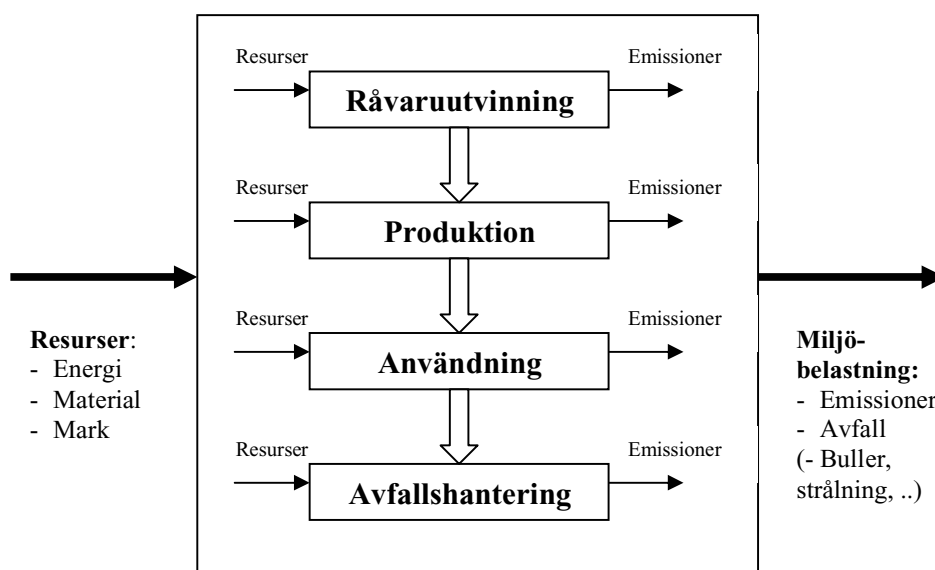
Figur 1b När miljöfrågor studeras ur livscykelperspektiv vill man ta hänsyn till alla delar av produktionsprocessen.

Brundtland-kommissionens rapport **Our Common Future** [4] inför FN:s miljökonferens i Rio 1992 gjorde att detta livscykel tänkande kom än mer i fokus. För att kunna nå målet om hållbar utveckling (**Sustainable Development**) är det nödvändigt att generera varor och tjänster med minsta möjliga totala miljöbelastning.

Livscykelanalys (LCA) är en metod för att kvantitativt beräkna och värdera den miljöbelastning som orsakas av en produkt, ett material eller en tjänst under alla faser av dess livscykel, se Figur 2. För alla olika steg i systemet summeras miljöbelastningen. I allmänhet avser ordet miljöbelastning utsläpp av olika föroreningar och avfall. Ofta innefattas även de naturresurser som tas i anspråk i begreppet. Andra parametrar som till exempel buller kan också vägas in, men detta är svårt och ganska ovanligt.

Innan en summering av alla miljöfaktorer kan påbörjas måste **mål** och **omfattning** för livscykelstudien definieras. Därefter påbörjas **inventeringen** där den miljöbelastning som de olika delarna av systemet ger upphov till studeras. Miljöbelastningen summeras sedan och ger upphov till en inventeringsresultatlista med olika parametrar för resursförbrukning, emissioner och avfall. Om studien avslutas här har en livscykelinventering (LCI) gjorts. Om arbetet går vidare och resultatet tolkas kallas studien livscykelanalys (LCA).

Livscykelanalys är alltså en metod för att ge en helhetsbild av en produkts eller tjänsts samlade miljöpåverkan ”från vaggan till graven”. Resultatet av en livscykelanalys beror på vad som ingår i det system som studeras och hur studien genomförs. Det finns ett antal standarder på LCA-området. Dessa har tillkommit för att säkerställa att studier genomförs och rapporteras på ett sätt som gör det möjligt att tolka studien.

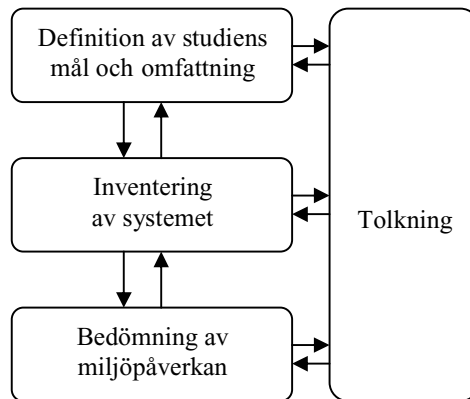


Figur 2 Förenklad illustration av det system som studeras för en vara eller tjänst vid livscykelanalys. Resursförbrukning, emissioner, med mera summeras för de olika delarna av systemet till en total belastning.

1.4 Internationell standard för miljömanagement och livscykelanalys

Standarden ISO 14040 beskriver en metodik för ett systematiskt genomförande av livscykelanalyser. Denna standard ingår som en del i serien av standarder inom området miljömanagement, ISO 14000, där även standarderna för miljöledning (14001), miljörevision (14010), miljömärkning (14020) och miljövarudeklaration (14025) ingår.

Det engelska uttrycket för LCA är Life Cycle Assessment. Detta skulle kunna översättas som livscykelbedömning. Eftersom det är praktiskt att använda samma förkortning på svenska som internationellt har vi i Sverige valt att använda ordet livscykelanalys, detta trots att beteckningen analys är något inadekvat. ISO-standarderna för LCA beskriver en struktur för arbetet, som framgår av Figur 3. Om resultatet från en LCA-studie skall användas externt, i produktinformation eller reklam, kräver standarden en extern expertgranskning av studien, som skall utföras fristående från både de som genomfört studien och de som beställt studien.



Figur 3 Strukturen för genomförandet av en livscykelstudie enligt ISO 14040. De dubbelriktade pilarna antyder studiens iterativa karaktär.

I definitionen av **mål och omfattning** redovisas syftet med studien. Den funktionella enheten, som utgör basen för beräkningarna, definieras och de metodval som styr det fortsatta arbetet redovisas. Även geografiska och tidsmässiga begränsningar av systemet sätts upp, till exempel att produkten tillverkas i Sverige med en produktionsteknik som motsvarar den i nuläget mest använda tekniknivån.

En studie kan beskriva ett speciellt fall, till exempel tillverkning av en produkt i en viss fabrik vid ett visst tillfälle eller en studie av ett speciellt byggprojekt där man följer precis vad som äger rum i just detta fall. En studie kan också vara en genomsnittsstudie där data för en genomsnittlig produktion av något som tillverkas av många olika tillverkare inom en bransch på lite olika sätt presenteras. En studie som beskriver ett scenario som är typiskt kan också göras, till exempel om det handlar om en föreslagen framtida produktion.

En LCA kan vara kvalitativ, där man i ord allmänt beskriver systemets miljöpåverkan. Vanligast är dock att LCA-studier är kvantitativa, det vill säga att man så långt som möjligt söker sätta värden (siffror) på miljöpåverkan från livscykelns olika delar.

I **inventeringen** samlas data in för miljöbelastningen från de olika delarna av systemet och summeras. Detta är vanligen den i särklass mest tids- och arbetskrävande delen av studien.

För att **underlätta bedömningen av miljöpåverkan** kan inventeringsresultatet grupperas om på olika sätt.

En sammanställning kan göras av alla inventeringsparametrar (ämnen och motsvarande) som ger upphov till en viss typ av miljöpåverkan, till exempel alla ämnen som kan bidra till försurning, alla ämnen som kan bidra till ozonnedbrytning och så vidare. En sådan indelning i miljökategorierna kallas **klassificering**.

Den totala potentiella miljöpåverkan som de olika ämnena ger upphov till i de olika miljökategorierna kan kvantifieras. Man måste då räkna om emissionen (eller

resursförbrukningen) av varje ämne till en motsvarande mängd av ett för kategorin representativt ämne, som skulle ge upphov till samma påverkan. Utsläpp av försurande ämnen kan till exempel räknas om till en motsvarande mängd svaveldioxid eller vätejoner. En sådan omräkning kallas **karaktisering**.

I de fall där det är meningsfullt kan effekterna av all miljöpåverkan från det inventerade systemet räknas samman till ett enda tal (räkna samman alla miljökategorier), som beskriver miljöbelastningen. För att göra detta krävs att all miljöpåverkan räknas om till en och samma enhet. Detta kallas **viktning**. För att kunna göra en sådan sammanräkning måste man ha en värdegrund att utgå ifrån. Här talas det ofta om olika metoder, till exempel EPS, EcoIndicator, Environmental Theme och EDIP. Metoderna ger ofta olika resultat eftersom de bygger på olika värdering av vad som är god miljö.

I praktiken är LCA en iterativ process. I allmänhet är det först när en första effektbedömning är gjord som de delar av livscykeln som ger störst potentiell miljöpåverkan är identifierade, och därför kräver extra uppmärksamhet i inventeringen. Under arbetets gång kan också målbeskrivningen behöva förtydligas eller justeras.

1.5 Rapportens upplägg

I Avsnitt 1.6 ges en allmän beskrivning av de fyra undersökta slamhanteringsalternativen. I Avsnitt 1.7 redovisas studiens måldefinition och omfattning samt vilka systemgränser som har använts. I kapitel 2 beskrivs inventeringen för de fyra alternativen i detalj inklusive de antaganden som har gjorts. Resultaten redovisas och diskuteras i kapitel 3 och slutsatser inklusive rekommendationer för fortsatta studier anges i kapitel 4. Fullständiga inventeringsmatriser finns återgivna i Appendix.

1.6 Beskrivning av de fyra slamhanteringsalternativen

1.6.1 Boliden

Boliden Mineral AB [5] är ett av världens ledande gruv- och smältverksföretag med verksamhet i Sverige, Finland, Norge, Irland och Kanada. Bolidens huvudprodukter är koppar, zink, bly samt guld och silver. I Sverige har Boliden koppargruvan Aitik samt fyra zinkgruvor i Bolidenområdet och två zinkgruvor i Garpenberg. Dessutom äger Boliden zinkgruvorna Tara på Irland och Myra Falls i Kanada. Kopparsmältverk finns på Rönnskär i Sverige och i Harjavalta/Björneborg i Finland. Zinksmältverk finns i Karleby i Finland och i Odda, Norge. I Sverige finns också blysmältverket Bergsöe.

Boliden Mineral AB har i Sverige ett trettiotal anläggningar där efterbehandling av industriområden och upplag antingen skall genomföras eller där behov av kompletterande åtgärder på tidigare utförda efterbehandlingar föreligger. Röttslam är ett material som går att använda både för uppbyggnad av tätskikt och täckskikt och kan därmed ersätta morän och konstgödning som annars skulle ha använts. Tekniken för blandning och utläggning av tätskikt är ännu inte färdigutvecklade, men ett antal projekt pågår. Användning av röttslam vid växtetablering har gjorts vid ett flertal objekt med god framgång och här finns inga specifika krav på täckskiktets fysikaliska egenskaper som exempelvis hydraulisk konduktivitet. Syftet är att skapa ett skikt som innehåller tillräckligt med näring och organiskt material för att ge möjligheter till uppbyggnad av ett på lång sikt fungerande ekosystem. Genom användningen av röttslam som källa för växtnäring och organiskt material och ersättning av morän uppnås en rad positiva miljöeffekter. Producerat röttslam återanvänds och blir en resurs. Behovet av uttag av den ändliga naturresursen morän minskar till nytta för naturvården. Behovet av konstgödning upphör på ytor där slam används. Dessutom frångås problemet att det är svårt att etablera en varaktig växtlighet med de metoder som används i nuläget.

I denna studie har användningen av röttslam för etablering av växtskikt på avslutade delar av gruvområdet i Aitik studerats.

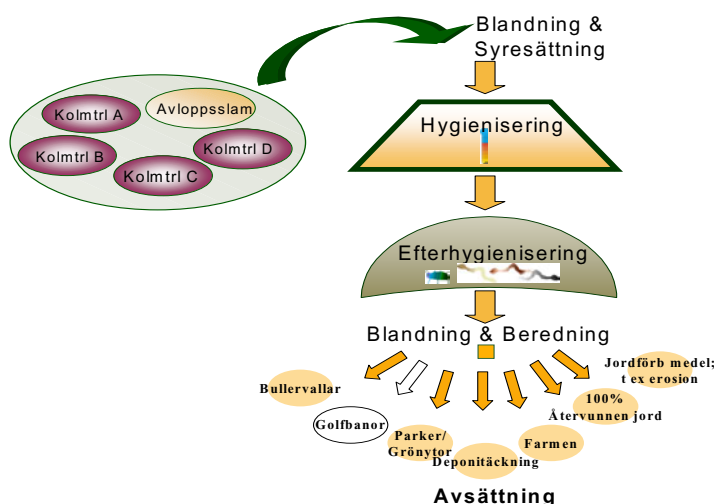
1.6.2 Econova

Econova är ett familjeföretag med skogsindustri och samhälle som främsta kundbas. Företaget grundades i slutet av 50-talet och har allt sedan dess visat på stark tillväxt. Econovas affärsidé är att i ett slutet kretslopp och med största hänsyn till miljön tillvarata bi- och restprodukter från industri och samhälle. Materialet skall kostnadseffektivt förädlas till nyttiga produkter [6]. Ur förädlade restprodukter, kompletterade med naturråvaror, produceras energi- och trädgårdsprodukter. Econova strävar efter det "lokala kretsloppet", det vill säga att omhänderta de olika bi- och restprodukterna där de uppstår.

Econovas verksamhet är uppdelad i tre affärsområden: Energy, Garden och Biotech. Energy producerar och förädlar i huvudsak olika biobränslen, Garden tillverkar framförallt jord och jordförbättringsmedel till konsument- och fackmarknaden. Exempel på produkter är såjord, planteringsjord, blomjord, barkmull, fibermull, torv, täckbark, toppdress, naturgödsel och anläggningsjord. Vid tillverkningen av dessa produkter blandas ofta olika råvaror som till exempel torv, fibermull, åkerjord och komposterad naturgödsel till färdiga produkter. Vid denna tillverkning eftersträvar Econova en hög användning av återvunna produkter som ersätter andra jungfruliga råvaror, såsom exempelvis mineralgödsel och kalk. I Gardens produkter ingår dock inget avloppsslam. Biotechs verksamhet inriktar sig mot samhälle och kommun. Viktiga verksamheter är deponitäckning samt avvattnings- och hygienisering av avloppsslam.

Econovasystemet i denna studie belyser avloppsslam som hygieniserats med hjälp av Econovas hygieniseringsmetod och med avsättning som anläggningsjord till golfbana i Norrköping med omnejd. Avloppsslam blandas med aska, bark och skogsindustriella kolmaterial. Under en intensiv inledningsfas blandas och syresätts blandningen. Under denna fas sker en kraftig mikrobiell aktivitet och värmeutveckling. Efter den inledande fasen täcks materialet med skogsindustriella kolmaterial för att erhålla en jämn och stabil värmeutveckling. Under denna fas uppnår avloppsslammet en tillräckligt hög temperatur för att eliminera patogener och hygieniseras enligt Naturvårdsverkets och Smittskydds-institutets föreslagna riktlinjer. Efter en nio månader lång kompostering fås den färdiga slamprodukten som exempelvis kan användas som anläggningsjord på golfbana.

Econova har utöver detta ett flertal andra avsättningsmöjligheter och processer där ovan nämnda endast utgör ett exempel på behandling och avsättning (se Figur 5). Om krav på hygienisering saknas för ett visst användningsområde kan hygieniseringsprocessen ersättas av enbart kompostering med mindre materialhantering.



Figur 5. Hygienisering samt efterhygienisering enligt Econovas patentsökta metod samt exempel på avsättningsmöjligheter.

1.6.3 Ragn-Sells

Ragn-Sells Agro [7] bedriver rikstäckande verksamhet inom områdena biologiska och organiska restprodukter. I samarbete med kommuner, livsmedelsindustri och lantbruk förmedlas godkänt slam från reningsverk och enskilda avlopp till svenska lantbruk, alternativt används för jordtillverkning. Restprodukter från livsmedelsindustrin tas också tillvara för att komma till nytta som djurfoder eller växtnäring.

Ragn-Sells vill återföra avloppsslam som kvalitetssäkrats till kretsloppet. Slammet innehåller en rad nyttiga och viktiga ämnen såsom fosfor, kväve, mikronäringsämnen och organiskt material som kan användas för att ersätta användning av mineralgödselmedel i jordbruk.



Figur 6 Traktor med spridare [7]

Med hänvisning till metoden 'Ragn-Sells' i denna studie avses hantering av avloppsslam enligt Ragn-Sells metod med mellanlagring och spridning på åkermark (se Figur 6). Ragn-Sells metod är utvecklad inom ReVAQ-projektet.

1.6.3.1 ReVAQ

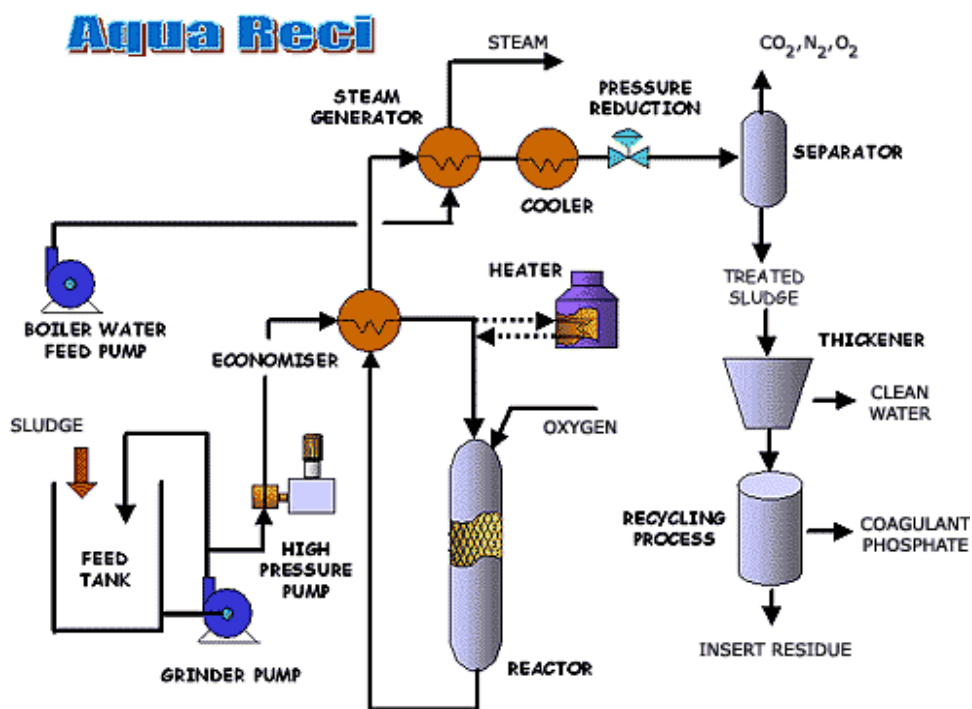
ReVAQ är ett projekt som arbetar för ett hållbart kretslopp genom återföring av ren växtnäring från våra VA-system [8]. Det är ett samverkansprojekt mellan kommunala VA-verk, livsmedelsindustrier, lantbrukets organisationer, miljöförbundet samt konsument och handel. Målet med projektet är att undersöka om det genom effektiv hantering och förbättringsåtgärder går att producera ett avloppsslam som kan uppnå en bättre kvalitet och som kan hanteras med förtroende från berörda parter. Det långsiktiga arbetet inom ReVAQ skall visa om användning av slam inom odlingslandskapet kan ske med hållbarhet, alltså om:

- ämnen från berggrunden inte anrikas
- ämnen från samhällets produktion inte anrikas
- mänskliga behov tillgodoses

1.6.4 Aqua Reci

Aqua Reci [9] är en process för slutbehandling/hantering av slam. Den bygger på oxidation i superkritiskt vatten (SCWO). Vatten uppnår superkritiska egenskaper vid en temperatur över 374°C och ett tryck över 221 bar. I Aqua Reci-processen pumpas slammet till 250 bar och förvärms till ca 400°C innan det pumpas in i reaktorn där syre tillsätts (se Figur 7). Vid tillsats av syre sker snabbt en fullständig oxidation av det organiska materialet och reaktionsvärmets gör att temperaturen höjs till 550-600°C. Detta medför att energi kan utvinnas och användas för olika uppvärmningsändamål. Kvar blir en oorganisk rest (se Figur 8) ur vilken fosfor och fällningskemikalier kan extraheras ut.

Aqua Reci-metoden består av två processteg: ett oxidationssteg som marknadsförs under namnet Aqua Critox och ett återvinningssteg för olika slamkomponenter. Metoden är flexibel. Aqua Critox kan köras för sig eller kombineras med återvinning av fosfor, koagulanter och separering av tungmetaller. Återvinning av slamprodukter kan styras beroende på egna behov, marknadsefterfrågan, ekonomi eller gällande krav. En stor fördel med Aqua Reci är att den ger en stor volymreduktion av behandlat slam. Återstoden är mindre än 10 % av den ursprungliga slammängden och utgörs huvudsakligen av silikater som kan användas som fyllnadsmassa eller liknande. En annan fördel med processen är att organiska föroreningar i slam kan destrueras fullständigt. Dessutom kan processen upprätthållas utan extern energi, värmen från oxidationssteget kan återvinnas för att producera hetvatten eller ånga för olika uppvärmningsändamål. Anläggningen är kompakt.



Figur 7 Processschema för Aqua Reci-processen [9]

Aqua Reci-processen har ännu inte tillämpats i full skala. Oxidationssteget Aqua Critox är utvecklat av Chematur Engineering AB och utnyttjas i flera större anläggningar i världen (Shinko Pantec för avloppsslam, Johnsson Mathey för använd katalysator). Andra tillverkare har utvecklat andra oxidationsmetoder enligt liknande principer (Hydroprocessing L.L.C. för avloppsslam i Harlingen, samma teknik används på licens av Organo i Japan, General Atomics för problematiska avfall). Extraktionssteget är utvecklat av Feralco och har inte använts i större skala.



Figur 8 Efter behandling med SCWO återstår av avloppsslammet endast den oorganiska resten uppsamlad i vatten. Bilden visar avloppsslam före behandling samt den oorganiska rest i vatten som återstår efter behandling.

I denna studie avses behandling av avloppsslam med SCWO enligt Aqua Reci-processen, vilket innebär oxidation med efterföljande fosforextraktion ur den oorganiska resten.

1.7 Måldefinition

1.7.1 LCA-studiens syfte

Syftet med livscykelanalysen är att studera fyra slamhanteringsalternativ för att identifiera särskilt miljöbelastande aktiviteter och förbättringsmöjligheter, samt att jämföra de fyra alternativen med avseende på olika miljöparametrar. Slamhanteringsalternativen är utläggning av slam för restaurering av Bolidens gruvområde, tillverkning av slambaserad jord på Econova, spridning av slam på åkermark med Ragn-Sells som entreprenör och omhändertagande av slammet enligt Aqua Reci-processen. Studien gäller för rötat och avvattat slam från Henriksdalsverket i Stockholm.

1.7.2 Val av studerad funktion

Den funktion som avses i denna studie är omhändertagande av rötat och avvattat avloppsslam från Henriksdalsverket i Stockholm. Alla system kommer att studeras avseende denna funktion.

1.7.3 Funktionell enhet

Den gemensamma räknebasen för alla system är 1 ton torrsubstans (TS) avloppsslam (rötat och avvattat) som omhändertas i de olika systemen.

1.7.4 Omfattning

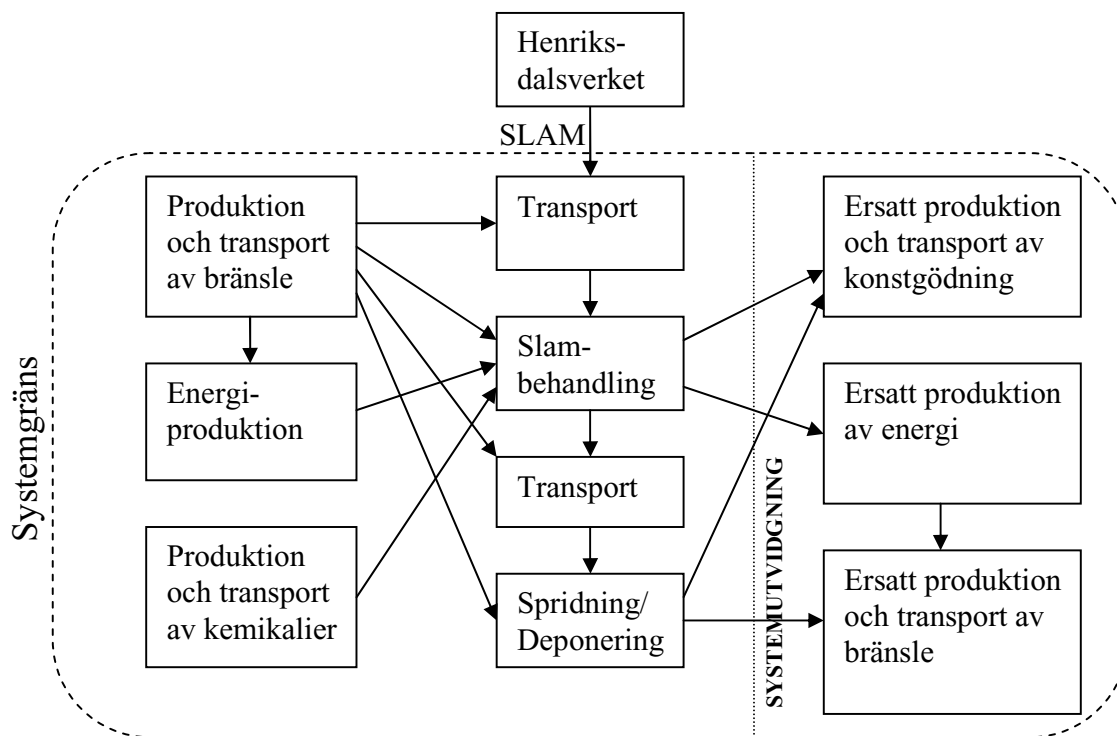
I denna LCA utvärderas miljöpåverkan från omhändertagande av rötat och avvattat avloppsslam som lämnar Henriksdals avloppsreningsverk. Själva slamproduktionen och den behandling av slammet som sker på avloppsreningsverket tas inte med i bedömningen eftersom den antas vara densamma för alla de studerade alternativen.

Miljöpåverkansbedömning görs i fyra kategorier: växthuseffekt, försurning, övergödning och resursförbrukning. Dessutom redovisas en normalisering mot totala svenska förhållanden för nio parametrar samt primärenergiförbrukning. Problematiske beståndsdelar, såsom tungmetaller och organiska miljögifter i slam diskuteras separat från inventeringen.

Systemen har delats upp i ett grundfall samt ersatt konstgödning, emissioner från slam och emissioner från ersatt konstgödning. Känslighetsanalys görs avseende transportsätt för slam från verket till behandlingsområdet i Econovasystemet (lastbil eller tåg), för mängden ersatt konstgödning i Bolidensystemet samt för lustgasemissioner på grund av mikrobiologisk aktivitet för tre av slamhanteringsalternativen.

1.7.5 Systemgränser

Det generella system som har studerats för de olika alternativen visas i Figur 9. Specifika systemgränser som gäller för respektive system och aktiviteterna i respektive system anges i inventeringsavsnittet.



Figur 9 Systemgräns samt systemutvidgning för de studerade systemen

1.7.5.1 Geografiska gränsdragningar

Denna LCA studerar slamhanteringsmetoder med utgångspunkt i slam från Henriksdalsverket i Stockholm. Antaganden avseende slamkvalitet och avstånd är relaterade till Henriksdalsverket och studien får därför i huvuddrag sägas gälla för detta område. För undersystemen gäller oftast generella data men där det varit möjligt inom projektets ramar data för de lokala områden där aktiviteterna utförs. Detta redovisas för respektive aktivitet i kapitel 2.

1.7.5.2 Gränser mellan det tekniska systemet och naturen

Gränsen bakåt dras vid att det färdiga rötade och avvattnade slammet lämnar avloppsreningsprocessen. Alla steg i reningsprocessen eller tidigare anses vara desamma och lika stora i alla slamhanteringsalternativen. Studien kan alltså sägas vara en "gate-to-

grave”-studie. Effekter som uppstår på grund av slammets innehåll av tungmetaller och organiska miljögifter efter att det i slam-, jord- eller restform har hamnat på mark eller deponi har ej inkluderats i inventeringen. För effekter av dessa slag ges en uppskattning i Avsnitt 3.8.

1.7.5.3 Avgränsningar i energisystemet

Miljöpåverkan från produktion av den energi som åtgår inkluderas i studien. För elförbrukning har energin antagits framställas från den energikälla och med den metod som är representativ för området. För Sverige har data för svensk medellev använts. För Europa har europeisk medellev använts. I ett av systemen (Aqua Reci) antas överskottsenergi ersätta fjärrvärme. Trots att fjärrvärmenätet idag inte är utbyggt till Henriksdalsområdet ansågs detta vara ett realistiskt antagande. Den ersatta fjärrvärmen har beskrivits med svensk medelproduktion.

1.7.5.4 Avgränsningar i tiden

De metoder som studeras beskrivs i inventeringsstudien med de bästa processdata som respektive företag kunde ge avseende tidsperioden 2003-2004. Data för subsystem där generella data använts är i huvudsak inventerade under perioden 1990-2000. Denna studie blickar framåt och avser möjliga slamhanteringsalternativ under de närmaste decennierna. För miljöeffekter som studeras är dessa inte klart avgränsade i tiden.

1.7.5.5 Avgränsningar mot produktionskapital och personal

I denna studie ingår endast drift av anläggningar, fordon och produktionshjälpmedel, medan miljöbelastning från tillverkning, underhåll och sluthantering av dessa ej är inkluderad. Detta är en relativt vanlig avgränsning vid LCA-studier eftersom miljöbelastningen från de delarna i flera studier har visats utgöra en liten del av den totala belastningen [10]. I denna studie kan detta antagande vara något orättvist eftersom tre av de aktuella systemen förutsätter ett ganska litet produktionskapital (arbetsmaskiner och transporter av olika slag) medan ett av systemen (Aqua Reci) förutsätter att en anläggning för oxidation i superkritiskt vatten samt därtill hörande kringutrustning byggs. Miljöpåverkan orsakad av personalens transporter med mera är heller inte medräknad.

2 Inventering

Denna inventering har gjorts från det färdigrötade slammet till dess att det är behandlat enligt något av de fyra alternativen. Alltså är det en så kallad ”gate-to-grave”-studie. I Avsnitt 2.6 redogörs för en litteraturstudie angående emissioner från slam och från ersatt konstgödning. Där presenteras också de antaganden för emissionerna som har gjorts i denna studie. I det grundfall för vilket resultaten redovisas i Avsnitt 3.3 ingår samtliga i inventeringen ingående aktiviteter utom emissioner från slam, ersatt konstgödning och emissioner från ersatt konstgödning. Dessa aktiviteter diskuteras i Avsnitt 3.4 och 3.5. En syntes av alla dessa delar diskuteras i Avsnitt 3.7. Problematiska beståndsdelar i slam, som metaller och organiska miljögifter, tas ej hänsyn till i inventeringen, men tas upp i diskussionen i Avsnitt 3.8.

De data som ligger till grund för inventeringen kommer i detta avsnitt att beskrivas i detalj. Här beskrivs hur information inhämtats och vilka avgränsningar som gjorts, aktivitet för aktivitet. I Avsnitt 2.1 till 2.4 beskrivs de specifika data som gäller för var och en av de fyra metoderna, i avsnitt 2.5 behandlas de aktiviteter som beskrivs på samma sätt för de fyra metoderna och i Avsnitt 2.6 redogörs för en litteraturstudie angående emissioner från biogeokemiska processer.

Följande enheter används:

- massa: gram (g), kilogram (kg) och ton
- längd: centimeter (cm), decimeter (dm), meter (m) och kilometer (km)
- area: hektar (ha) och kvadratmeter (m²)
- volym: kubikmeter (m³) och liter (l)
- energi: joule (J), megajoule (MJ) och kilowattimme (kWh) för elförbrukning och bränslen. 1 kWh = 3,6 MJ

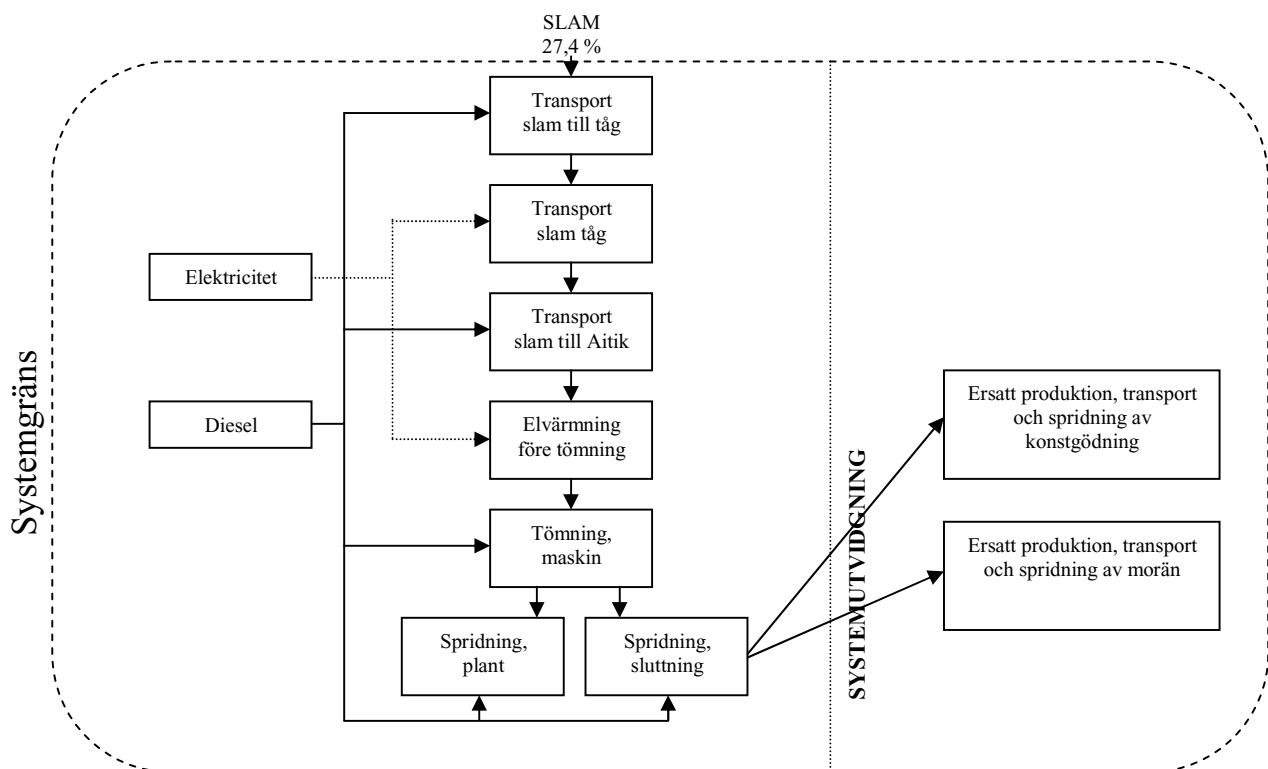
I enstaka fall förekommer andra enheter såsom Becquerel (Bq) för radioaktivt sönderfall.

Miljöbelastningsparametrar definieras som parametrar som beskriver emissioner till luft, vatten och mark, samt resursutarmning och avfallsgenerering. Sådant som buller, förfylad omgivning och liknande definieras inte som miljöbelastningsparametrar i denna studie, och har inte tagits med i inventeringen.

2.1 Boliden

2.1.1 Beskrivning av det tekniska systemet för Boliden

Bolidensystemet beskrivs i Figur 10. Slam från Henriksdalsverket lastas i containrar och transporteras med lastbil till Jordbro för järnvägstransport till Gällivare och fortsatt lastbilstransport till Bolidens gruvområde i Aitik. Där töms containrarna. Vintertid tinas de upp med elvärme för att underlätta tömningen. Slammet sprids i ett två decimeter tjockt lager. Spridningen sker med hjullastare på plan mark och med pistmaskin på sluttning. Slammet ersätter morän och konstgödning som annars skulle ha använts som restaureringsmaterial.



Figur 10

Flödesschema över aktiviteter ingående i Bolidensystemet

2.1.2 Inventeringsdata för Bolidensystemet

Nedan beskrivs inventeringsdata och antaganden för respektive aktivitet i Bolidensystemet.

2.1.2.1 Slam

För Bolidens system är alla uppgifter givna för ett slam med en torrhalt på 27,4 % [3]. Denna torrhalt antas gälla under hela behandlingen eftersom slammet inte utsätts för någon torkning [11].

2.1.2.2 Transport slam till tåg

Slammet transporteras först från Henriksdal till Jordbro. Denna sträcka är 22 km och körs med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) [11]. Slammet körs i containrar som väger 1400 kg styck och rymmer 12,5 ton slam [11]. Detta gör att det krävs 112 kg container för att frakta ett ton slam. Miljöbelastningen från returtransporten av dessa har beaktats i studien.

2.1.2.3 Transport slam tåg

Slammet transporteras med tåg 1166 km från Jordbro till Gällivare. Tågtransporten beaktas enligt Avsnitt 2.5.12.

2.1.2.4 Transport slam till tömning

Slammet transporteras med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) 20 km från Gällivare till gruvområdet i Aitik [11]. Även här har miljöbelastningen från returtransporten av de 1400 kg tunga containrarna beaktats.

2.1.2.5 El, tömning

Under vintern måste containrarna värmas för att det frusna slammet ska kunna tömmas ut. Hur stor elåtgången för tömningen är varierar, men i genomsnitt över året åtgår 0,4 kWh el per ton vått slam [11]. Detta motsvarar 1,45 kWh el per ton TS slam. Den el som används har beskrivits med svensk medel (se Avsnitt 2.5.1).

2.1.2.6 Tömning, maskin

Vid tömning av containrarna används en lastmaskin som har en dieselåtgång på 0,1 liter per ton vått slam [11]. Detta motsvarar 13 MJ diesel per ton TS slam. Emissioner från lastmaskinen har beaktats enligt Avsnitt 2.5.13.

2.1.2.7 Spridning, plant

Slammet sprids i ett 2 decimeter tjockt lager på gruvområdet. För spridning på plana ytor, som utgör två tredjedelar av det totala området som ska täckas används en mindre hjullastare, exempelvis Volvo L50 eller L70 [11]. Dieselförbrukningen för dessa är cirka 0,03 liter per ton vått slam [11]. Detta motsvarar 2,6 MJ per ton TS slam. Emissioner från hjullastaren har beaktats enligt Avsnitt 2.5.13.

2.1.2.8 Spridning, sluttning

På gruvområdets sluttande ytor, som utgör en tredjedel av det totala området, används en pistmaskin [11]. Dieselåtgången för denna är 0,1 liter per ton vått slam [11] vilket motsvarar 4,3 MJ per ton TS slam. Emissioner från pistmaskinen har beaktats enligt Avsnitt 2.5.13.

2.1.2.9 Produktion av morän

Det utlagda slammet ersätter 3,15 ton morän per ton vått slam [11]. Detta motsvarar 11,4 ton morän per ton TS slam. Moränen hämtas ur naturtäkter där först en avverkning sker och ytskiktet av humus och förna schaktas bort [11]. Därefter lastas moränen upp på en lastbil med hjälp av en grävmaskin med en dieselförbrukning på 8,7 MJ per ton morän. Emissioner från grävmaskinen har beaktats enligt Avsnitt 2.5.13. Moränen har i denna studie inte betraktats som en resurs och den lokala miljöpåverkan i moräntakten har inte inventerats.

2.1.2.10 Transport morän

Moränen tas från ett så närliggande område som möjligt. Ett genomsnittligt transportavstånd kan antas vara 50 km [11]. Moränen transporteras med lastbil (se Avsnitt 2.5.10).

2.1.2.11 Spridning av morän

Moränen sprids i ett två decimeter tjockt lager. En tredjedel av moränen sprids på sluttande mark där en bandschaktare med en dieselåtgång på 3,4 MJ per ton morän

används. De övriga två tredjedelarna sprids på plant underlag med en hjullastare som har en dieselförbrukning på 1,1 MJ per ton morän [12]. Emissioner från hjullastaren och bandschaktaren har beaktats enligt Avsnitt 2.5.13.

2.1.2.12 Ersatt konstgödning

För Boliden görs två scenarier avseende den ersatta konstgödningen. Det första scenariot (Boliden 1) innebär att den fosfor och kväve som behövs för att bygga upp en jordmån, samt den fosfor och kväve som behövs för underhåll av växtlighet i 50 år ersätts. I det andra scenariot (Boliden 2) ersätts fosfor och kväve motsvarande 3,26 kg NPK 21-3-10 per ton TS slam som är den konstgödning man i nuläget använder under en tioårsperiod.

Ersättning av TSP

Boliden 1: Fosforinnehållet i normal svensk skogsmark är 1,15 mg/g mark [13]. Med ett antagande att densiteten på skogsmark är 1,7 ton/m³ skulle detta motsvara 7,14 kg fosfor/ton TS slam. Det årliga fosforupptaget i en granskog är 2-4 kg fosfor/hektar [14]. Med antagande att skogen tar upp 3 kg fosfor/hektar skulle 0,0055 kg fosfor/ton TS slam och år tas upp. Den mineralgödselsfosfor som ersätts har antagits vara trippelsuperfosfat, TSP, som ersätts med avseende på fosforinnehållet (se Avsnitt 2.5.16). Detta skulle betyda att för uppbyggnad av jordmån och underhåll av växtlighet i 50 år skulle 35,3 kg TSP/ton TS slam ersättas.

Boliden 2: Det som i nuläget ersätts per ton TS slam är 3,26 kg NPK 21-3-10 som totalt innehåller 0,098 kg fosfor. Denna motsvarar 0,47 kg TSP/ton TS slam.

Ersättning av N28

Boliden 1: I humus, blekjord och rostjord finns 3900-5600 kg kväve/hektar [14]. Med ett antagande att det i Bolidensystemet kommer att finnas 3900 kg kväve/hektar i jordmånen motsvarar detta 7,11 kg kväve/ton TS slam. En granskog har ett årligt kvävebehov på 35-60 kg kväve/hektar [14]. Med antagande att det årliga kvävebehovet är 47,5 kg kväve/hektar blir detta 0,087 kg kväve/ton TS slam och år. Det mineralgödselkväve som ersätts har antagits vara suprasalpeter, N28, som ersätts med avseende på kväveinnehållet (se Avsnitt 2.5.16). Med dessa antaganden skulle det vid uppbyggnad av mark och underhåll av växtlighet i 50 år ersättas totalt 41,2 kg N28/ton TS slam.

Boliden 2: Det som i nuläget ersätts per ton TS slam är 3,26 kg NPK 21-3-10 som totalt innehåller 0,69 kg kväve. Denna motsvarar 2,5 kg N28/ton TS slam.

2.1.2.13 Transport konstgödning

Konstgödningen transporteras 550 km från Köping till Granngården i Gällivare. Hälften av konstgödningen transporteras dit med tåg (se Avsnitt 2.5.12) och hälften med lastbil

(se Avsnitt 2.5.9) [11]. Från Granngården transporteras konstgödningen med lastbil (se Avsnitt 2.5.9) 20 km till gruvområdet i Aitik.

2.1.2.14 Spridning konstgödning

Spridning av konstgödning förbrukar 96,2 MJ per ton gödning [12]. Emissioner från spridningsmaskiner har beaktats enligt Avsnitt 2.5.13.

2.1.2.15 Emissioner från slam

I Avsnitt 2.6.1 redovisas mer utförligt vilka antaganden som gjorts gällande emissioner från slam. Resultatet är att 0,13 eller 6,4 kg lustgaskväve, 6,3 kg metan, 0,82 kg ammoniak-kväve och 7,5 kg nitratkväve avges per ton TS slam. Denna aktivitet ingår inte i grundfallet.

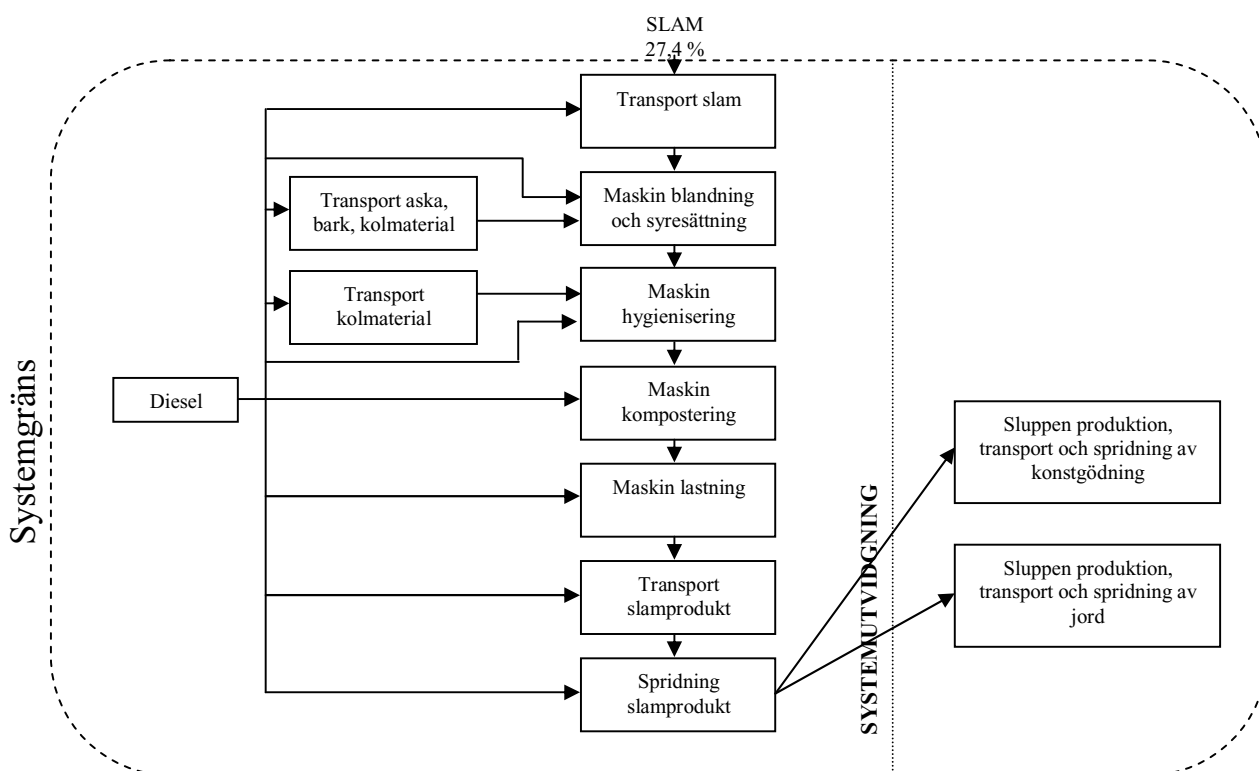
2.1.2.16 Emissioner från ersatt konstgödning

Emissioner från ersatt konstgödning beskrivs mer utförligt i Avsnitt 2.6.2. Resultatet är att 3,2 kg lustgaskväve, 4,6 kg ammoniak-kväve per ton N28 och 25 kg nitratkväve per ton N28 avges. Denna aktivitet ingår inte i grundfallet.

2.2 Econova

2.2.1 Beskrivning av Econovas tekniska system

Econovas tekniska system beskrivs i Figur 11. Slam från Henriksdalsverket transporteras till Norrköping med lastbil. Där blandas slammet med aska, bark och skogsindustriella kolmaterial från massaindustrin. Genom upprepade omgrävningar syresätts materialet och lämnas sedan under 1 månad för att hygieniseras genom den temperatur som naturligt uppnås i blandningen. Under detta steg är blandningen täckt av ett lager skogsindustriella kolmaterial för att isolera blandningen och minska luktproblem. Därefter vidtar en komposteringsprocess, under vilken materialet grävs om ungefär en gång i månaden, innan den färdiga slamprodukten lastas och transporteras bort för utläggning i parker och på golfbanor. Den slambaserade jorden ersätter matjord och konstgödning som annars skulle ha använts.



Figur 11 Flödesschema över aktiviteter ingående i Econovasystemet

2.2.2 Inventeringsdata för Econovasytemet

Nedan beskrivs inventeringsdata och antaganden för respektive aktivitet i Econovasytemet.

2.2.2.1 Slam

Det slam som behandlas i Econovasytemet har en ursprunglig torrhalt på 27,4 % [3]. Under efterföljande behandling torkar slammet en del samt blandas ihop med andra fraktioner med annan torrhalt och densitet. Detta har följts i studien. Vid inblandning av exempelvis skogsindustriella kolmaterial, bark och aska anges därför hur många volymprocent som tillsätts till processtegets inflöde. Slammets ursprungliga densitet har antagits vara 1000 kg/m^3 [15].

2.2.2.2 Transport slam

Slammet transporteras 170 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) från Henriksdal till Norrköping [16]. En känslighetsanalys har gjorts för tågtransport till Norrköping. Där har slammet först transporterats med lastbil 22 km från Henriksdal till Jordbro (se Avsnitt 2.5.10). Därefter har slammet transporterats 140 km med tåg (se Avsnitt 2.5.12) och därefter 8 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.10).

2.2.2.3 Transport aska

I slammet blandas det i ett första steg in 10 volymprocent aska med en densitet på 800 kg/m^3 för att minska lukten från slammet. Askan kommer från en biobränsleeldad panna och transporteras med lastbil 80 km från Motala (se Avsnitt 2.5.9) [16]. Askan betraktas som en restprodukt. Ingen miljöbelastning har allokerats till askan, mer än från transporten. Efter att askan blandats in lagras slammet i två veckor [16].

2.2.2.4 Transport bark till blandning och syresättning

Vid blandning och syresättning blandas 40 volymprocent (av ursprungligt slam och aska) bark med en densitet på 400 kg/m^3 in. Barken transporteras 80 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) från Boxholm. Barken har antagits tillgänglig i de mängder som behövs. Ingen miljöbelastning har allokerats till barken mer än från transporten.

2.2.2.5 Transport skogsindustriella kolmaterial till blandning och syresättning

Även 25 volymprocent (av ursprungligt slam och aska) skogsindustriella kolmaterial från pappersbruket i Skärblacka blandas in i vid blandning och syresättning. Det

skogsindustriella kolmaterialen är ofta blandslam som är en blandning av fiber- och bioslam och har en densitet på 600 kg/m³. Fiberslam är ett slam som utgörs av cellulosa-fibrer som är för korta för pappersproduktion. Bioslam är ett sekundärt slam som bildas successivt då fiberslammet bryts ner biologiskt i dammar och består alltså i huvudsak av döda mikroorganismer. Det skogsindustriella kolmaterialen transporteras 25 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) [16]. Det skogsindustriella kolmaterialen betraktas som en restprodukt. Ingen miljöbelastning har allokerats till de skogsindustriella kolmaterialen mer än från transporten.

2.2.2.6 Maskin blandning och syresättning

Vid inblandning av bark och skogsindustriella kolmaterial samt vid efterföljande syresättning används en hjullastare av typen Volvo L120 [16]. Denna har en dieselåtgång på 14 liter per timme. Vid blandning har hjullastaren en kapacitet på 250 m³ per timme och vid syresättning en kapacitet på 375 m³ per timme. Blandning sker en gång och syresättning 3 gånger [16]. Detta innebär en dieselåtgång på totalt 39 MJ per ursprungligt ton torrt slam för blandning och syresättning. Hjullastaren har behandlats enligt Avsnitt 2.5.13. Under blandning och syresättning sker en viktsminskning med 15 viktsprocent och en volymreduktion med 10 volymprocent. Detta gäller för hela den inkommande blandningen (slam, bark och skogsindustriella kolmaterial) exklusive askan som inte försvinner vid torkning eller nedbrytning utan består under hela processen [16].

2.2.2.7 Transport skogsindustriella kolmaterial till hygienisering

Ett täcke av skogsindustriella kolmaterial läggs upp på materialet som därigenom innesluts innan hygieniseringen börjar. Hygieniseringen pågår sedan i cirka 1 månad. Till den inkommande blandningen tillsätts totalt 40 volymprocent kolmaterial. Det skogsindustriella kolmaterialen har en densitet på 600 kg/m³ och transporteras 25 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) från Skärblacka [16]. Kolmaterialen beskrivs utförligare i Avsnitt 2.2.2.5.

2.2.2.8 Maskin hygienisering

Vid hygieniseringen används en Volvo 280 grävmaskin [16] för att lägga ut slamblandningen och täcket av skogsindustriella kolmaterial. Dieselåtgången för grävmaskinen är 16-18 liter per timme och maskinen kan hantera 400 m³ per timme [16]. Grävmaskinen behöver arbeta i 21 sekunder för att flytta 1,64 m³ slamblandning och täcka det med 0,64 m³ kolmaterialställe. Detta motsvarar en dieselåtgång på 13 MJ per ursprungligt ton TS slam. För grävmaskinen har emissionsdata för en arbetsmaskin använts (se Avsnitt 2.5.13). Under hygieniseringen, som pågår i en månad, sker en viktsminskning med 10 % och en volymminskning med 5 %. Detta gäller för hela den inkommande blandningen (slam, bark och skogsindustriella kolmaterial) exklusive askan som inte försvinner vid torkning eller nedbrytning utan består under hela processen [16].

2.2.2.9 Maskin kompostering

Vid komposteringen används en hjullastare av typen Volvo L120 [16]. Emissionsdata för en arbetsmaskin har använts (se Avsnitt 2.5.13). Hjullastaren har en dieselåtgång på 14 liter/timme och en kapacitet på 375 m³/timme. Under totalt 9 månader sker 8-10 omblandningar [16]. Vid omblandningen lyfts hela blandningen runt en gång. Detta motsvarar en dieselåtgång på 88,6 MJ per ursprungligt ton TS slam. Under kompostering sker en torkning och nedbrytning av den inkommande blandningen motsvarande 20 viktsprocent och 20 volymprocent. Detta gäller för hela den inkommande blandningen (slam, bark och skogsindustriella kolmaterial) exklusive askan som inte försvinner vid torkning eller nedbrytning utan består under hela processen [16].

2.2.2.10 Maskin lastning

Den färdiga slamprodukten lastas på en lastbil med en hjullastare Volvo L120. Hjullastaren har en dieselåtgång på 14 liter per timme [16]. Emissionsdata för en arbetsmaskin har använts (se Avsnitt 2.5.13). Hjullastaren kan lasta 35 ton på 5 minuter. Detta motsvarar 5,5 MJ per ursprungligt ton TS slam.

2.2.2.11 Transport slamprodukt

Slamprodukten transporteras i genomsnitt 40 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) till utläggning på golfbanor och i parker [16].

2.2.2.12 Spridning slamprodukt

Spridning av slamprodukten sker med en grävmaskin som lägger ut ett 10 cm tjockt lager på grönytor [16]. Eftersom slamprodukten har en densitet på 900 kg/m³ [16] läggs alltså 900 ton slamprodukt ut per hektar. Emissionsdata för en arbetsmaskin har använts (se Avsnitt 2.5.13). Grävmaskinen har en dieselåtgång på 16-18 liter per timme och kan lägga ut 35 ton på 30 minuter [16]. Detta motsvarar en dieselåtgång på 40 MJ per ursprungligt ton TS slam.

2.2.2.13 Produktion och transport av ersatt jord

En kubikmeter slamprodukt ersätter en kubikmeter matjord. Den jord som ersätts är tillverkad på Econova. Först har en grävmaskin (se Avsnitt 2.5.13) med en dieselåtgång på 16-18 liter/timme grävt upp jord, till exempel vid vägbyggen. Grävmaskinen har en kapacitet på 70 ton/timme [16]. Denna jord har sedan lastats med en Volvo L120 (se Avsnitt 2.5.13) med en dieselåtgång på 14 liter/timme. Lastmaskinen kan lasta 35 ton på 5 minuter [16]. Jorden har sedan transporterats 20 km (se Avsnitt 2.5.10). Ingen annan miljöbelastning än den från transport av jorden har allokerats till jorden. Den har i denna

studie inte betraktats som en resurs. Därefter har 35 volymprocent fibermull med en densitet på 700 kg/m^3 blandats in i jorden som ursprungligen har en densitet på 1000 kg/m^3 . Inventeringsdata för framställning av fibermull är hämtade från ett examensarbete där denna process studerats [17]. Efter detta har jorden siktats. Vid siktningen åtgår $0,33 \text{ kWh el per m}^3$ [17]. Jorden har därefter lastats, transporterats och lagts ut på samma sätt och med samma maskiner och lastbilar som slamprodukten (se Avsnitt 2.2.2.10-2.2.2.12).

2.2.2.14 Ersatt konstgödning

Econovas slamprodukt antas ersätta gödning vid anläggning av golfbana samt underhåll av golfbana i 25 år.

Ersättning av TSP

Vid anläggning av en golfbana åtgår $300 \text{ kg NPK 17-4-11}$ per hektar [18], totalt 12 kg fosfor. Dessutom gödglas fairway årligen med motsvarande $11,3 \text{ kg}$ mineralgödsel fosfor per hektar [19]. Den fosforgödning som har antagits ersättas är trippelsuperfosfat, TSP, som ersätts med avseende på fosforinnehåll (se Avsnitt 2.5.16). Anläggning av golfbana och 25 års underhåll skulle förbruka motsvarande $0,33 \text{ kg}$ fosfor motsvarande $1,56 \text{ kg}$ TSP per ton slamprodukt (se Avsnitt 2.5.16). I slamprodukten kan 93% av fosforinnehållet anses härstamma från slammet [16]. Detta gör att $1,45 \text{ kg}$ TSP/ton slamprodukt ersätts.

Ersättning av N28

Vid anläggning av en golfbana åtgår $300 \text{ kg NPK 17-4-11}$ per hektar [18], totalt 51 kg mineralgödselkväve. Dessutom gödglas fairway årligen med 123 kg mineralgödselkväve per hektar [19]. Det mineralgödselkväve som har antagits ersättas är suprasalpeter, N28, som ersätts med avseende på kväveinnehållet (se Avsnitt 2.5.16). Anläggning av golfbana och 25 års underhåll skulle förbruka motsvarande $12,6 \text{ kg}$ N28/ton slamprodukt (se Avsnitt 2.5.16). I slamprodukten kan 72% av kväveinnehållet anses härstamma från slammet [16]. Detta gör att $9,06 \text{ kg}$ N28/ton slamprodukt ersätts.

2.2.2.15 Transport konstgödning

Den konstgödning som slamprodukten ersätter är trippelsuperfosfat (TSP) och suprasalpeter (N28) som antas produceras på Hydro Agri i Köping. Den ersatta konstgödningen transporteras med lastbil (se Avsnitt 2.5.9) 110 km från Köping.

2.2.2.16 Spridning konstgödning

Den ersatta konstgödningen skulle ha spridits med jordbrukstraktor. Spridningen av konstgödning antas vara lika energikrävande per ton spritt material som den spridning av slam med jordbrukstraktor som sker i Ragn-Sellssystemet (se Avsnitt 2.3.2.5). Energi-

åtgången är alltså 23 MJ per ton konstgödning. Emissionsdata för traktor är behandlade enligt Avsnitt 2.5.13.

2.2.2.17 Emissioner från slam

I Avsnitt 2.6.1 redovisas mer utförligt vilka antaganden som gjorts gällande emissioner från slam. Resultatet är att 0,13 eller 6,4 kg lustgaskväve, 6,3 kg metan, 0,82 kg ammoniak-kväve och 7,5 kg nitratkväve avges per ton TS slam. Denna aktivitet ingår inte i grundfallet.

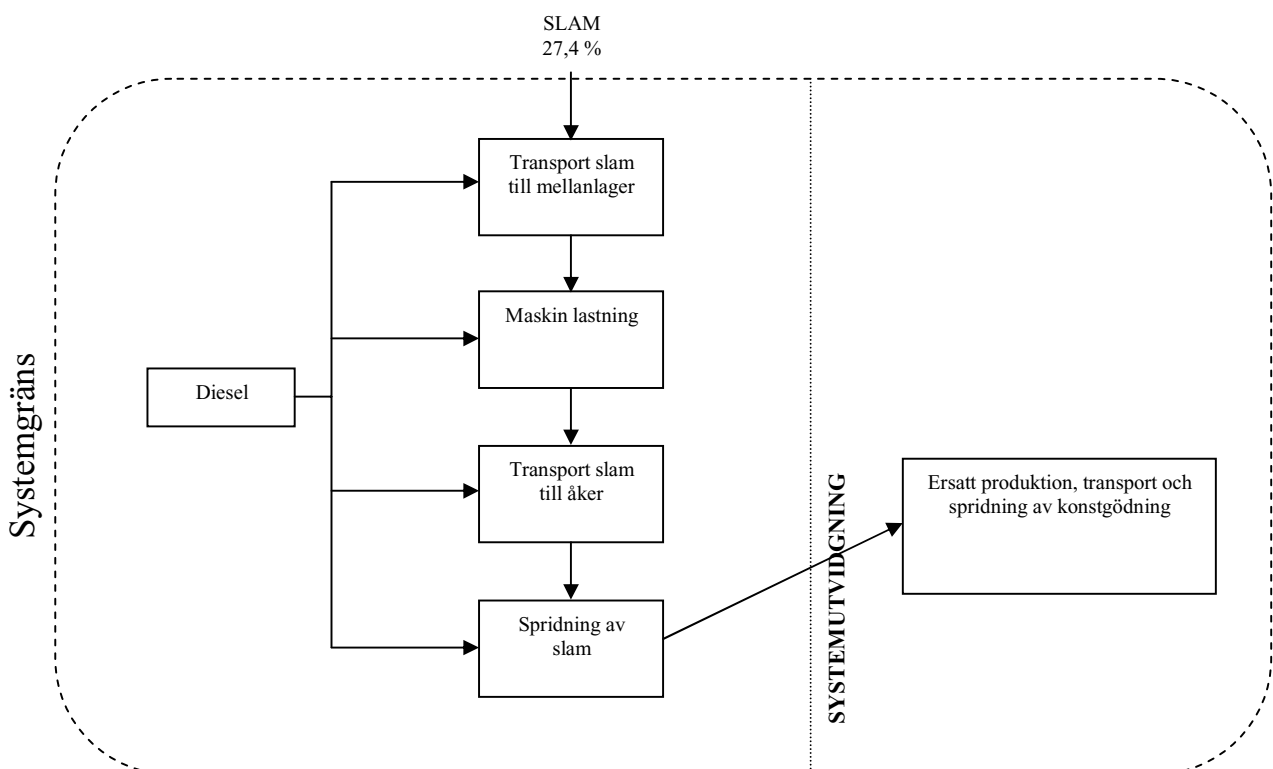
2.2.2.18 Emissioner från ersatt konstgödning

Emissioner från ersatt konstgödning beskrivs mer utförligt i Avsnitt 2.6.2. Resultatet är att 3,2 kg lustgaskväve, 4,6 kg ammoniak-kväve och 25 kg nitratkväve per ton N28 avges. Denna aktivitet ingår inte i grundfallet.

2.3 Ragn-Sells

2.3.1 Beskrivning av Ragn-Sells tekniska system

Ragn-Sells tekniska system beskrivs i Figur 12. Slam från Henriksdalsverket transporteras till ett mellanlager där det hygieniseras. Därefter transporteras slammet vidare till en lantgård där det sprids på åkrarna för jordförbättring (se Figur 6). Slammet ersätter produktion och transport av konstgödning.



Figur 12 Flödesschema över aktiviteter ingående i Ragn-Sellsystemet

2.3.2 Inventeringsdata för Ragn-Sellssystemet

Nedan beskrivs inventeringsdata och antaganden för respektive aktivitet i Ragn-Sellssystemet.

2.3.2.1 Slam

Det slam som behandlas i Ragn-Sellssystemet har en torrhalt på 27,4 % [3]. Denna torrhalt antas gälla under hela slambehandlingen [20].

2.3.2.2 Transport slam till mellanlager

Anders Hagevi på Ragn-Sells [20] har givit uppgifter om avstånd till de olika mellanlager och hur mycket slam som i dagsläget transporteras till varje lager. Utifrån dessa uppgifter har ett medeltransportavstånd beräknats till 112 km. Transporten sker med lastbil (se Avsnitt 2.5.10).

2.3.2.3 Maskin lastning

Efter mellanlagring och hygienisering lastas slammet på en lastbil med en lastmaskin. Emissionsdata för en arbetsmaskin har använts (se Avsnitt 2.5.13). Lastmaskinen kan lasta 35 ton på 45 minuter och har en dieselåtgång på 10-12 liter per timme [20]. Detta motsvarar en dieselförbrukning på 29 MJ per ton TS slam.

2.3.2.4 Transport till åker

Ett medelavstånd på transportsträckan mellan mellanlager och utläggningsplatser har beräknats till 42 km. Detta har gjorts utifrån uppgifter, givna av Anders Hagevi på Ragn-Sells [20], om avstånd från olika mellanlager till utläggningsplatser och andel slam som i dagsläget transporteras till de olika utläggningsplatserna. Transport sker med lastbil (se Avsnitt 2.5.10).

2.3.2.5 Spridning av slam

Slammet sprids med en modifierad stallgödselspridare som dras med en jordbrukstraktor med en dieselförbrukning på 20-25 liter per timme. Under förutsättning att logistiken fungerar kan 35 ton slam spridas per timme [20]. Detta motsvarar en dieselåtgång på 80 MJ per ton TS slam. För traktorn har emissionsdata för en arbetsmaskin använts (se Avsnitt 2.5.13).

2.3.2.6 Ersatt konstgödning

Det antas att växttillgängligheten på fosfor i slam är 70 % [1] och att 16 kg kväve per ton TS slam ersätts [16, 21].

Ersättning av TSP

Slammet innehåller 3,9 % fosfor som antas ha en växttillgänglighet på 70 % [1] och ersätter därmed 130,4 kg TSP per ton TS slam (se Avsnitt 2.5.16).

Ersättning av N28

Från det ursprungliga slammet antas att 16 kg kväve per ton TS slam ersätter mineralgödselkväve [16, 21] Slammet ersätter 58 kg N28 per ton TS slam (se Avsnitt 2.5.16).

2.3.2.7 Transport konstgödning

Den konstgödning som slamprodukten ersätter är trippelsuperfosfat (TSP) och suprasalpeter (N28) som antas produceras på Hydro Agri i Köping. Den ersatta konstgödningen transporteras med lastbil (se Avsnitt 2.5.9) 50 km från Köping till Stockholmsområdet.

2.3.2.8 Spridning konstgödning

Den ersatta konstgödningen skulle ha spridits med jordbrukstraktor. Spridningen av konstgödning antas vara lika energikrävande per ton spritt material som spridningen av slam med jordbrukstraktor (se Avsnitt 2.3.2.5). Energiåtgången är alltså 23 MJ per ton konstgödning. Emissionsdata för traktor är behandlade enligt Avsnitt 2.5.13.

2.3.2.9 Emissioner från slam

I Avsnitt 2.6.1 redovisas mer utförligt vilka antaganden som gjorts gällande emissioner från slam. Resultatet är att 0,13 eller 6,4 kg lustgaskväve, 6,3 kg metan, 0,82 kg ammoniak-kväve och 7,5 kg nitratkväve avges per ton TS slam. Denna aktivitet ingår inte i grundfallet

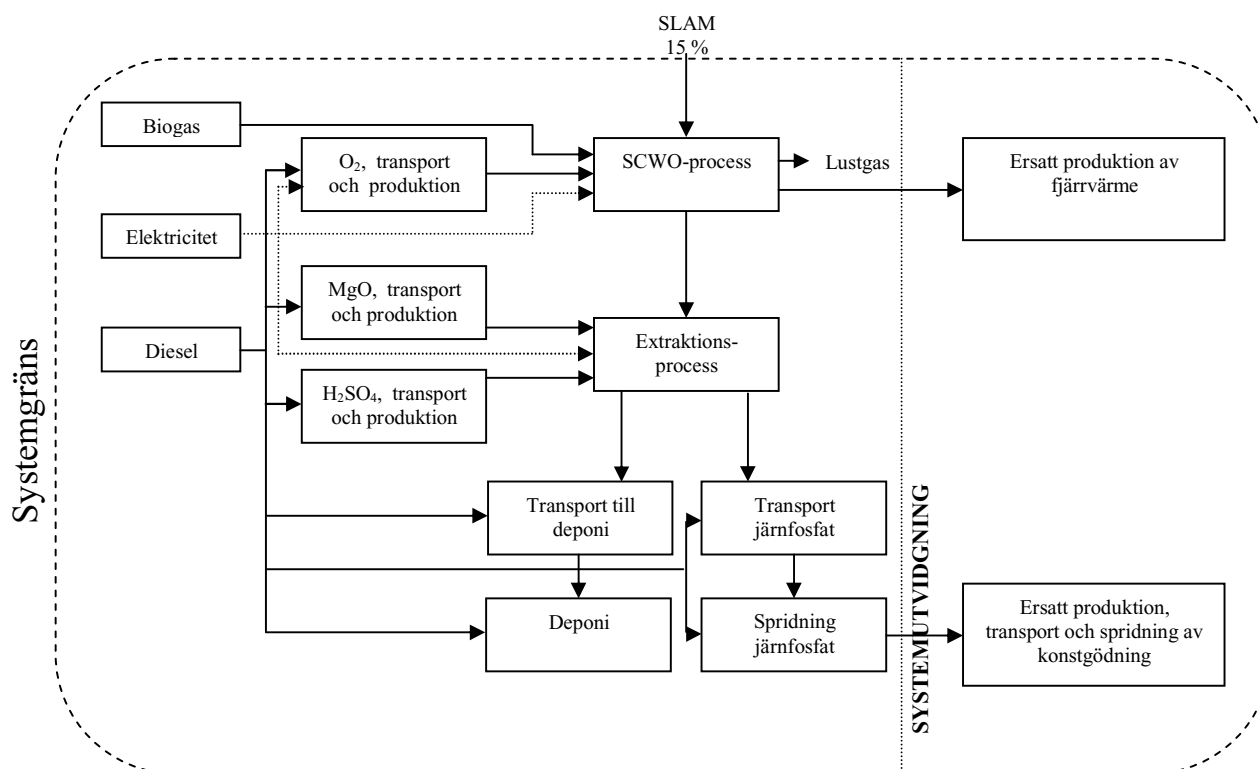
2.3.2.10 Emissioner från ersatt konstgödning

Emissioner från ersatt konstgödning beskrivs mer utförligt i Avsnitt 2.6.2. Resultatet är att 3,2 kg lustgaskväve, 4,6 kg ammoniak-kväve och 25 kg nitratkväve per ton N28 avges. Denna aktivitet ingår inte i grundfallet.

2.4 Aqua Reci

2.4.1 Beskrivning av det tekniska systemet för Aqua Reci-processen

I Figur 13 beskrivs det tekniska systemet för Aqua Reci-processen. En anläggning för oxidation i superkritiskt vatten (SCWO) och efterföljande extraktion antas vara byggd i anslutning till Henriksdalsverket så att inga transporter av slammet behövs. Slam med en torrhalt av 15 % går in i SCWO-processen. Vid processen åtgår el och för uppstarten krävs biogas. Syrgas åtgår vid oxidationen och fjärrvärme genereras som en biprodukt. Den oorganiska resten från SCWO-processen går sedan vidare till en extraktionsprocess. Där används el, svavelsyra och magnesiumoxid för att separera ut järnfosfat. Järnfosfaten transporteras till åkern där det sprids och ersätter konstgödning. Restfraktionen transporteras till deponi.



Figur 13 Flödesschema över aktiviteter ingående i Aqua Reci-processen

2.4.2 Inventeringsdata för Aqua Reci-systemet

Nedan beskrivs inventeringsdata och antaganden för respektive aktivitet i Aqua Reci-systemet.

2.4.2.1 Slam

Det slam från Henriksdal som går in i SCWO-processen har en torrhalt på 15 % [22, 15]. Detta är en lägre torrhalt än för de övriga metoderna, men ingen hänsyn har tagits till eventuella besparingar genom minskat avvattningsarbete. Slammets torrsubstans består till 56,5 % av organiskt material och till 43,5 % av oorganiskt material [22]. Kalciumhalten i slammet är 20 kg/ton TS slam [22, 15].

2.4.2.2 SCWO-process

I SCWO-processen oxideras slammet i superkritiskt vatten. Det som återstår efter oxidationen är en oorganisk rest samt koldioxid av biologiskt ursprung, kvävgas och oreagerad syrgas. Dessa gaser antas inte ge någon miljöpåverkan. För att uppnå superkritiska förhållanden krävs hög temperatur och högt tryck. Vid uppstart behöver biogas användas för att komma upp i rätt temperatur. För drift av pumpar behövs elektricitet och som oxidant används syre. Vid SCWO-processen bildas värmeenergi som kan användas som fjärrvärme. Det bildas även lustgas, som det är viktigt att rena bort så långt möjligt eftersom det är en kraftig växthusgas.

2.4.2.3 Biogas, förbränning

Biogas används vid uppstart av SCWO-processen för att komma upp i en viss starttemperatur. Hur ofta uppstart sker beror på vilken teknisk lösning som väljs. Om endast en värmeväxlare används blir det cirka 2-3 uppstarter per vecka [23]. I fallet Henriksdal antas att dubbla värmeväxlare används vilket gör att processen kan gå i stort sett kontinuerligt. I detta fall blir det ungefär en uppstart per månad [23]. Biogasen som används i Henriksdal antas vara rötgas som producerats vid rötning av slam [15] vid Henriksdalsverket. Detta sker innan slammet går vidare till något av de eventuella behandlingsalternativen. Vid varje uppstart åtgår det maximalt 55 kg biogas [22]. Totalt används 11 MJ biogas per ton TS behandlat slam. Emissioner från produktion och förbränning av biogas är behandlade enligt 2.5.7 och 2.5.14. Biogasen har antagits tillgänglig i de mängder som behövs. Eventuell annan användning av biogas som Aqua Reci-systemet kan konkurrera med har alltså inte tagits med i studien. Ingen miljöbelastning har allokerats till den lustgas som åtgår.

2.4.2.4 Syrgas, produktion och transport

För att behandla slam med SCWO-processen åtgår 1000 kg syre per ton TS slam [22].

Vid framställning av stora mängder syre används kryogenprocessen. Luft renas och kyls, därefter separeras de olika gaserna kväve, syre och argon. Om syret ska transporteras en längre sträcka behöver gasen först kylas ner till vätska för att bättre kunna transporteras i tankbilar. Miljöpåverkan från syrgasframställning kommer från den el som åtgår. Dessutom tillkommer en del mindre effekter i form av buller. Biprodukter som koldioxid och fukt släpps tillbaka ut i luften. Vid framställning av syrgas och kylning till vätska åtgår det 1,3 kWh el per normalkubikmeter syrgas [24]. Densiteten för syrgas är 1,429 gram per liter [25]. Detta gör att det åtgår 253 MJ el per ton syrgas. Det har antagits att svensk medel el används för syreproduktion (se Avsnitt 2.5.1).

AGA Gas AB har 2 fabriker i närområdet som tillverkar syrgas, en i Oxelösund och en i Sandviken [24]. Eftersom Oxelösund ligger närmast Stockholm antas det att syrgasen till Henriksdal tas därifrån. Detta innebär en transportsträcka på 120 km med tung lastbil (se Avsnitt 2.5.10). Eventuellt kan det bli aktuellt att bygga en anläggning för syrgasframställning på plats i Henriksdal. Detta skulle innebära en mindre miljöbelastning eftersom transporter då undviks. I studien antas att syrgasen produceras i Oxelösund varifrån den sedan transporteras till Henriksdalsverket

2.4.2.5 Fjärrvärme

Reaktionsvärmets vid SCWO-processen är 3490 kWh per ton TS slam. Denna värme härrör huvudsakligen från oxidationen av det organiska materialet, men till en viss del även från el och biogas som används i processen. Av detta kan 3200 kWh utvinnas som fjärrvärme [22, 23]. Det antas att det befintliga fjärrvärmenätet är utbyggt till Henriksdalsverket vilket gör att värmeenergin direkt kan användas som fjärrvärme [15]. Den fjärrvärme som ersätts och därmed slipper produceras antas vara svensk medelfjärrvärme (se Avsnitt 2.5.4).

2.4.2.6 Lustgasrening

Från SCWO-processen avges lustgas som är en viktig växthusgas. Det är därför av stor betydelse att lustgasrening används. För fallet Henriksdal antas en katalytisk reaktor med en destruktionsgrad på minst 99 % [23]. I studien räknas med en destruktionsgrad på 99 % vilket får betraktas som ett värsta fall [15]. Detta motsvarar att 0,22 kg lustgas per ton TS slam emitteras efter rening.

2.4.2.7 Elektricitet, SCWO-process och extraktion

I SCWO-processen åtgår el för att driva pumpar och annan processutrustning. Per ton TS slam används 300 kWh el [22]. Den använda elen har antagits vara svensk medelel (se Avsnitt 2.5.1).

Elåtgången för extraktionsprocessen består i drift av omrörare och pumpar och är ca 2,5 kWh per timme [26]. Detta motsvarar 1,42 kWh per ursprungligt ton TS slam. Den el som används antas vara svensk medelel (se Avsnitt 2.5.1).

2.4.2.8 Extraktionsprocess

Vilken extraktionsmetod som används beror på slammets sammansättning. I fallet Henriksdal kommer syraextraktion att användas [15] eftersom det med denna metod går att återvinna mer fosfor än med alkalisk extraktion. Från SCWO-processen kommer varje år 61335 ton slamrest med en torrhalt på 10 %. Svavelsyra används för att lösa upp det fasta materialet och magnesiumoxid för att reglera pH [22]. Ut från återvinningsprocessen kommer fyra olika fraktioner: olösliga silikater, alunite/jarosit, järnfosfat och tungmetaller [22]. Denna studie har begränsats till att endast ta hänsyn till extraktionsprocessen fram till utvinningen av järnfosfat, vilket innebär att de övriga tre fraktionerna kommer ut som en gemensam rest som skickas till deponering.

2.4.2.9 Svavelsyra

Svavelsyra används för att sänka pH i extraktionsprocessen. För anläggningen vid Henriksdalsverket beräknas svavelsyrabehovet bli 5448 kg 96-98 procentig svavelsyra per år [22]. Detta motsvarar 386 kg per ursprungligt ton TS slam.

Svavelsyran framställs på Kemira Kemi AB i Helsingborg genom förbränning av flytande svavel. Alla produktionssteg i svavelsyraframställningen alstrar en stor mängd överskottsenergi i form av ånga och el som används internt på fabriken, samt hetvatten som leds ut till fjärrvärmenätet [27]. Inventeringsdata för produktion av svavelsyra är tagna från [27] och innefattar svavelproduktion i Polen och i Lysekil följt av transport till Helsingborg med tåg och lastfartyg samt framställning av svavelsyra i Helsingborg.

Svavel produceras i Polen. Där åtgår 1,934 MJ kolkraftsel (se Avsnitt 2.5.3) för att producera 1 kg svavel. Svavlet transporteras 500 km med tåg (se Avsnitt 2.5.12) som går på europeisk medelel (se Avsnitt 2.5.2) i Polen. Från Polen till Sverige transporteras svavlet med fraktfartyg (se Avsnitt 2.5.11) 450 km till produktionsplatsen för svavelsyra.

Svavel extraheras också ut vid Scanraff i Lysekil. För detta åtgår 0,005305 MJ gasol per kg svavel (se Avsnitt 2.5.8 och 2.5.15). Svavlet transporteras med fraktfartyg (se Avsnitt 2.5.11) 290 km från Lysekil till produktionsanläggningen för svavelsyra.

Vid produktion av 1 ton svavelsyra bildas 4,1 kWh el och 194 kWh fjärrvärme som antas ersätta produktion av svensk medelel (se Avsnitt 2.5.1) respektive svensk medelfjärrvärme (se Avsnitt 2.5.4). Det bildas även en stor mängd ånga som i våra antaganden inte används till något. För produktion av 1 ton svavelsyra används 0,25 ton svavel från Polen och 0,17 ton svavel från Lysekil.

Från Helsingborg till Stockholm transporteras svavelsyran 570 km med tåg (se Avsnitt 2.5.12). För tågtransporten har det antagits att svensk medelel används (se Avsnitt 2.5.1) Därefter transporteras den från Jordbro till Henriksdal 22 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.9).

2.4.2.10 Magnesiumoxid

I extraktionsprocessen åtgår 1368 ton magnesiumoxid per år för att reglera pH [22]. Detta motsvarar 96,7 kg per ursprungligt ton TS slam.

Traditionell produktion av magnesiumoxid omfattar processer som brytning och malning av dolomit, avsvavling och vattenbehandling för att erhålla magnesiumhydroxid. Därefter följer en upphettning till 600-700°C för att dehydratisera magnesiumhydroxiden till magnesiumoxid [28]. I vissa modernare anläggningar används en elektrisk ljusbågeugn i processen [29]. Här har miljöbelastningen från magnesiumoxiden beskrivits med de uppgifter om energiåtgång som anges av Jonsson (1996) [30] och som är en mix av olika produktionsprocesser som förekommer i Europa. Vid produktion av ett kg magnesiumoxid i Grekland åtgår 5 kg dolomit, 6,6 MJ europeisk medelel (se Avsnitt 2.5.2), 1,4 MJ tung eldningsolja samt 17,8 MJ naturgas (se Avsnitt 2.5.6 och 2.5.7).

Transport från brytningsplatsen till produktionsanläggningen i Grekland antas vara 5 km och sker med tåg (se Avsnitt 2.5.12). Den färdiga magnesiumoxiden transporteras 2982 km med lastbåt till Göteborg (se Avsnitt 2.5.11). Transport från Göteborg till Henriksdal sker med lastbil 480 km (se Avsnitt 2.5.9).

2.4.2.11 Transport järnfosfat

Vid återvinningsprocessen utvinns 8457 ton järnfosfat per år [22]. Per ursprungligt ton TS slam motsvarar detta 600 kg järnfosfat med en torrhalt av 30 % [22]. Detta antas vara direkt användbart i jordbruk [15] med en växttillgänglighet för fosfor på 70 % [1].

Järnfosfaten transporteras med lastbil (se Avsnitt 2.5.10) till en åker för spridning. Det genomsnittliga transportavståndet till åkern antas vara 112 km vilket är samma genomsnittliga avstånd som till de mellanlager som används i Ragn-Sellssystemet (se Avsnitt 2.3.2.2).

2.4.2.12 Spridning av järnfosfat

Vid spridning av järnfosfat antas det att en jordbrukstraktor med spridare används. Spridningen av järnfosfat antas vara lika energikrävande per ton spritt material som spridning av slam med jordbrukstraktor i Ragn-Sellssystemet (se Avsnitt 2.3.2.5). Energiåtgången är alltså 23 MJ per ton järnfosfat. Emissionsdata för traktor är behandlade enligt Avsnitt 2.5.13.

2.4.2.13 Ersatt konstgödning

Ett ton TS slam genererar 600 kg järnfosfat med 30 % TS och ett totalt fosforinnehåll på 37 kg. Den konstgödning som ersätts antas vara trippelsuperfosfat (TSP) som tillverkas enligt Avsnitt 2.5.16.

Det antas att järnfosfaten har en växttillgänglighet på 70 % [1] vilket gör att varje ton TS slam ersätter 128 kg TSP (se Avsnitt 2.5.16).

2.4.2.14 Spridning konstgödning

Den ersatta konstgödningen skulle ha spridits med jordbrukstraktor. Spridningen av konstgödning antas vara lika energikrävande som spridning av slam med jordbrukstraktor i Ragn-Sellssystemet (se Avsnitt 2.3.2.5). Energiåtgången är alltså 22,9 MJ per ton konstgödning. Emissionsdata för traktor är behandlade enligt Avsnitt 2.5.13.

2.4.2.15 Transport konstgödning

Konstgödningen transporteras 50 km med lastbil (se Avsnitt 2.5.9) från Köping till Stockholmsområdet.

2.4.2.16 Transport till deponi

Det är möjligt att driva återvinningsprocessen längre så att även fraktionerna alunit/jarosit, tungmetaller och silikater kan separeras ur den oorganiska resten. För att förenkla studien har detta inte gjorts utan det har antagits att hela den återstående resten skickas till deponi. Eftersom resten innehåller tungmetaller har det antagits att den deponeras på SAKAB:s deponi i Närkes Kvarntorp. Extraktionsresten transporteras med lastbil 198 km till Närkes Kvarntorp (se Avsnitt 2.5.10).

2.4.2.17 Deponi

Data för energiåtgång för de arbetsmaskiner som används vid deponin samt energiåtgång för behandling av lakvatten har antagits vara samma per ton deponerat material som vid deponering av hushållsavfall är tagna från [31,32].

2.5 Gemensamma data för energi, transporter och konstgödning

Den energi som används eller ersätts i de olika processerna och delstegen kommer i huvudsak från energibärarna el, fjärrvärme och fossila bränslen. De råvaror och produkter som ingår i studien transporteras med tung lastbil, godståg eller fraktfartyg. Bränsle i form av diesel, tung eldningsolja och biogas förbrukas i vissa delsteg och processer. För att få rätt emissionsdata för denna förbrukning krävs uppgifter om vilken typ av panna eller maskin som bränslet används i.

Produktionen av den konstgödning som ersätts är behandlad på samma sätt för de fyra olika slamhanteringsalternativen.

2.5.1 Framställning av svensk medelel

Den el som används inom de olika delprocesserna som sker i Sverige har antagits vara svensk medelel. Inventeringsdata avser elproduktion enligt produktionsfördelningen i Sverige 1995, och inkluderar 5 % nätförlust. Den produktionsmix som använts är:

Vattenkraft	46,80 %
Kärnkraft	46,55 %
Oljekondens	2,70 %
Kraftvärme, biobränsle	1,70 %
Kolkondens	1,55 %
Kraftvärme, naturgas	0,50 %
Gasturbiner	0,10 %
Vindkraft	0,10 %

Data för miljöpåverkan inkluderar bränsleproduktion, elproduktion och restproduktshantering, men däremot inte konstruktion och rivning av produktionsanläggningarna [33]. Data är dokumenterade genom [34].

2.5.2 Framställning av europeisk medelel

Vissa underaktiviteter har inte skett i Sverige utan någon annanstans i Europa. Detta gäller till exempel produktion av TSP. Elanvändningen i dessa processer har, då inget annat uppgivits, antagits vara europeisk medelel. Inventeringsdata avser elproduktion enligt produktionsfördelningen i EU 1994, och inkluderar 9 % nätförlust. Data är hämtade från [35], som jämfört och sammanställt en rad olika datakällor vad avser produktionsmix och emissionsprofiler för kraftgenerering i olika Europeiska länder. Data inkluderar bränsleproduktion, elframställning och avfallshantering, men inte konstruktion och rivning av produktionsanläggningar. Informationen är dokumenterad genom [34].

2.5.3 Framställning av kolkraftsel

Elektricitet specifikt producerad med kolkraft används vid svavelproduktion i Polen. Inventeringsdata för kolkraftsel avser produktion av elektricitet i moderna kolkondenskraftverk och inkluderar en nätförlust på 9 %. Data är hämtade från [36] och dokumenterade genom [34].

2.5.4 Framställning av svensk medelfjärrvärme

Den fjärrvärme som används i studien är svensk medelfjärrvärme med en verkningsgrad på 97 %. Produktionsmixen är dokumenterad genom [34] och består av [37]:

Förnyelsebart bränsle	24,2 %
Elektricitet	12,7 %
Olja	12,0 %
Torv	8,2 %
Kol	7,7 %
Naturgas	7,0 %
Annan värmeproduktion	28,2 %

Posten 'annan värmeproduktion' utgörs till stor del av överskottsvärme från industrier.

2.5.5 Framställning av diesel

Emissionsdata för utvinning och förädling av den diesel som används omfattar råoljeutvinning, transport av råolja, raffinering till diesel samt distribution av diesel [36] och är dokumenterade genom [34]. Informationen avser förhållanden i början av 1990-talet.

2.5.6 Framställning av tung eldningsolja

Miljöbelastning avser extraktion, raffinering och transport till lager av tung eldningsolja. Ingen transport antas ske mellan lager och användningsplats. Eldningsoljan utvinns tillsammans med andra oljeprodukter. Alla kända inflöden har följts uppströms [36]. Data är dokumenterade genom [34].

2.5.7 Framställning av biogas och naturgas

Den biogas som används i Aqua Reci-systemet (se Avsnitt 2.4.2.3) är rötgas från rötning av slammet vid Henriksdalsverket. Denna rötning sker innan slammet gått vidare till något av behandlingsalternativen. Hänsyn har ej tagits till miljöbelastning vid

framställning av denna. Ej heller har den miljöbelastning som uppstår när eventuell annan användning av gasen måste ersättas tagits hänsyn till.

Naturgas används vid framställning av magnesiumoxid. Miljöbelastning avseende extraktion, raffinering och transport till lager av naturgas är tagna från [38] och dokumenterade genom [34]. Ingen transport antas ske mellan lager och användningsplats.

2.5.8 Framställning av gasol

Miljöbelastning avser extraktion, raffinering och transport till lager av gasol. Ingen transport antas ske mellan lager och användningsplats [36]. Gasol utvinns tillsammans med andra oljeprodukter. Informationen avser förhållanden i början av 1990-talet. Data är dokumenterade genom [34].

2.5.9 Transport med tung lastbil, lastgrad 70 %

Transportemissionerna för transport med tung lastbil baseras på bränsleförbrukning och emissionsfaktorer avseende ton-km last och gäller transport med en genomsnittlig lastbil med maxlast 40 ton och maxvikt 60 ton, som uppfyller utsläppskraven Euro2, kör landsvägskörning och har lastgraden 70 % [39]. Data är dokumenterade genom [34]. Emissionsdata för utvinning och förädling av den diesel som krävs beskrivs i Avsnitt 2.5.5.

2.5.10 Transport med tung lastbil, tom returtransport

Transportemissionerna för transport med tung lastbil baseras på bränsleförbrukning och emissionsfaktorer avseende ton-km last och gäller transport med en genomsnittlig lastbil med maxlast 40 ton och maxvikt 60 ton, som uppfyller utsläppskraven Euro2, kör landsvägskörning och åker tillbaka utan last [39]. Data är dokumenterade genom [34]. Emissionsdata för utvinning och förädling av den diesel som krävs beskrivs i Avsnitt 2.5.5.

2.5.11 Transport med fraktfartyg

Miljöbelastningen för transport med fraktfartyg baseras på eldningsolja förbrukning och emissionsfaktorer avseende ton-km last. Emissionerna avser förbränning av tung eldningsolja i maskinerna på ett fraktfartyg med en dödvikt överstigande 8 000 ton och en lastgrad av 60 % [39]. Data är dokumenterade genom [34]. Miljöbelastningsdata för den tunga eldningsolja som behövs beskrivs i Avsnitt 2.5.6.

2.5.12 Transport med tåg

Miljöbelastningen för transport med godståg baseras på elektricitetsbehov per ton-km last. Data för elåtgången är tagna från Nätverket för Transport och Miljö [39] och dokumenterade genom [34]. Tågtrafiken i Sverige antas drivas med svensk medelbelastning medan tågtrafik i övriga delar av Europa antas drivas med europeisk medelbelastning. Framställning av el behandlas i Avsnitt 2.5.1 respektive 2.5.2.

2.5.13 Förbränning av diesel i en arbetsmaskin

Emissioner från förbränning av diesel i grävmaskiner, lastmaskiner, spridningsmaskiner, traktorer, bandschaktare och pistmaskiner beskrivs med dieselförbränningen i en Volvo L70C [40, 41, 42]. Uppgifter ges som emissionsfaktorer från förbränning av en viss mängd diesel med ett visst energiinnehåll. Data för utvinning och förädling av den diesel som krävs beskrivs i Avsnitt 2.5.5.

2.5.14 Förbränning av biogas och naturgas

Miljöbelastningen vid förbränning av biogas och naturgas baseras på emissionerna från förbränning av 1 MJ naturgas [36]. Data är dokumenterade genom [34]. Vid förbränning av biogas emitteras dock ingen fossil koldioxid. Framställningen av biogas och naturgas beskrivs i Avsnitt 2.5.7.

2.5.15 Förbränning av gasol

Miljöbelastningen för värmeproduktion vid svavelextraktion i Lysekil (se Avsnitt 2.4.2.9) är beräknad från specifika data från förbränning av 1 MJ gasol i en industriell tillverkningsprocess [43]. Data är dokumenterade genom [34]. Emissionsdata för utvinning och förädling av den gasol som krävs beskrivs i Avsnitt 2.5.8

2.5.16 Ersatt konstgödning

Vilken sorts konstgödning som ersätts varierar normalt från fall till fall. För att kunna göra en jämförelse har allt mineralgödselkväve räknats om till suprasalpeter, N28 med avseende på kväveinnehållet och all fosforgödning har räknats om till trippelsuperfosfat, TSP med avseende på fosforinnehållet.

Det mineralgödselkväve som ersätts är suprasalpeter, N28, som tillverkas på Hydro Agri i Köping. N28 har ett kväveinnehåll på 27,6 viktprocent. Inventeringsdata för produktion av N28 är tagna från Davis och Haglund [44]. En mol kväve i slam ersätts av en mol kväve i konstgödningen.

Den fosforgödning som ersätts är trippelsuperfosfat, TSP, som innehåller 48 viktprocent P_2O_5 och således 21 % fosfor. Tillverkningen antas ske i Köping, men de livscykelanalysdata som använts är för västeuropeisk medelproduktion av TSP och kommer från Davis och Haglund [44].

2.6 Emissioner från biogeokemiska processer

Avloppsslammet förändras med tiden genom att biogeokemiska processer verkar på slammet under hantering och efter eventuell spridning på mark. I detta avsnitt diskuteras huvudsakligen emissioner som bildas genom mikrobiologiska processer som sker i slammet. Dessa processer genererar emissioner till luft av ammoniak, lustgas och metan samt emissioner till vatten av kväve i form av nitrat. De mikrobiologiska processerna är av olika karaktär beroende på bland annat fukttinnehåll, syretillgång, temperatur och slamsammansättning. I de olika systemen är det därför troligt att emissioner bildas i olika stor utsträckning. Emissionerna kan ha stor betydelse för resultaten i denna studie och är därför viktiga att utreda. Även från konstgödning uppkommer emissioner av lustgas och ammoniak samt urlakning av nitrat. Dessa emissioner kommer att ingå i det ersatta systemet och diskuteras i Avsnitt 2.6.2.

2.6.1 Emissioner från slam

I Bolidensystemet transporteras avloppsslammet till Aitik där det lastas ur. Sommartid sprids slammet direkt och på vintern används el för att tina slammet så att det kan tömmas och sedan får det ligga tills det tinat upp på våren och kan spridas. Under transport och lagring är det troligt att emissionerna från slammet är ganska små eftersom mikrobiologiska processer arbetar långsamt vid låga temperaturer. Dock finns det studier som pekar på att lustgasemissionerna kan vara höga redan vid 0°C [45]. När slammet sprids läggs det ut i ett 2 decimeter tjockt lager och rörs eller behandlas inte mer. Här är det troligt att en del emissioner av lustgas, ammoniak och metan bildas. En del av kvävet kommer också att lämna slammet efter utläggning genom lakning som nitrat.

I Econovasytemet sker en mer avancerad hantering av slammet. I flera steg blandas och luftas slammet för att mikrobiologiska processer ska komma igång och verka. Det är troligt att emissionerna under hantering är större i Econovasytemet än i Bolidensystemet. Vid hantering av slammet samlas lakvattnet upp och omhändertas lokalt vilket gör att mängden nitrat som lakas ut i marken förmodligen blir mindre än för övriga system. Vid spridning på golfbana läggs ett 10 cm tjockt lager slamprodukt ut. Efter spridning är det troligt att emissionerna från slammet är lägre än i Bolidensystemet, dels på grund av det tunnare lagret, dels på grund av att mikrobiologiska processer redan har verkat under en lång tid i slammet.

Ragn-Sells låter slammet ligga i ett mellanlager under 7-10 mån. Under denna period är det troligt att förhållandena är gynnsamma för flera mikrobiologiska processer under en stor del av tiden. Emissionerna ligger antagligen i nivå med Econovasytemet. Efter spridning kommer slammet antagligen att myllas ner i jorden snabbt, vilket medför låga emissioner av lustgas och ammoniak.

I Aqua Reci-systemet tas det bildade avloppsslammet omhand direkt och allt organiskt material oxideras fullständigt i SCWO-reaktorn. Det som återstår efter oxidation är en oorganisk rest som inte innehåller organiskt material eller kväveföreningar. Utsläpp av

ammoniak, lustgas eller metan kan alltså inte uppstå från slammet efter behandling. En del av kväveinnehållet i slammet kommer under oxidationen att bilda lustgas. Detta ses som en processemission och finns med i grundfallet för Aqua Reci. Resten av kvävet i slammet avges som kvävgas till luft eller ammonium i det vatten som går tillbaka till reningsverket.

För att utröna hur stora emissionerna kan vara från slam och konstgödning har en litteraturstudie gjorts. Dock har relativt få studier gjorts vad gäller emissioner från slam och det har varit svårt att hitta något entydigt svar på hur stora emissionerna är under olika förutsättningar.

2.6.1.1 Lustgas

Lustgas bildas som en biprodukt vid nitrifikation (aerob process) och vid denitrifikation (huvudsakligen anaerob). Få studier om lustgasemissioner från rötslam har gjorts och därför har även studier som behandlar emissioner från kompostering av slam och spridning av kalkat slam på jordbruksmark tagits med i litteraturstudien.

Flodman [46] har gjort mätningar på lustgasemissionerna från ett oluftat slamlager med en slamtjocklek på 1,2-1,7 meter av avvattnat rötslam. Regelbundna mätningar gjordes under en försöksperiod som sträckte sig från maj till augusti 2001. Det visade sig att lustgasemissionerna var högre för försöksytor med färskt rötslam jämfört med försöksytor med 3 år gammalt rötslam. Av detta kan slutsatsen dras att lustgasemissionerna minskar med tiden. Efter en viktning av resultaten kom Flodman fram till att den årliga lustgasavgången från färskt rötslam är 5 kg lustgas/ton TS slam. Flodman anger att om hela Sveriges slamproduktion lagrades under ett år skulle dess lustgasutsläpp stå för 5 % av de totala antropogena utsläppen av lustgas i Sverige.

Czepiel *et al.* [47] har studerat lustgasbildningen vid termofil (55°C) kompostering med aktiv luftning i 40 dagar följt av en viloperiod på 30 dagar. Komposten var 2 meter djup och bestod av lika delar orötat slam och aska från biomassaförbränning (baserat på torrsvikt). Under försöksperioden (70 dagar) bildades 0,7 kg lustgas/ton TS slam. Med ett antagande att lustgasproduktionen är konstant skulle detta på ett år motsvara 2,32 kg lustgaskväve/ton TS slam.

Kuboi och Hiroki [48] har utfört en studie där avvattnat, kalkat slam spreds på mark. Mätningar av lustgasemissionerna gjordes sedan under en vecka. Resultaten från studien visar att 0,3 % av kväveinnehållet under den tiden avgår som lustgas. Detta skulle med antagandet att emissionerna är lika stora under hela året motsvara 2,41 kg lustgaskväve/ton TS slam och år.

Enligt Cederberg [49] avgår 1,25 % av det totala kväveinnehållet i slam som lustgas vid spridning av slam på åkermark. Detta är en emissionsfaktor satt av IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) och skulle svara mot 0,48 kg

lustgaskväve/ton TS slam totalt. Dock ansåg Cederberg att det var troligt att lustgasemissionerna kunde vara större än så.

En studie där havreodlingar i Colorado behandlades med rötat, avvattnat slam har utförts av Mosier *et al.* [50]. Under 155 dagar mättes sedan lustgasemissionerna och visade sig vara motsvarande 0,048-0,062 kg lustgaskväve/ton TS slam och år med antagandet att emissionerna är lika stora under hela året.

I Tabell 1 visas en jämförelse mellan de olika studierna där resultaten har räknats om till lustgasemissioner per ton TS slam och år. Resultaten från studierna visar att emissionerna varierar kraftigt. Det är ändå viktigt att komma ihåg att dessa studier är gjorda för system där den föregående slambehandlingen har skilt sig och där även mätningarna har gjorts under helt skilda förutsättningar. Det är antagligen inte heller helt riktigt att anta att emissionerna är konstanta under ett helt år, vilket har gjorts för att kunna jämföra de olika studierna med varandra. Det är rimligt att anta att lustgasemissionerna minskar med tiden vilket exempelvis Flodmans studie visar. Dock är det svårt att säga hur mycket och hur snabbt de avtar.

Tabell 1 Jämförelse mellan olika studier om lustgasemissioner i slam.

	kg lustgaskväve/ton TS slam
Flodman (2002)	3,18 (per år)
Czepiel <i>et al.</i> (1996)	2,32 (per år)
Kuboi och Hiroki (1986)	2,41 (per år)
Cederberg (2004)	0,48 (totalt)
Mosier <i>et al.</i> (1982)	0,048-0,062 (per år)

I slamhanteringssystemen Econova och Ragn-Sells lagras slammet en längre tid, vilket gör att dessa lättast går att jämföra med Flodmans studie. I Econovasystemet sker en del luftningar som skulle kunna påverka lustgasbildningen. Det förekommer också inblandning av andra material, men det är inte troligt att dessa påverkar lustgasbildningen nämnvärt [51]. Slamlagret efter utläggning i Boliden är ganska tjockt vilket gör att även detta system liknar slamlagring och därför är mer jämförbart med Flodmans slamlagring än med exempelvis utläggning på jordbruksmark. Leif Klemmedtsson, en av Sveriges ledande experter på lustgasbildning från mikrobiologiska processer i mark anser att Flodmans studie är representativ för förhållandet vid lustgasbildning från slamlagring [51].

För att belysa hur viktiga lustgasemissionerna kan vara har två olika scenarier använts för att göra karakteriseringar för de olika systemen, dels ett scenario där 3,18 kg lustgaskväve/ton TS slam och år avges och dels ett scenario där 0,064 kg lustgaskväve/ton TS slam och år avges. Emissionerna har antagits pågå med oförändrad styrka i två år vilket gör att det totalt har antagits att 0,13 respektive 6,4 kg lustgaskväve/ton TS slam emitteras.

2.6.1.2 Metan

Vid den rötning av slammet som sker innan det lämnar Henriksdalsverket har redan en stor del av kolinnehållet avgått som biogas. Ändå kommer en del metanemissioner att uppkomma vid fortsatt slambehandling.

Flodman [46] har mätt metanemissionerna från lagring av avvattnat rötslam utan luftning. Slammets tjocklek varierade mellan 1,2 och 1,7 meter. Mätningarna pågick under perioden maj till augusti 2001, med totalt 10 mättillfällen. Metanemissionerna visade sig bli 3130 g metan/ton TS slam och år. Flodman anger att om hela Sveriges slamproduktion lagrades under ett år skulle dessa metanutsläpp stå för 0,2 % av de totala antropogena utsläppen av metan i Sverige. Det visade sig också att bildningen av metan avtog mycket kraftigt med tiden.

I en studie gjord av Ambus *et al.* [52] framkommer det att 0,01 % av kolinnehållet i slam avgår som metan. Detta gäller när rötat slam sprids på åkermark (280 g/m²). Större delen bildas under de 60 första dagarna efter spridning. Ambus *et al.* antog att metanbildningen orsakas av lättnedbrytbara organiska föreningar som inducerar metanogena förhållanden. Under våren sker dessutom en temperaturökning som påskyndar nedbrytningen av organiskt material och skapar anaeroba förhållanden och därmed fördelaktiga betingelser för metanogena mikroorganismer. Om detta antagande gäller för allt det slam (80 000 ton) som sprids på dansk åkermark så skulle slammet stå för 0,1 % av de samlade utsläppen av metan från danskt jordbruk. För vår studie antar vi att 40 viktsprocent av det organiska materialet i slammets torrsustans består av kol. Då det organiska innehållet i slam är 56,5 % fås en total emission av metan på 22,6 g/ton TS slam.

Tabell 2 Jämförelse mellan olika studier om metanemissioner från slam.

	g metan/ton TS slam
Flodman (2002)	3130 (per år)
Ambus <i>et al.</i> (2001)	22,6 (totalt)

Eftersom omständigheterna i de olika slamhanteringsalternativen i LCA-studien främst liknar de vid slamlagring har Flodmans värden på emissionerna antagits gälla. Då både Flodman och Ambus *et al.* uppger att metanemissionerna minskar kraftigt med tiden antas emissionerna pågå med oförändrad intensitet i två år och den antagna metanemissionen i LCA-studien är alltså 6260 g metan/ton TS slam. Det är möjligt att detta antagande ger en överskattning av metanemissionerna eftersom de avtar kraftigt med tiden.

2.6.1.3 Ammoniak till luft

En del av kväveinnehållet i slammet kommer att avgå som ammoniak till luft. Även här har endast ett fåtal studier gjorts med mycket varierande resultat eftersom emissionerna varierar mycket med typ av hantering av slammet.

Cederberg [49] anger att 30 % av ammoniumkvävet avges som ammoniak vid spridning av slam på åkermark (enligt STANK, jordbruksverkets dataprogram). Detta skulle i fallet med slam från Henriksdal motsvara 3,0 kg ammoniak-kväve/ton TS slam.

Enligt Hutchings *et al.* [53] blir ammoniakavgången från slam vid spridning på åkermark 3 % av kväveinnehållet om 10 % av kväveinnehållet existerar som ammoniumkväve. I slammet från Henriksdal är kväveinnehållet 3,8 % av det torra materialet vilket gör att ammoniakemissionerna blir 1,34 kg ammoniak-kväve/ton TS slam.

I en studie gjord av Flodman [46] med mätningar på avvattnat, rötat slam i ett slamlager (1,2-1,7 meter djupt) visar det sig att ammoniakavgången i värsta fall kan vara 3,95 g ammoniak-kväve/ton TS slam och år. Dessa mätningar är gjorda under perioden maj-juli 2001 med totalt 6 mättillfällen. Resultaten visar på att emissionerna minskar med tiden och att de troligen blir lägre då olika täckmaterial används.

Kuboi och Hiroki [48] har utfört en studie där avvattnat, kalkat slam har spridits på mark. Mätningar av ammoniakemissionerna har sedan gjorts under en vecka. Resultaten från studien visar att 0,0021 % av kväveinnehållet under den tiden avgår som ammoniak. Detta skulle med antagandet att emissionerna är lika stora under hela året motsvara 0,042 kg ammoniak-kväve/ton TS slam och år.

Tabell 3 Jämförelse mellan olika studier om ammoniakemissioner från slam.

	kg ammoniak-kväve/ton TS slam
Cederberg (2004)	3,0 (totalt)
Hutchings <i>et al.</i> (2001)	1,34 (totalt)
Flodman (2002)	0,00395 (per år)
Kuboi och Hiroki (1986)	0,042 (per år)

De föreslagna slamemissionerna varierar kraftigt, men eftersom Flodman själv påpekar att hans mätutrustning inte var helt tillfredsställande har vi valt att anta ett värde på emissionerna som ligger närmare de värden som är föreslagna av Cederberg samt Hutchings *et al.* I LCA-studien har emissionerna antagits vara totalt 0,82 kg ammoniak-kväve/ton TS slam.

2.6.1.4 Nitrat

Hur mycket kväve som lakas ut som nitrat från slam beror på en mängd olika faktorer, till exempel vilken sorts jord slammet läggs ut på, slammets torrhalt och hur mycket kväve slammet innehåller.

Cederberg [49] säger att för en giva på 15 ton vått slam per hektar med en torrhalt på 15 % och en totalkvävehalt på 4,5 % avgår 20 kg kväve/hektar som nitrat på en lerjord enligt en förenklad modell från jordbruksverkets dataprogram STANK. Omräknat till den torrhalt och det kväveinnehåll som finns i slammet från Henriksdal skulle detta betyda att 7,5 kg nitratkväve/ton TS slam lakas ut.

Shepherd [54] har gjort en studie där rötat slam med en torrhalt på 29,5-40 % spridits ut på jordbruksmark. Därefter har nitratläckaget mätts vid fyra olika tillfällen. Det visade sig att nitratläckaget varierade med årstiderna och att 2-11 % av det totala kväveinnehållet i slammet lakades ut som nitrat. Detta skulle motsvara 0,76-4,18 kg nitratkväve/ton TS slam.

Kleber *et al.* [55] har gjort en studie där bland annat nitratläckaget efter utläggning av slam på ett upplag för kolgruveavfall i Tyskland studerats. Efter utläggning av 450 ton TS slam/hektar kunde ett nitratläckage på 630 kg kväve/hektar uppmätas. Med antagandet att allt kväve kommer från slammet betyder detta att 1,4 kg nitratkväve/ton TS slam lakas ut.

Tabell 4 Jämförelse mellan olika studier om nitratläckage från slam

	kg nitratkväve/ton TS slam
Cederberg	7,5 (totalt)
Shepherd (1996)	0,76-4,18 (totalt)
Kleber <i>et al</i> (1999)	1,4 (totalt)

Det har gjorts få studier inom detta område och resultaten beror av en mängd olika faktorer. Denna litteraturstudie visar på att nitratläckaget ligger någonstans mellan 0,76 och 7,5 kg nitratkväve/ton TS slam. I LCA-studien har ett värsta fall antagits med 7,5 kg nitratkväve/ton TS slam för att visa hur stor miljöpåverkan nitratläckage kan ha. Detta antagande är förmodligen för högt för systemen Econova och Ragn-Sells eftersom lakvattnet från slamlagring där tas om hand lokalt. För Bolidensystemet stämmer det antagna värdet förmodligen bättre, även om marken på gruvområdet skiljer sig en hel del från jordbruksmark.

2.6.2 Emissioner från ersatt konstgödning

Vid användning av konstgödning på åkermark uppkommer emissioner av bland annat lustgas och ammoniak till luft. Dessutom lakas en del av kväveinnehållet ut som nitrat. Dessa emissioner bör läggas till det ersatta systemet för de slamhanteringsalternativ där

mineralgödselkväve ersätts, alltså Boliden, Econova och Ragn-Sells. För att få en uppfattning om hur stora dessa emissioner är har en litteraturstudie gjorts.

2.6.2.1 Lustgas

Lustgas bildas till största delen som en biprodukt under denitrifikationsprocessen. Det bildas också en del lustgas vid nitrifikationsprocessen, men i mindre mängder än vid denitrifikation. Lustgasemissionerna från konstgödning varierar mellan olika jordar, olika gödningsmedel, odlingsåtgärder och klimat samt flera andra faktorer och det kan därför vara svårt att ge något generellt fall. En litteraturstudie har gjorts för att kunna göra antaganden om hur stora lustgasemissionerna från ersatt konstgödning är.

Gitarskii *et al.* [56] har gjort mätningar på lustgasemissioner efter applikation av mineralgödselkväve på två olika sorters jordar, en jord med hög humushalt och en podsoljord. Resultaten visade att 1,7 % respektive 4,7 % av kväveinnehållet i gödningen avgick som lustgas efter att 100 kg mineralgödselkväve/hektar lagts ut. Emissionerna varade i 195 dagar. Vid användande av suprasalpeter, N28, skulle detta motsvara 4,7 respektive 13 kg lustgaskväve/ton N28. Samma forskargrupp har vid ett annat tillfälle gjort liknande mätningar på två olika sorters jordar, en med hög humushalt och en podsoljord (Romanovskaya *et al.* [57]). Här lades 40-75 kg mineralgödselkväve ut och mätningarna av lustgasemissioner pågick sedan i 140 dagar. Det visade sig att 1,26 % respektive 2,38 % av kvävet i gödningen avgick som lustgas vilket motsvarar 3,5 respektive 6,55 kg lustgaskväve/ton N28.

Välímáa och Stadig [58] har gjort en litteraturstudie och funnit att OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) föreslår en förenklad modell för lustgasemissioner från mineralgödselkväve där 1 % av kväveinnehållet i gödningsmedlet avgår som lustgas. Detta skulle för N28 leda till att 2,76 kg lustgaskväve/ton N28 avgår som lustgas, men att mängden mycket väl kan variera.

Hénault *et al.* [59] har gjort en studie där lustgasemissioner har mätts under en period av ett år efter att olika sorters mineralgödselkväve har spridits. Lustgasemissionerna visade sig variera med årstiden och med vilken sorts mineralgödselkväve som användes. De högsta emissionerna uppkom på de åkrar som gödslats med ammoniumnitrat där 0,53 % av kvävet avgick som lustgas. Detta skulle innebära att lustgasemissionerna blir 1,46 kg lustgaskväve/ton N28.

Tabell 5 Jämförelse mellan olika studier om lustgasemissioner från mineralgödselkväve

	kg lustgaskväve/ton N28
Gitarskii <i>et al.</i> (2000)	4,7 eller 13
Romanovskaya <i>et al.</i> (2001)	3,5 eller 6,55
Välímáa och Stadig (1998)	2,76
Hénault <i>et al.</i> (1998)	1,46

Resultaten från samtliga studier ligger inom en tiopotens och lustgasemissionerna antas i inventeringen vara 3,18 kg lustgaskväve/ton N28.

2.6.2.2 Ammoniak

Ammoniak avgår från mineralgödselkväve både direkt och indirekt. Den direkta avgången sker från gödselmedel som innehåller ammonium medan den indirekta avgången sker från nitratbaserade gödningsmedel genom att kväveinnehållet i växterna ökar och att de i samband med detta avger mer ammoniak.

Hutchings *et al.* [53] anger att 2 % av det totala kväveinnehållet i ammoniumnitrat avgår som ammoniak. Detta motsvarar 5,5 kg ammoniak-kväve/ton N28.

Välímáa och Stadig [58] har gjort en litteraturstudie och funnit att jordbruksverket redovisar att det avgår 2,75 kg ammoniak-kväve/ton N28, medan CORINAIR (COReInventory of AIR emissions, European Environment Agencys inventering) uppger att 1 % av kvävet i ammoniumnitrat avgår som ammoniak. Detta skulle motsvara 2,76 kg ammoniak-kväve/ton N28.

Tabell 6 Jämförelse mellan olika studier om ammoniakemissioner från mineralgödselkväve

	kg ammoniak-kväve/ton N28
Hutchings <i>et al.</i> (2001)	5,5
Välímáa och Stadig (1998)	2,75 eller 2,76

Dessa värden på ammoniakemissioner från konstgödning ligger ganska nära varandra och därför har inte någon fördjupad litteraturstudie gjorts. I inventeringen har det antagits att 4,55 kg ammoniak-kväve per ton N28 emitteras från det ersatta mineralgödselkvävet. Detta värde är ungefär mitt i det intervall som redovisats i litteraturstudien.

2.6.2.3 Nitrat

Hur mycket kväve som lakas ut som nitrat från mineralgödselkväve är svårt att säga och beror exempelvis på jordarten och kvävegivans storlek. Välímáa och Stadig [58] har funnit att utlakningen varierar mellan 8 och 55 kg nitratkväve/ton N28 vid gödning med 137-165 kg kväve/hektar i tre olika län och på olika jordartstyper. Detta är ett brett intervall och i inventeringen har det antagits att nitratläckaget ligger ungefär i mitten av intervallet på 25 kg nitratkväve/ton N28.

3 Resultat och diskussion

3.1 Inventeringsresultat

De data som har samlats in eller tagits fram under inventeringen har sammanställts i inventeringsmatriser för de fyra slamhanteringsmetoderna. Dessa inventeringsmatriser finns återgivna i sin helhet i Appendix 1-5. Matriserna innehåller miljöbelastningar i form av resursförbrukning, emissioner och avfall som skapas eller sparas när de olika aktiviteterna i systemet utförs. För kunna förstå var i systemet som miljöbelastningen uppstår finns de olika parametrarna angivna för de olika aktiviteterna i varje system.

I utvärderingen behandlas grundfall, systemet ersatt konstgödning samt systemet emissioner från slam och konstgödning var för sig. I grundfallet ingår hela det tekniska systemet utom den ersatta konstgödningen samt emissioner. Dessa behandlas separat eftersom mängd och typ av ersatt konstgödsel samt storleken på emissioner från slammet kommer att spela en stor roll och därför är det av vikt att kunna se det övriga systemet separat. Inventeringsdata för grundfall och ersatt produktion av konstgödning finns beskrivna i Avsnitt 2.1.1-2.5.16. För emissioner som uppkommer genom biogeokemiska processer som påverkar slammet, huvudsakligen mikrobiologisk aktivitet, är kunskapsläget idag otillräckligt för en säker kvantifiering. Avsnitt 2.6 beskriver en litteratursammanställning över emissioner från slam samt gjorda antaganden. De effekter som metaller och andra föroreningar i slammet kan ge upphov till efter spridning eller deponering har ej tagits med i inventeringen, huvudsakligen beroende på bristen på allmänt accepterade metoder som kan kvantifiera belastningen på miljö och hälsa från dessa. I stället görs en jämförelse med rekommenderade nivåer i olika gränsvärdeslistor. Detta diskuteras vidare i Avsnitt 3.8.

3.2 Miljöpåverkansbedömning, karakterisering

Vid tolkning av resultatet från en livscykelanalys är det till hjälp att gruppera parametrar i inventeringsmatrisen. För de fyra undersökta systemen gjordes en sådan gruppering (klassificering) av parametrar som bidrar till växthuseffekt, försurning, övergödning respektive resursanvändning. Efter att parametrarna har räknats om till en och samma enhet kan dessa summeras (karakterisering). Vid miljöpåverkansbedömningen är det mycket viktigt att komma ihåg hur de system man arbetar med är byggda och begränsade, vilka data som har valts att användas och vilka antaganden som har gjorts eftersom alla dessa faktorer kommer att påverka resultatet. Med de valda antagandena blir resultatet alltid ett och samma. Med andra antaganden får man ett annat resultat.

I denna studie har miljöeffekterna från de olika delprocesserna karakteriserats med fyra olika karakteriseringsmetoder. Emissioner av gaser som bidrar till växthuseffekten (Global Warming Potential, GWP) har räknats om till kg koldioxidekvivalenter beroende på hur starka växthusgaser de är. Bidrag till försurningen (Acidification Potential, AP) ges i form av kg svaveldioxidekvivalenter. I karakteriseringen avseende övergödning

(Nitrification Potential, NP) har de emitterade ämnena räknats om till nitratekvivalenter. Vid karakterisering av dessa miljöeffekter användes karakteriseringsindex från EDIP [60]. Även en karakterisering med avseende på resursförbrukning gjordes. Där har de resurser som används jämförts med värden för den globala resursanvändningen dividerat med de kända resurstillgångarna i världen. Dessa ges i enheten 1/år [61]. Indexlistor för karakteriseringarna finns återgivna i Appendix 6.

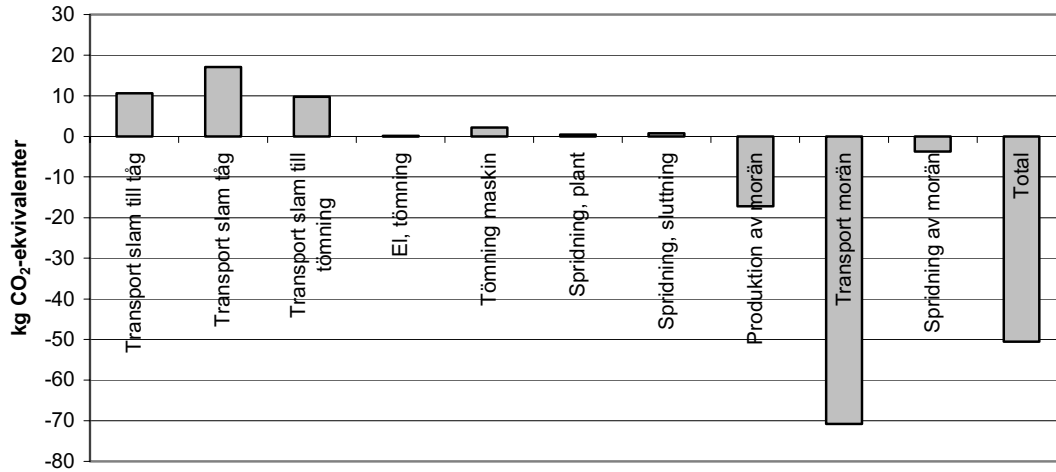
I ett första steg redovisas grundfallen för respektive system separat. Grundfallet innehåller hela det tekniska systemet utom den ersatta konstgödningen samt emissioner från slammet (Avsnitt 3.3). I nästa steg redovisas ersatt konstgödning för de fyra systemen (Avsnitt 3.4). I ett tredje steg redovisas emissioner från slammet som uppkommer från biogeokemiska processer (Avsnitt 3.5). Metaller och organiska miljögifter i slammet behandlas sist (Avsnitt 3.8).

3.3 Karakteriseringar, grundfall

3.3.1 Boliden, grundfall

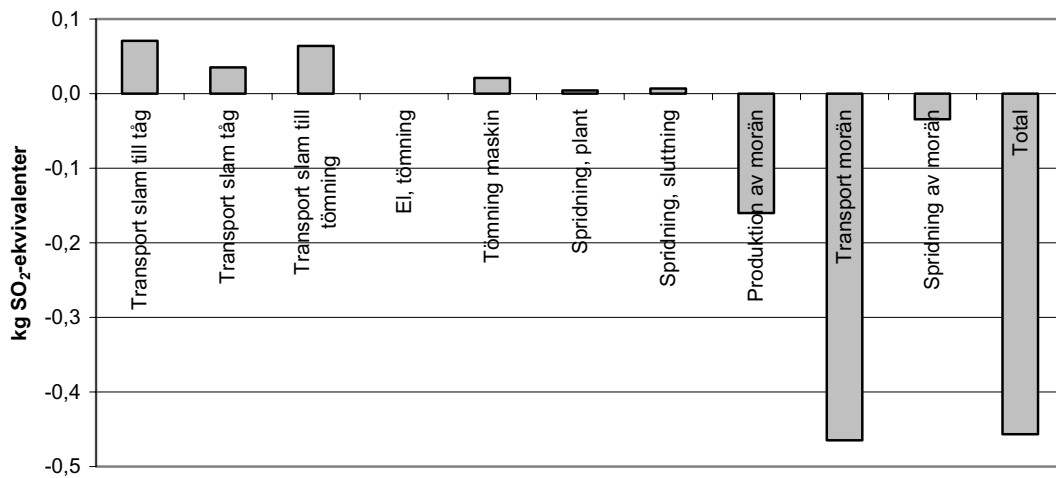
Karakteriseringar av inventeringsresultatet avseende växthuseffekt, försurning, övergödning och resursanvändning redovisas för Bolidensystemets grundfall i Figur 14-17. I alla dessa karakteriseringar uppvisar Bolidensystemet ett negativt totalvärde. Detta innebär att miljöbelastningar avseende dessa fyra effekter kan sparas in om systemet utförs enligt de förutsättningar som har antagits i studien. Detta gäller trots att det i detta grundfall ej har tagits hänsyn till ersatt konstgödning som behandlas separat i Avsnitt 3.4. I grundfallet är det ersatt morän som står för den insparade miljöbelastningen.

Boliden, växthuseffekt



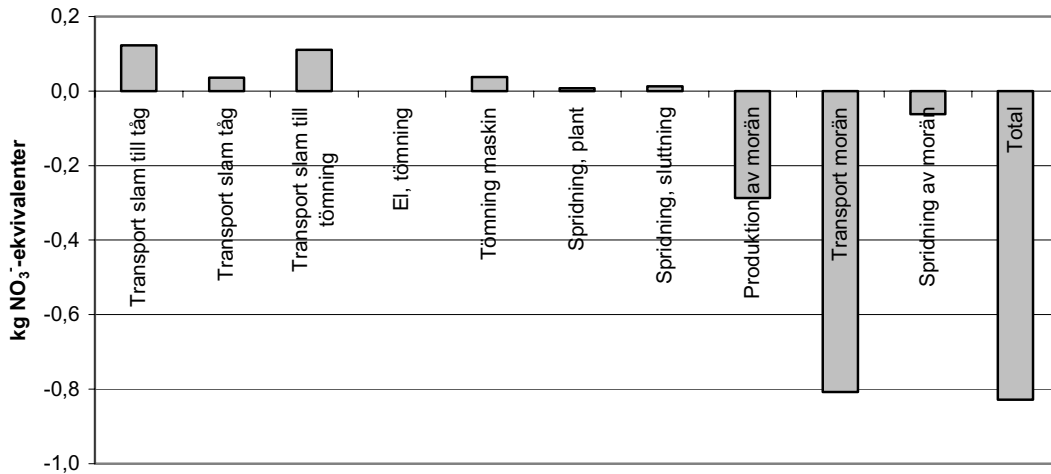
Figur 14 Karakterisering av Bolidensystemets grundfall med avseende på växthuseffekt. Enhet: kg koldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Boliden, försurning



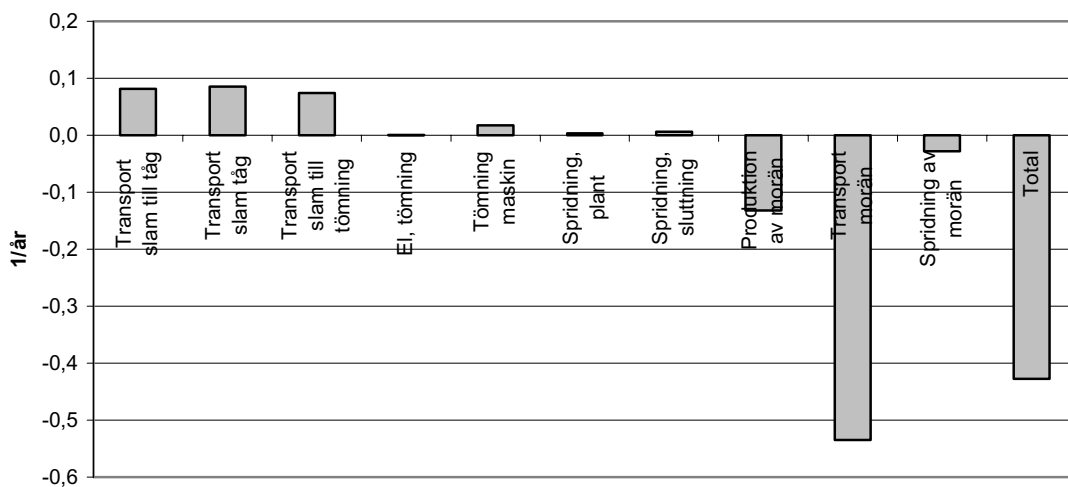
Figur 15 Karakterisering av Bolidensystemets grundfall med avseende på försurningspotential. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Boliden, övergödning



Figur 16 Karakterisering av Bolidensystemets grundfall med avseende på övergödningspotential. Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam.

Boliden, resursförbrukning



Figur 17 Karakterisering av Bolidensystemets grundfall med avseende på resursanvändning. Enhet: 1/år per ton torrt slam.

Avseende växthuseffekt (Figur 14) uppkommer de största miljöbelastningarna för Bolidensystemet under transport av slammet från Henriksdalsverket till Aitik. Detta trots att större delen av transporten sker på ett miljöanpassat sätt med tåg. Slupna utsläpp av växthusgaser från ersatt morän är dock totalt mycket viktigare. Den största besparingen erhålls då transporten av morän kan undvikas. Även avseende försurningspotential (Figur 15) står de ersatta systemen i form av produktion, transport och spridning av morän för en

större effekt än de miljöbelastningar som uppstår under transport och spridning av slammet. Lastbilstransporternas betydelse blir större för försurning jämfört med växthuseffekt. Detta beror till största delen på transportfordonens utsläpp av kväveoxider till luft. Vad gäller övergödning (Figur 16) liknar situationen försurningsfallet, men biltransporterna har fått en ännu större betydelse beroende på utsläpp av kväveoxider till luft. Karakteriseringen avseende resursanvändning liknar de övriga karakteriseringarna.

För Boliden anges att det system som idag används innebär att morän läggs ut på det område som ska åtgärdas. Därefter läggs en dos konstgödning på, följd av ytterligare 3 konstgödningstillfällen under en 10-årsperiod. Boliden anger själva att växter ej etablerar sig varaktigt på moränlagret, såvida inte lämplig gödning tillsätts under en längre tid [11]. Det system som slammet ersätter är alltså ett system som inte innebär en varaktig lösning, utan kräver kontinuerliga underhållsinsatser över en lång tidsperiod. Morän är det alternativ som föreläggs i de villkor som anges av tillståndsgivande miljömyndigheter med kontinuerliga underhållsinsatser som följd. I beslutet anges att morän kan ersättas med jordförbättrande medel, vilket slammet måste anses vara. Det är högst sannolikt att slammet fyller funktionen varaktig växtetablering bättre än vad morän med konstgödning gör.

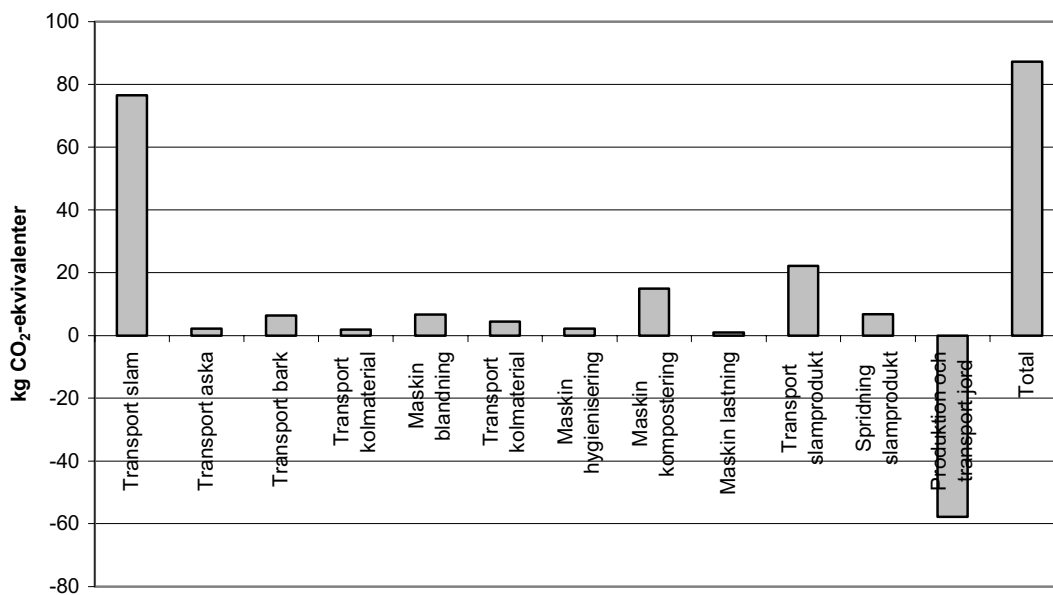
3.3.1.1 Förbättringsmöjligheter

Det är svårt att ange några tydliga möjligheter till förbättring för det beskrivna systemet förutom att jobba på att förbättra transportfordon och arbetsmaskiner. Detta skulle inte ha en avgörande effekt eftersom deras bidrag redan är relativt litet.

3.3.2 Econova, grundfall

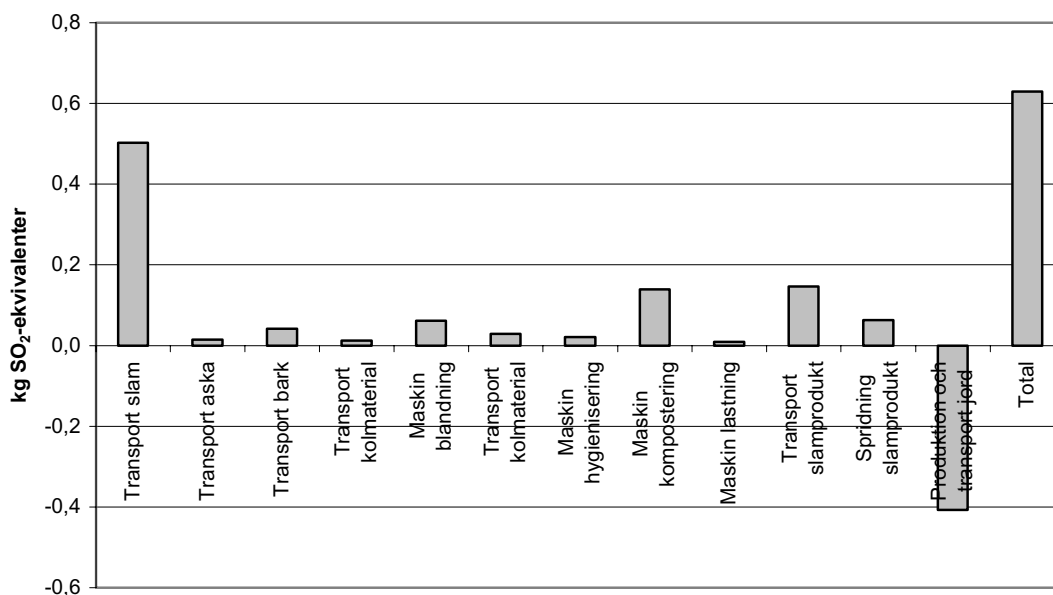
Karakteriseringar av inventeringsresultatet avseende växthuseffekt, försurning, övergödning och resursanvändning redovisas för Econovasytemets grundfall i Figur 18-21. I alla dessa karakteriseringar uppvisar Econovasytemet ett positivt totalvärde vilket innebär en belastning för miljön. Dock är i grundfallet inte ersatt konstgödning inräknad. Denna redovisas separat i Avsnitt 3.4.

Econova, växthuseffekt



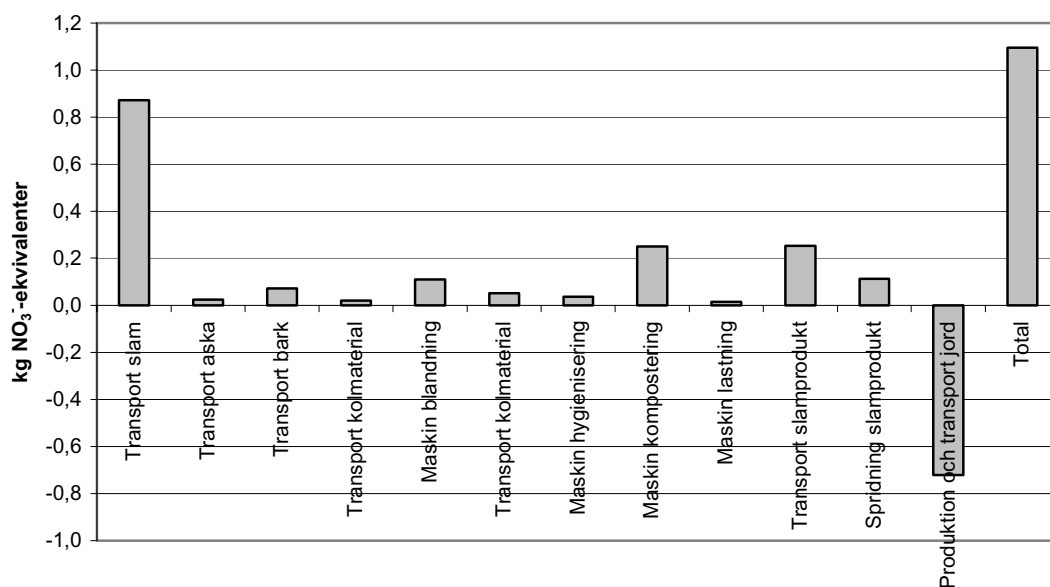
Figur 18 Karakterisering av Econovasystemets grundfall med avseende på växthuseffekt. Enhet: kg koldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Econova, försurning



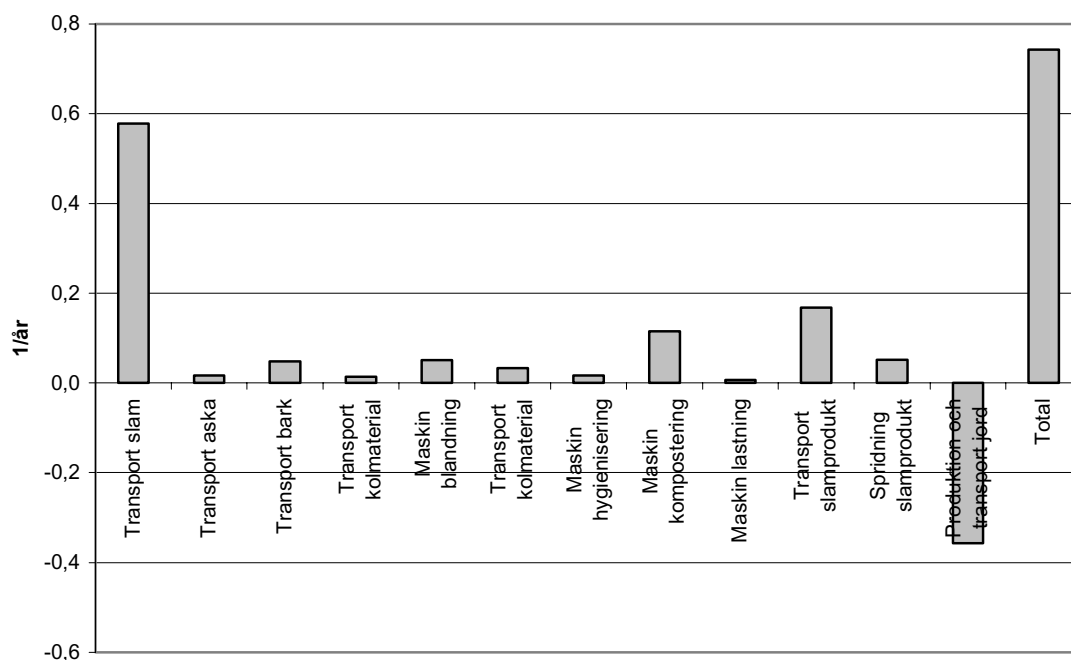
Figur 19 Karakterisering av Econovasystemets grundfall med avseende på försurningspotential. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Econova, övergödning



Figur 20 Karakterisering av Econovasystemets grundfall med avseende på övergödningspotential. Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam.

Econova, resursförbrukning



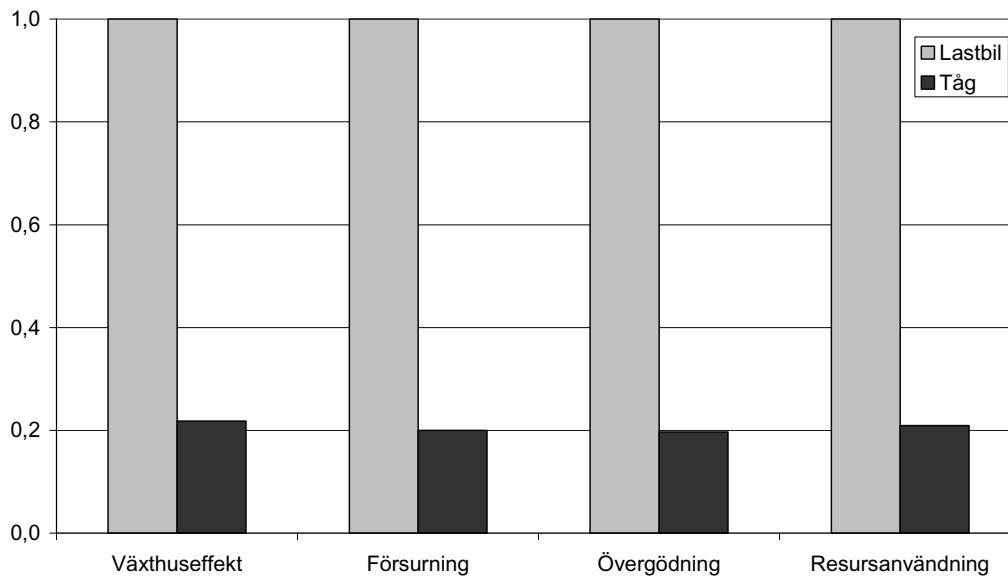
Figur 21 Karakterisering av Econovasystemets grundfall med avseende på resursanvändning. Enhet: 1/år per ton torrt slam.

Avseende växthuseffekt (Figur 18) innebär transporten av slam med lastbil från Henriksdalsverket till behandlingsområdet en viktig miljöbelastning. En analys av vad det innebär att ersätta denna transport med tåg finns redovisad i Avsnitt 3.3.2.1. Även transport av den färdiga slamprodukten innebär en relativt stor miljöbelastning. Stora vinster gällande växthusgasutsläpp erhålls genom ersatt produktion och transport av råjord. Även för försurningspotentialen i Econovasytmet (Figur 19) har den inledande slamtransporten störst inverkan. För övergödningspotentialen får liksom i Bolidensystemet transporter en större betydelse, liksom användandet av arbetsmaskiner på grund av utsläpp av kväveoxider till luft från förbränningsprocesserna. Bidraget till resursanvändningen för de olika aktiviteterna följer utseendet i de övriga karakteriseringarna.

3.3.2.1 Känslighetsanalys slamtransport

För Econovasytmet gjordes en känslighetsanalys för att studera hur stor effekten skulle vara om större delen av slamtransporten skulle ske med tåg i stället för med lastbil. Eftersom järnvägssträckningen finns idag är detta ett helt möjligt scenario. Analysen finns redovisad för alla karakteriseringar i Figur 22. Enbart slamtransporten mellan Henriksdal och Norrköping redovisas. I det ena scenariot sker transporten helt med lastbil och i andra scenariot sker korta lastbilstransporter till och från järnvägen, men den längre sträckan sker med tåg, se Avsnitt 2.2.2.2. Det är tydligt att en stor miljöförbättringspotential finns att hämta hem genom att byta till tåg. Miljöbelastningen för slamtransporten minskas till en femtedel med tåg jämfört med lastbil för alla de gjorda karakteriseringarna. Vid tågtransporten har det antagits att svensk medelbil (se Avsnitt 2.5.1) används. Om det istället hade antagits att marginalet används för drift av tåg skulle det ge ett annat resultat och skillnaderna i miljöbelastning mellan tåg och lastbil skulle troligen bli mindre.

Econova, känslighetsanalys slamtransport



Figur 22 Känslighetsanalys för transportsätt mellan Henriksdal och Norrköping i Econova-systemet.

3.3.2.2 Stora osäkerheter

I Econovasystemet kan man tänka sig flera olika användningsområden för den färdiga slamprodukten och valet påverkar naturligtvis i stor utsträckning vad som får ingå i det ersatta systemet.

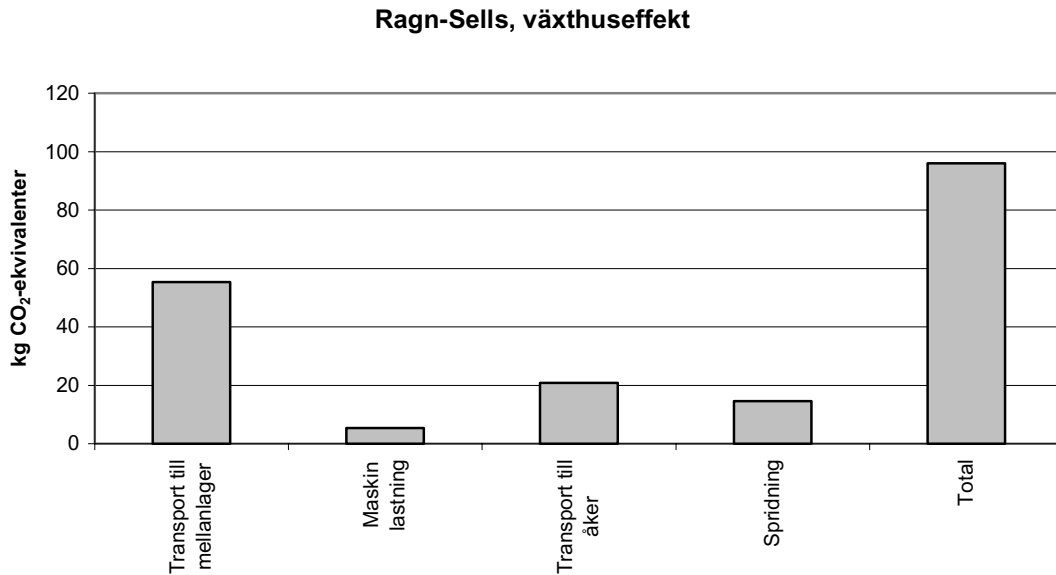
3.3.2.3 Förbättringsmöjligheter

I Econovasystemet är transportsätt och arbetsmaskiner ännu viktigare än i Boliden-systemet, delvis för att grundscenariot innebär att hela den långa slamtransporten sker med lastbil. Genom att välja tåg för merparten av den transportsträckan, vilket är ett möjligt scenario, kan miljöbelastningen minska märkbart, se Avsnitt 3.3.2.1. I alla karakteriseringar minskar då denna transport till en femtedel av storleken i grundscenariot (redovisat i Figurerna 17-20). Under slambehandlingen används arbetsmaskiner under många moment och en viss förbättring bör kunna erhållas genom att användningen av dessa samt deras utsläpp minimeras.

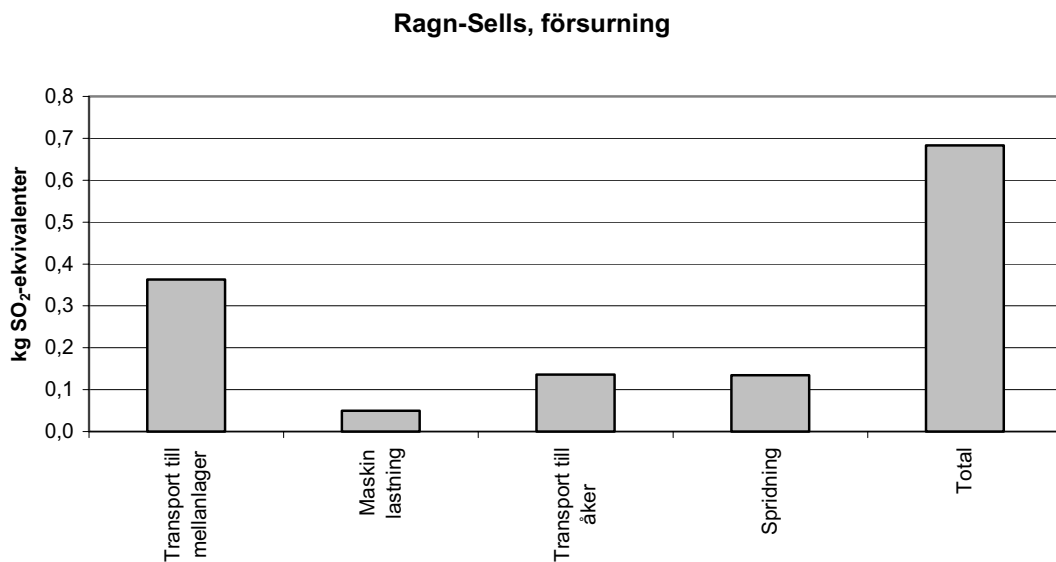
3.3.3 Ragn-Sells, grundfall

Karakteriseringar av inventeringsresultatet avseende växthuseffekt, försurning, övergödning och resursanvändning redovisas för Ragn-Sellssystemets grundfall i Figur 23-26. I alla dessa karakteriseringar uppvisar även Ragn-Sellssystemet ett positivt

totalvärde. Dock är i grundfallet inte inbesparad produktion av konstgödning inräknad. Denna redovisas separat i Avsnitt 3.4.

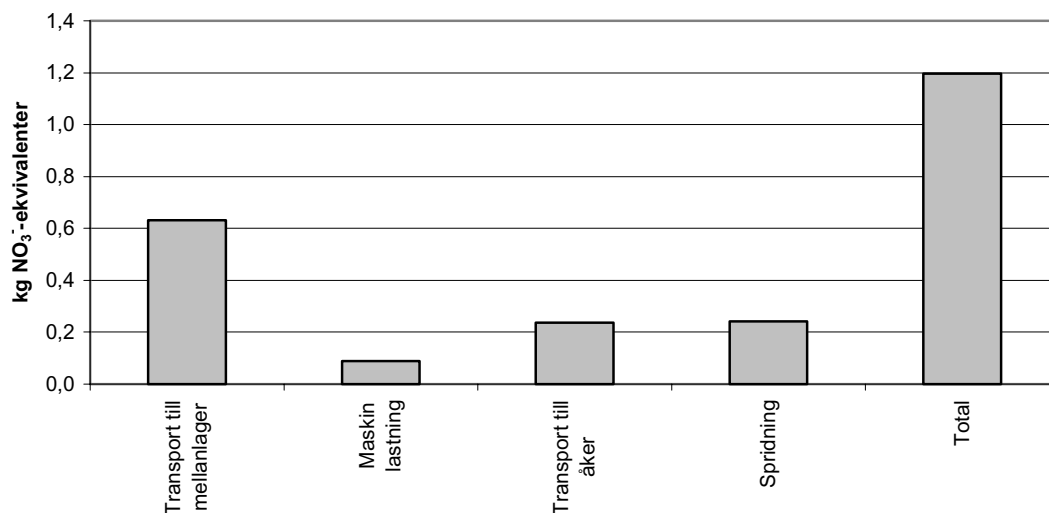


Figur 23 Karakterisering av Ragn-Sellssystemets grundfall med avseende på växthuseffekt. Enhet: kg koldioxidekvivalenter per ton torrt slam.



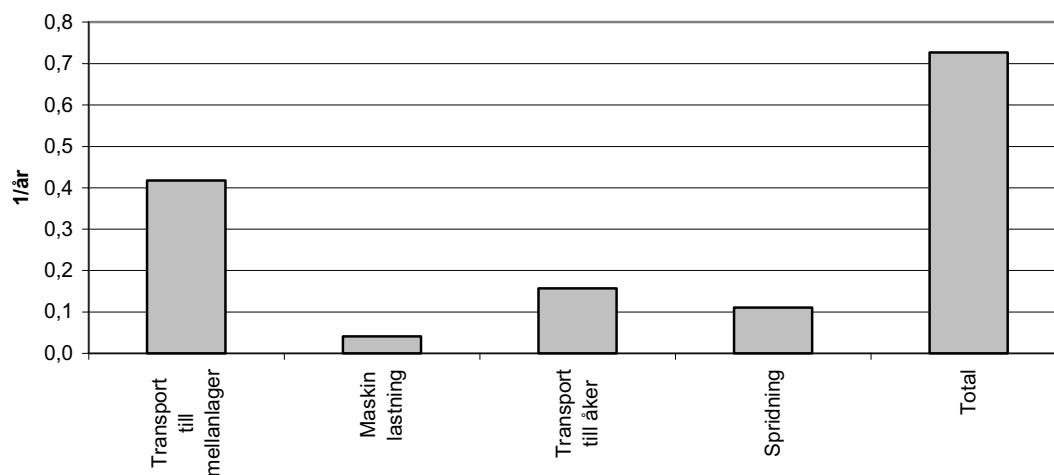
Figur 24 Karakterisering av Ragn-Sellssystemets grundfall med avseende på försurningspotential. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Ragn-Sells, övergödning



Figur 25 Karakterisering av Ragn-Sellssystemets grundfall med avseende på övergödningspotential. Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam.

Ragn-Sells, resursförbrukning



Figur 26 Karakterisering av Ragn-Sellssystemets grundfall med avseende på resursanvändning. Enhet: 1/år per ton torrt slam.

För Ragn-Sellssystemet visar karakteriseringen avseende växthuseffekt (Figur 23) att transportererna av slam innebär de viktigaste källorna till utsläpp av växthusgaser. I karakteriseringarna avseende försurning (Figur 24) och övergödning (Figur 25) visar sig användning av last- och spridningsmaskiner ha en större betydelse än i övriga karakteriseringar. Detta beroende på att de vid användning släpper ut stora mängder

kväveoxider. Karakteriseringen avseende resursförbrukning (Figur 26) uppvisar resultat liknande de från karakteriseringen av växthuseffekt.

3.3.3.1 Stora osäkerheter

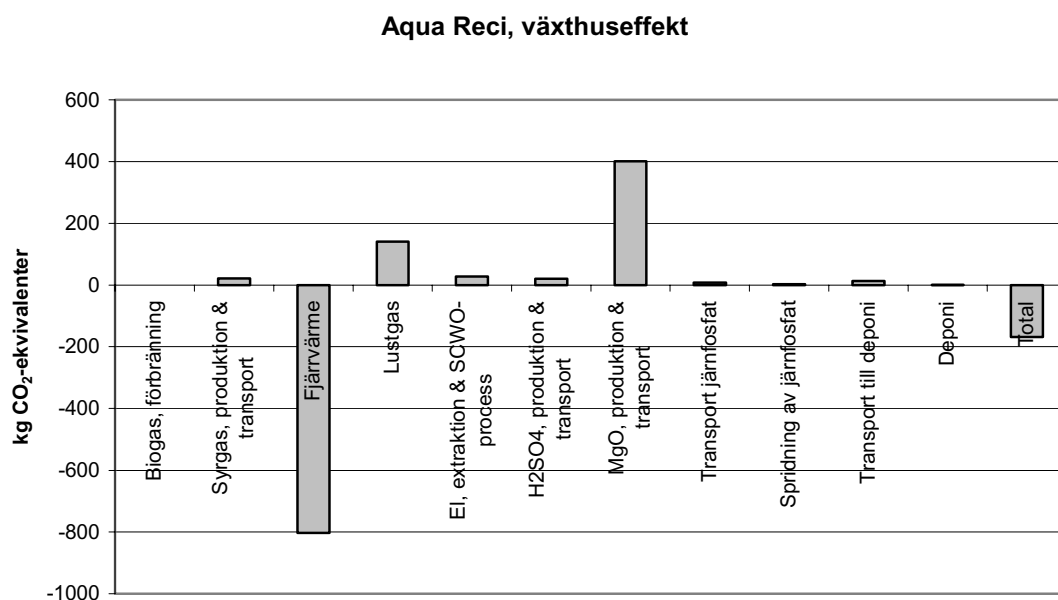
En viktig osäkerhet ligger i transportsträckorna för slammet eftersom Ragn-Sells transporterar slam inom ett ganska stort område.

3.3.3.2 Förbättringsmöjligheter

Att välja transportfordon med låga utsläpp är viktigt i Ragn-Sellssystemet. Eftersom transporterna står för en viktig del av den totala miljöbelastningen är det också viktigt att optimera avståndet mellan mellanlager och lantbrukare eller om möjligt lagra slammet hos den aktuella lantbrukaren. Emissioner som kan uppstå vid förändrad slamhantering bör tas i beaktande.

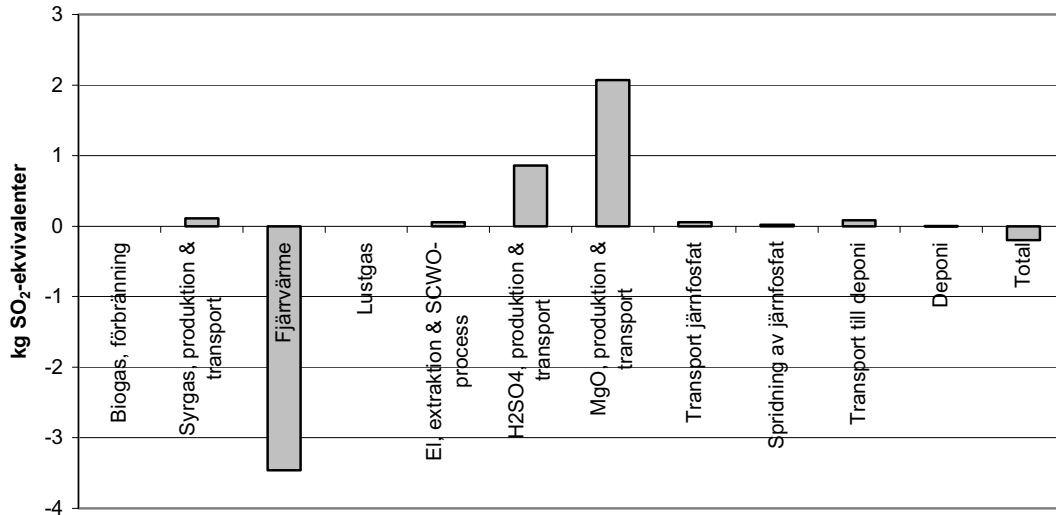
3.3.4 Aqua Reci, grundfall

Karakteriseringar av inventeringsresultatet avseende växthuseffekt, försurning, övergödning och resursanvändning redovisas för Aqua Reci-systemets grundfall i Figur 27-30. Aqua Reci-systemet uppvisar ett negativt totalvärde i alla karakteriseringarna. Detta innebär att miljöbelastningar avseende dessa fyra effekter kan sparas in om systemet utförs enligt de förutsättningar som har antagits i studien.



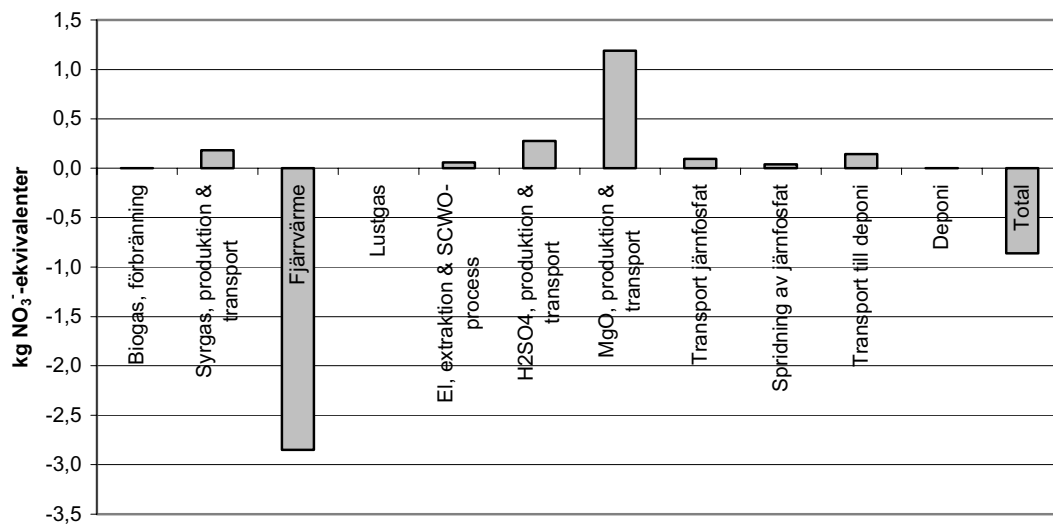
Figur 27 Karakterisering av Aqua Reci-systemets grundfall med avseende på växthuseffekt. Enhet: kg koldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Aqua Reci, försurning



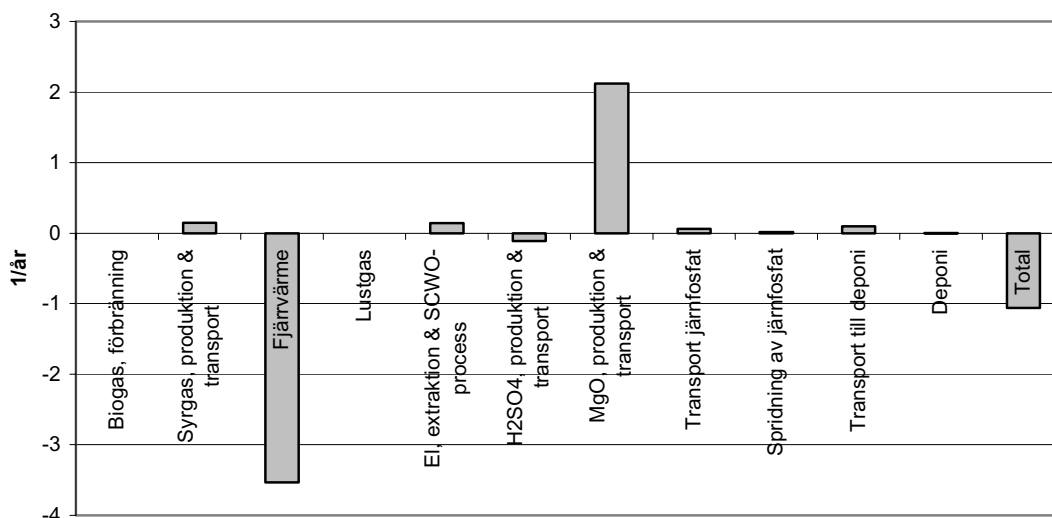
Figur 28 Karaktisering av Aqua Reci-systemets grundfall med avseende på försurningspotential. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Aqua Reci, övergödning



Figur 29 Karaktisering av Aqua Reci-systemets grundfall med avseende på övergödningspotential. Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam.

Aqua Reci, resursförbrukning



Figur 30 Karakterisering av Aqua Reci-systemets grundfall med avseende på resursanvändning. Enhet: 1/år per ton torrt slam.

I Aqua Reci-systemet är det produktion och transport av magnesiumoxid som används i fosforextraktionen som står för det största bidraget avseende växthuseffekt (Figur 27). Det är huvudsakligen konsumtion av el och naturgas vid framställning av magnesiumoxid från dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) som ger denna belastning. Även den lustgas som bildas i SCWO-reaktorn får ett tydligt bidrag trots att en 99-procentig destruktionsgrad har antagits. Betydelsen av lustgasutsläppen försvinner i grundfallet för alla andra karakteriseringar. En mycket stor inbesparing i växthuseffekt står den ersatta fjärrvärmen för, detta trots att den fjärrvärme som ersätts till stor del är baserad på förnybara bränslen och spillvärme (se Avsnitt 2.5.4). Produktion och transport av svavelsyra för fosforextraktionen står för en viktig belastning i försurningsavseende genom utsläpp av svaveldioxid till luft från förbränning av gasol vid svavelåtervinning i Lysekil, från svavelsyraproduktion i Helsingborg samt från kolkraft använd vid svavelframställning i Polen. Svavelsyran innebär i en karakterisering enligt resursanvändning en liten besparing av resurser beroende på att en stor mängd fjärrvärme erhålls från den exoterma processen.

3.3.4.1 Stora osäkerheter

Den lustgas som bildas i SCWO-processen antas förstöras till 99 % i en efterföljande katalytisk destruktionsenhet. Vid de försök som ligger till grund för den antagna lustgasbildningen var bildningen större än vad som verkar vara normalfallet vid

oxidationen. Det är troligt att man kan minska lustgasbildningen kraftigt genom processinterna lösningar.

Den ersatta fjärrvärmen står för en viktig besparing av miljöbelastning i alla karakteriseringar. Antagandet att fjärrvärmenätet är utbyggt till Henriksdalsverket när SCWO-anläggningen används ansågs som troligt och som ett nödvändigt antagande. Det visar sig ju också i studien att utan denna besparing försämras miljöprestandan avsevärt.

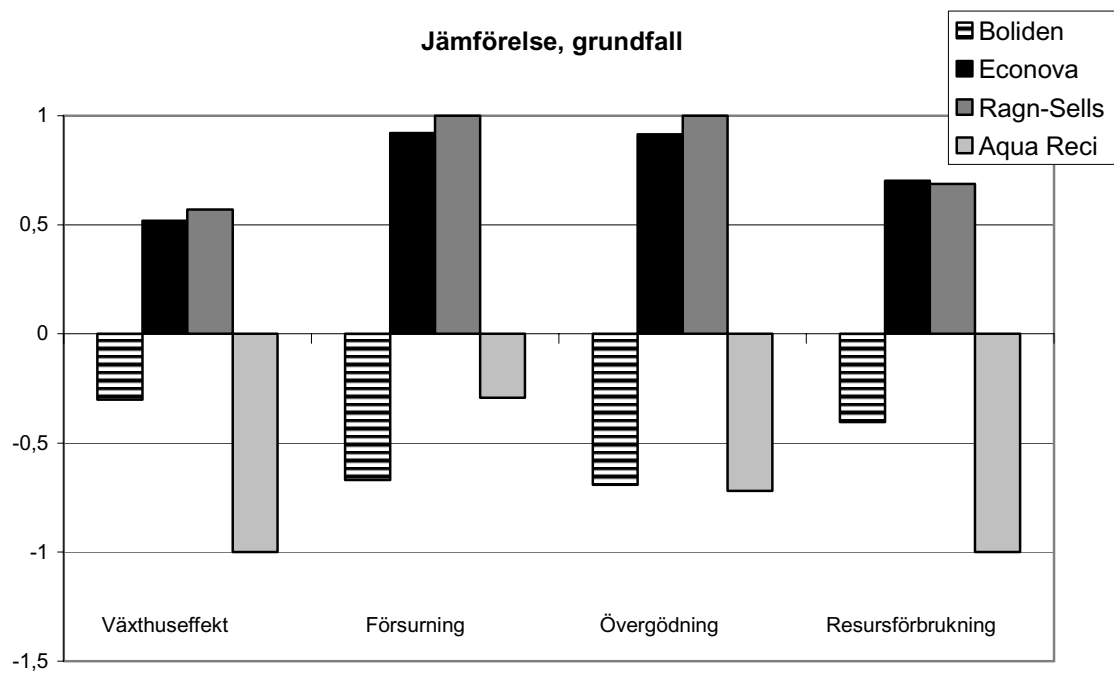
För extraktionsprocessen har en inventering gjorts endast för upplösning i svavelsyra och en utfällning av järnfosfat. Efterföljande steg i extraktionsprocessen som möjliggör återföring av fällningskemikalie till reningsverket, försäljning av silikater som en biprodukt och deponering av en mycket mindre mängd än i denna studie har inte inventerats. Alla fraktioner från extraktionsprocessen utom järnfosfat har ansetts gå till en säker deponi.

3.3.4.2 Förbättringsmöjligheter

Magnesiumoxid, som används för att höja pH under extraktionen, kan ersättas av annan alkalie, till exempel magnesiumkarbonat (speciellt om endast järnfosfat plockas ut, då behöver pH inte höjas upp till de områden där man skulle kunna få problem med skumning på grund av kraftig koldioxidbildning). En del av den energi som används vid framställning av magnesiumoxid från dolomit kan då sparas. Eventuellt kan syretillverkning ske på plats vilket undviker transport. På Chematur, som står bakom SCWO-processen, pågår ett aktivt arbete med att förstå vad som ger upphov till lustgasbildning och minska denna genom processinterna åtgärder. Det är därför troligt att den bildade lustgasmängden är mindre än de värden som använts här när den första fullskaleanläggningen med Chematurs process byggs.

3.3.5 Jämförelse, grundfall

I Figur 31 visas en normaliserad jämförelse mellan de olika systemens grundfall. Det är viktigt att komma ihåg att ersatt konstgödning och emissioner inte är medtagna i figur 31. Då dessa tas med kommer slutresultatet att påverkas en hel del (se diskussionen i Avsnitt 3.4, 3.5 och 3.7). För varje karakterisering har det system med det högsta absolutbeloppet blivit normerande och satts till + eller -1. Ur bilden kan avläsas att Aqua Reci, som ju är en energiutvinningsmetod uppvisar den största besparingen av miljöpåverkan med avseende på växthuseffekt och resursförbrukning. Gällande försurning blir Bolidensystemets grundfall mest fördelaktigt ur miljösynvinkel, främst på grund av inbesparad produktion och transport av morän. För övergödning uppvisar Boliden och Aqua Reci båda en besparing av miljöbelastning. Övriga system består till stor del av transporter och arbete med arbetsmaskiner vilket gör att grundfallen för Econova och Ragn-Sells totalt sett visar en miljöbelastning.



Figur 31 Normaliserad jämförelse mellan de olika systemens grundfall. Samtliga fyra karakteriseringar har tagits med i jämförelsen.

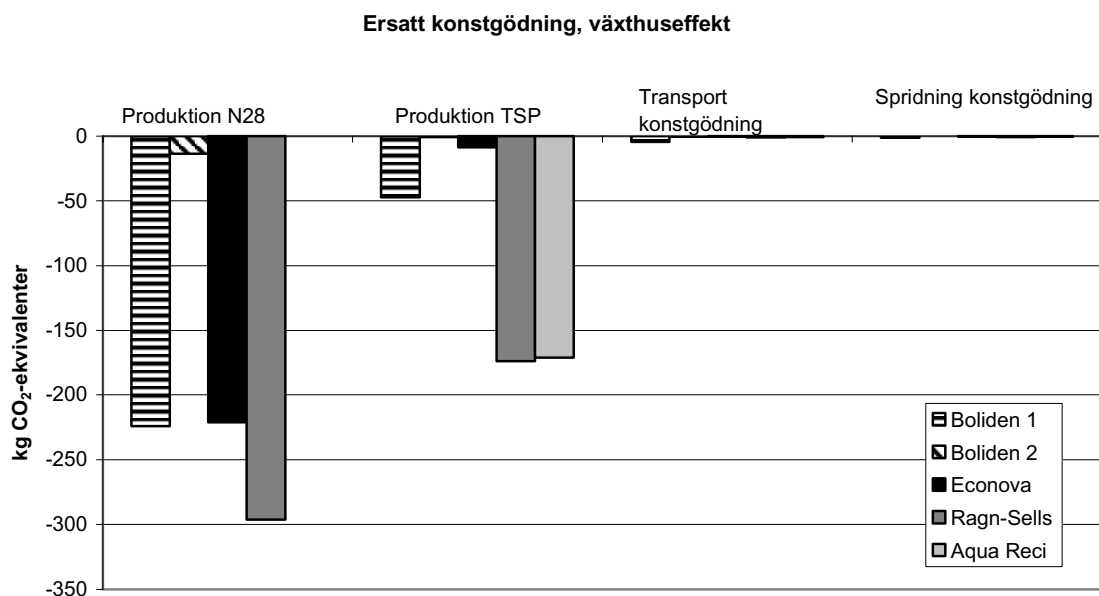
3.4 Karakteriseringar, ersatt konstgödning

Den konstgödning som man undviker att producera genom att utnyttja slammets fosfor- och kväveinnehåll visar sig ha stor betydelse för resultaten och redovisas därför separat. Hur mycket konstgödning som ersätts i respektive system finns mer utförligt beskrivet i inventeringskapitlet (Kapitel 2). I Tabell 7 ges en översikt över hur stora mängder kväve och fosfor som antas ersättas i de olika systemen. I Figur 32-35 visas karakteriseringar över den ersatta konstgödningen för respektive slamhanteringssystem.

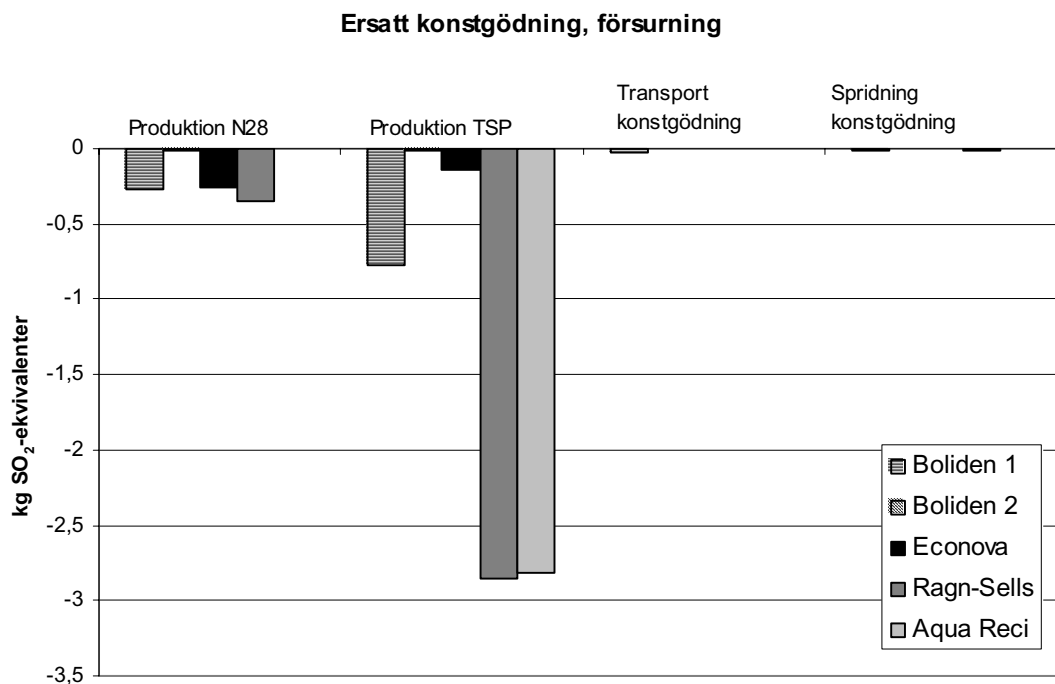
För Bolidensystemet gjordes två olika scenarier; det ena baserat på den kväve- och fosformängd som faktiskt finns i svensk skogsmark och som årligen förbrukas av växande skog (Boliden 1) och det andra baserat på hur mycket konstgödning Boliden själva uppgett att de faktiskt, med nuvarande restaureringsmetod, skulle ersätta under en tioårsperiod (Boliden 2).

Tabell 7 Antaganden kring ersatt konstgödning. För Bolidensystemet visas antagandena för både scenario 1 och 2

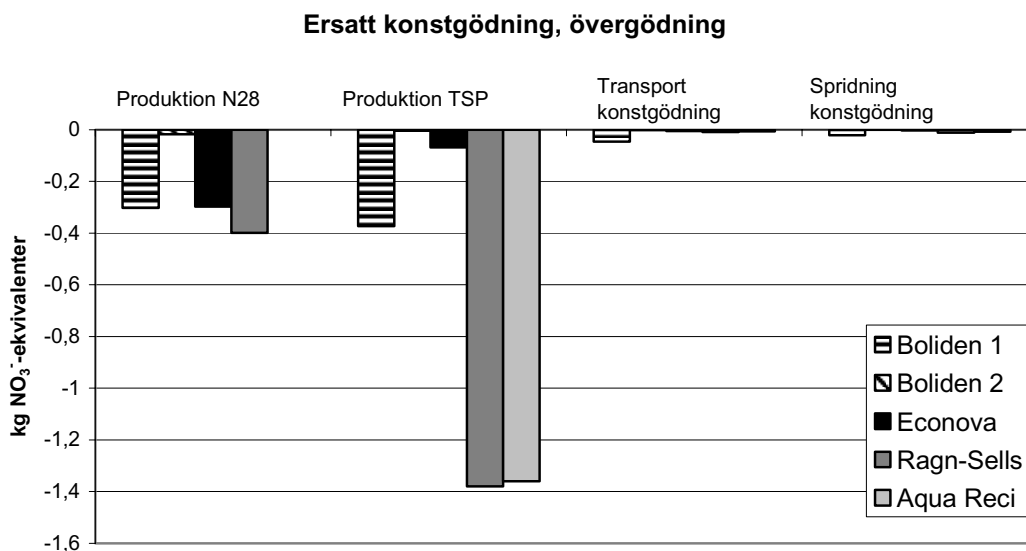
System	Total mängd P i metodens produkt (kg P/ton TS slam)	Antagen ersatt mängd P (kg P/ton TS slam)	Total mängd N i ursprungsslam (kg N/ton TS slam)	Antagen ersatt mängd N (kg N/ton TS slam)
Boliden 1	39	7,42	38	11,4
Boliden 2	39	0,10	38	0,69
Econova	39	1,4	38	11,3
Ragn-Sells	39	27,3	38	16
Aqua Reci	37	26,8	38	-



Figur 32 Karakteriseringar avseende växthuseffekt för den ersatta konstgödningen hos de fyra olika systemen. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. Notera att Aqua Reci inte ersätter något mineralgödselkväve. Enhet: kg koldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

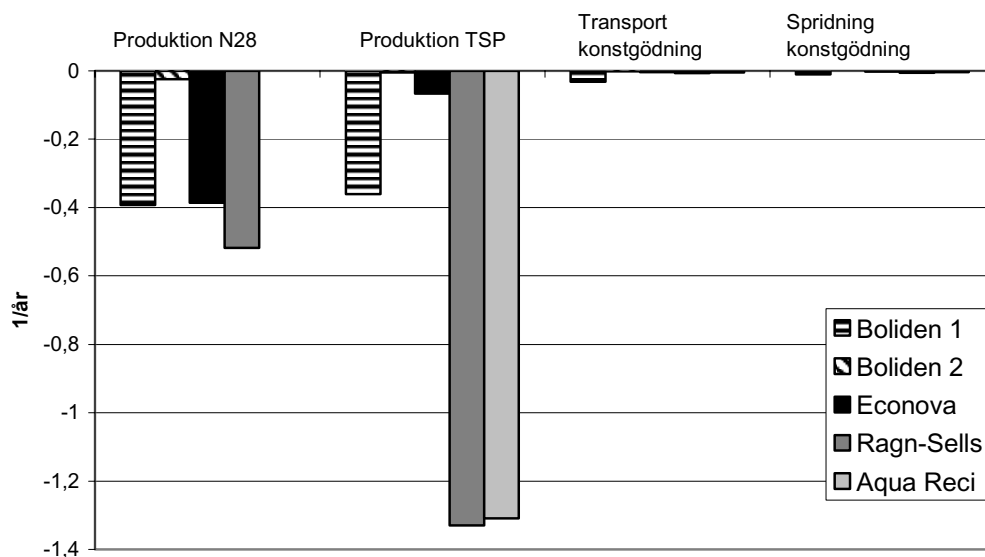


Figur 33 Karakteriseringar avseende förorening för den ersatta konstgödningen hos de fyra olika systemen. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. Notera att Aqua Reci inte ersätter något mineralgödselkväve. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam



Figur 34 Karakteriseringar avseende övergödning för den ersatta konstgödningen hos de fyra olika systemen. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. Notera att Aqua Reci inte ersätter något mineralgödselkväve. Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam.

Ersatt konstgödning, resursförbrukning



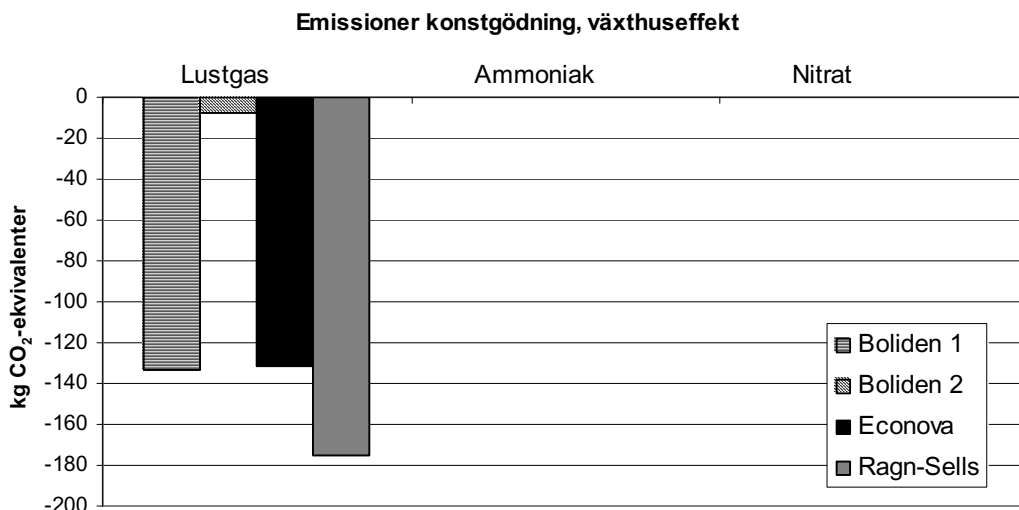
Figur 35 Karakteriseringar avseende resursförbrukning för den ersatta konstgödningen hos de fyra olika systemen. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. Notera att Aqua Reci inte ersätter något mineralgödselkväve. Enhet: 1/år per ton torrt slam.

Vid karakterisering med avseende på växthuseffekt (Figur 32) visar det sig att det är produktion av N28 som har den största miljöpåverkan. Detta beror till stor del på att denna process är mycket energikrävande och att det därmed bildas växthusgaser vid förbränning av fossila bränslen. Avseende försurning (Figur 33) uppkommer den största belastningen vid produktion av TSP. Detta beror till stor utsträckning på att europeisk medel antagits användas vid tillverkning av TSP. Vid produktion av europeisk medel används kolkraft som ger upphov till stora emissioner av försurande svaveldioxid till luft. Karakterisering med avseende på övergödning (Figur 34) visar på liknande resultat som för försurning, även om produktionen av N28 får en något större relativ betydelse. Även karakterisering med avseende på resursanvändning (Figur 35) ger liknande resultat som de för övergödning och försurning även om skillnaden mellan produktion av N28 och TSP här blir mindre. Vid samtliga karakteriseringar har produktionen av TSP och N28 en betydligt större miljöpåverkan än transport och spridning av konstgödningen.

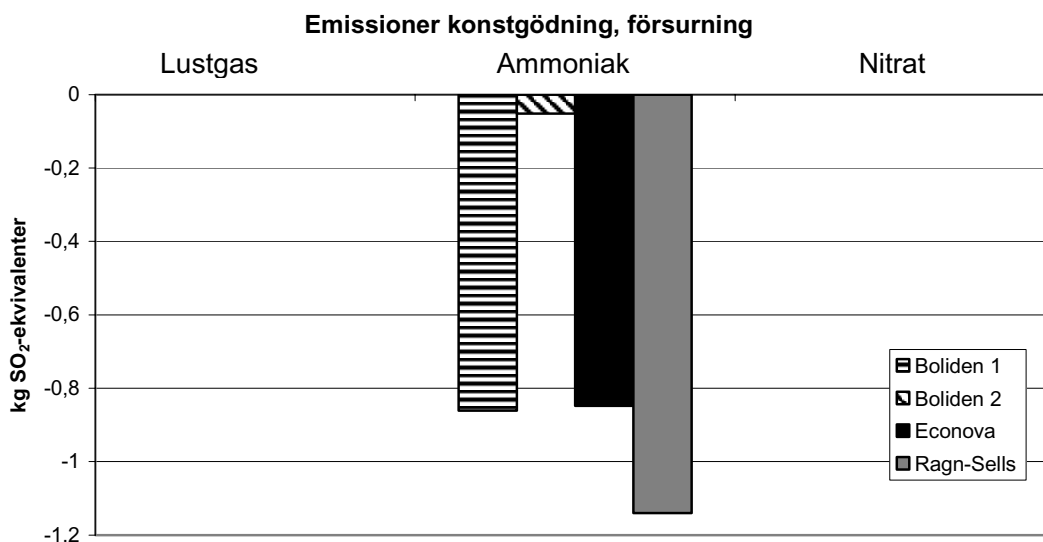
De inventeringsdata avseende produktion av konstgödning av såg produktion av N28 enligt svenska förhållanden och produktion av TSP enligt europeiska förhållanden. Detta innebär att den el som används vid tillverkning av TSP är europeisk medel som till viss del består av kolkraft som bidrar mer till försurning och övergödning än vad den svenska medelelen som till största delen består av vattenkraft och kärnkraft gör. Att det antas rimligt att TSP tillverkas under europeiska förhållanden beror på att det i nuläget inte sker någon produktion av TSP i Sverige. Transporter har i samtliga system antagits ske från Köping.

3.4.1 Emissioner från ersatt konstgödning

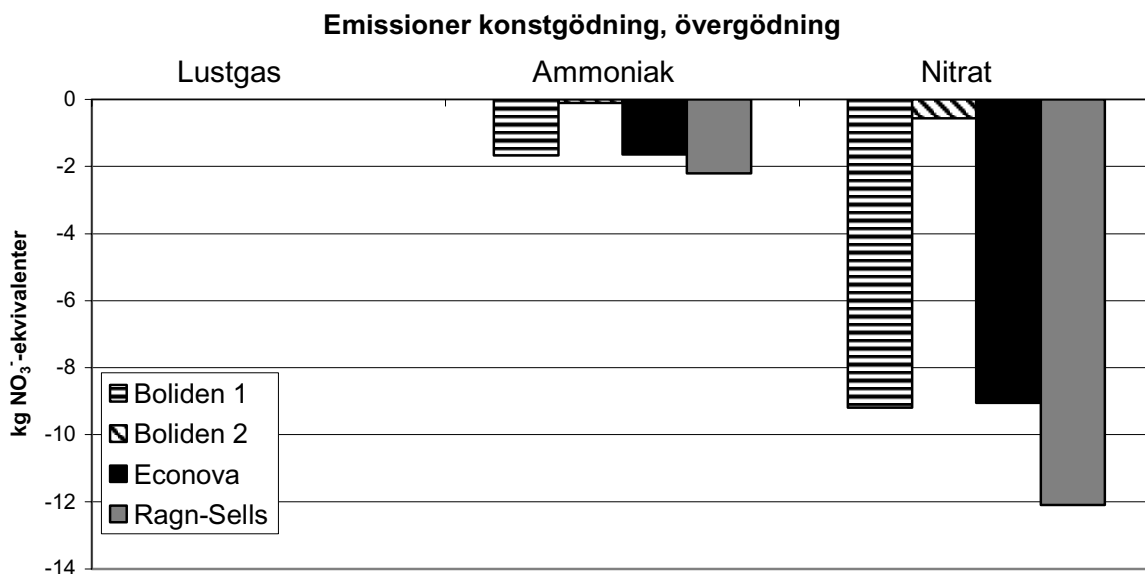
De antaganden som gjorts gällande emissioner från ersatt konstgödning redovisas i Avsnitt 2.6.2. Dessa emissioner kommer att räknas till det ersatta systemet. Nedan redovisas karakteriseringar avseende växthuseffekt, försurning och övergödning för emissioner från ersatt konstgödning för systemen Boliden, Econova och Ragn-Sells som är de som antas ersätta mineralgödselkväve.



Figur 36 Karakteriseringar avseende växthuseffekt för emissioner från den ersatta konstgödningen. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. Notera att Aqua Reci inte ersätter något mineralgödselkväve. Enhet: kg koldioxidekvivalenter per ton torrt slam.



Figur 37 Karakteriseringar avseende försurning för emissioner från den ersatta konstgödningen. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. Notera att Aqua Reci inte ersätter något mineralgödselkväve. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam.



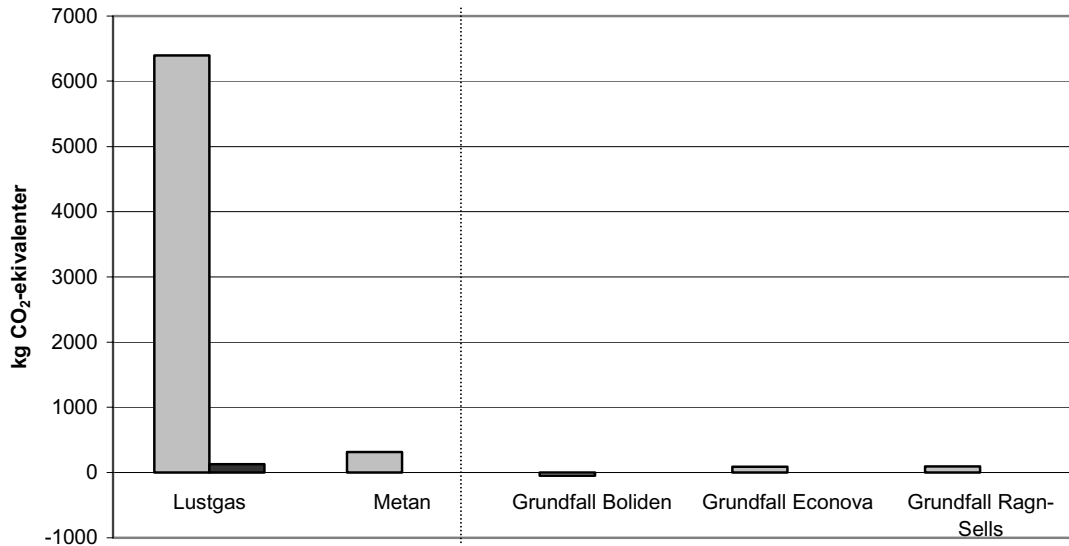
Figur 38 Karakteriseringar avseende övergödning för emissioner från den ersatta konstgödningen. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. Notera att Aqua Reci inte ersätter något mineralgödselkväve Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam.

Av de emissioner som har tagits med i studien är det endast lustgasemissioner som ger ett bidrag till växthuseffekt och ammoniak som bidrar till försurning. För övergödningen står nitratläckage för ett större bidrag till miljöbelastningen än vad ammoniakemissioner till luft gör.

3.5 Karakteriseringar, emissioner från slam

Storleken på de emissioner som uppkommer från slam diskuteras i Avsnitt 2.6.1. Karakteriseringar för antagna emissioner visas i Figur 39-41 där de också jämförs med grundfallen för de tre systemen Boliden, Econova och Ragn-Sells. Eftersom ingen mikrobiologisk aktivitet sker i slammet efter behandling med Aqua Reci-processen är detta system inte med i jämförelsen. Notera att ersatt konstgödning inte är medräknad vid jämförelsen med grundfallen (en diskussion om totala resultat finns i Avsnitt 3.7). För lustgasemissionerna har en känslighetsanalys gjorts med två olika antaganden, ett där det antas att sammanlagt 130 g lustgaskväve/ton TS slam avges och ett där det antas att 6,4 kg lustgaskväve/ton TS slam avges.

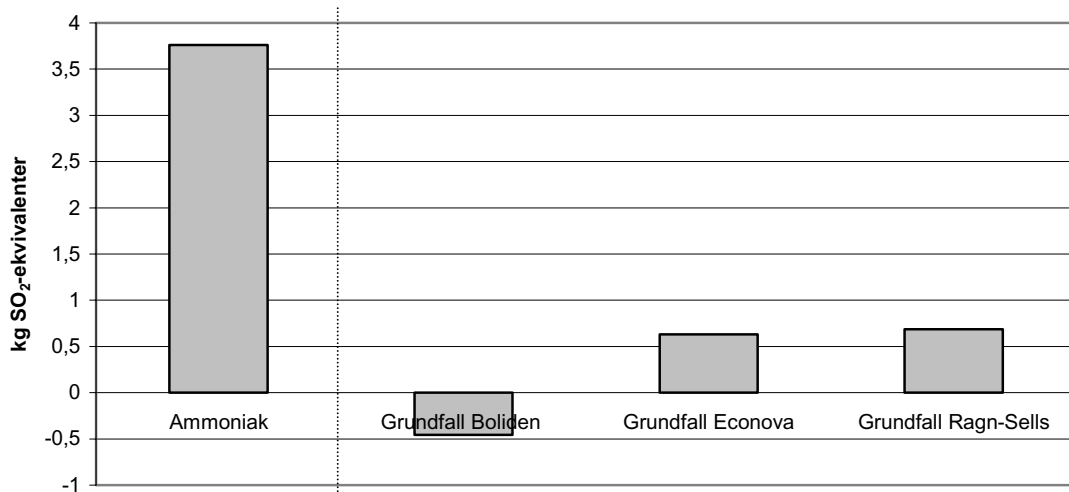
Emissioner från slam, växthuseffekt



Figur 39

Jämförelse av växthuseffekt från emissioner från slammet av metan och lustgas jämfört med totalvärdet för grundfallet för de tre system där dessa emissioner kan uppkomma. För lustgas visas en känslighetsanalys med två staplar där den första är beräknad på en emission av 6,4 kg lustgaskväve/ton TS slam och den andra är beräknad på en emission av 130 g lustgaskväve/ton TS slam. Enhet: kg koldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

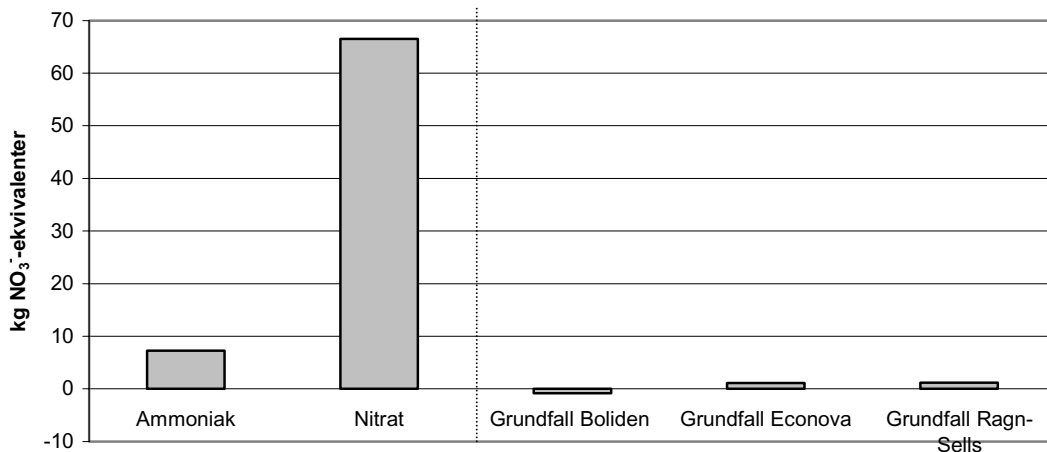
Emissioner från slam, försurning



Figur 40

Jämförelse av försurningspotentialen från emissioner från slammet till luft av ammoniak jämfört med totalvärdet för grundfallet för de tre system där dessa emissioner kan uppkomma. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam.

Emissioner från slam, övergödning



Figur 41 Jämförelse av övergödningspotentialen från emissioner från slammet till luft av ammoniak och av nitrat till vatten jämfört med totalvärdet för grundscenariot för de tre system där dessa emissioner kan uppkomma. Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam.

Det är uppenbart att eventuella emissioner från slammet som uppkommer genom biogeokemiska processer under lagring och kompostering eller efter spridning är mycket viktiga och bör beaktas i en jämförande livscykelbedömning mellan de olika slamhanteringsalternativen. Från Avsnitt 2.6.1 är det uppenbart att kunskapsläget är otillräckligt för säker kvantifiering. I karakteriseringen med avseende på växthuseffekt (Figur 39) syns det tydligt hur stor inverkan på totalresultatet antagandet om lustgasemissioner kan ha. Metanemissionerna kan vara överskattade eftersom de avtar kraftigt med tiden [46]. I karakteriseringen med avseende på övergödning (Figur 41) har troligen ett värsta fall antagits för nitratförlusterna. I verkliga fall kan dessa vara mindre och variera från fall till fall.

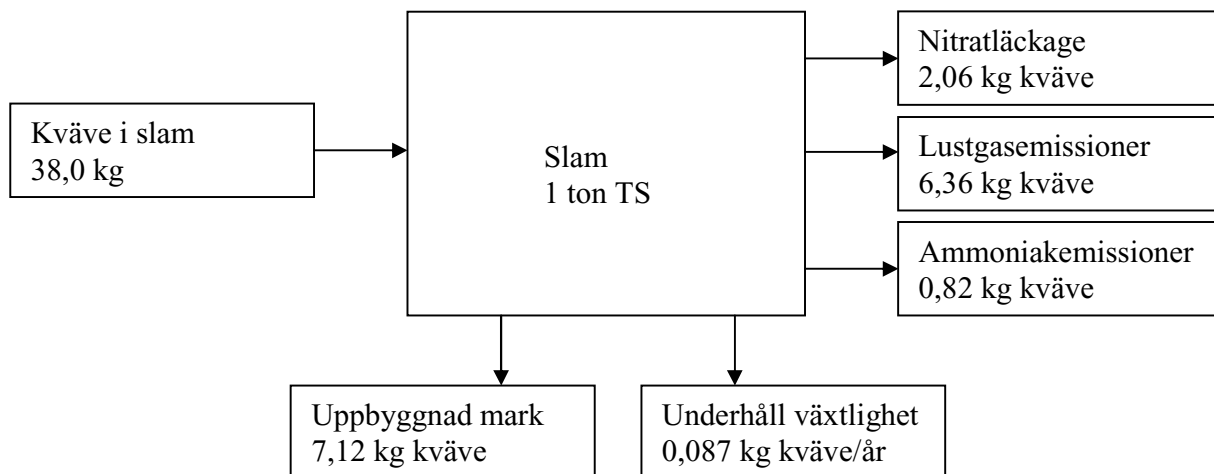
För att komma fram till ett så verkligt fall som möjligt skulle omfattande mätningar för de verkliga processerna behöva göras eftersom det är troligt att emissionerna varierar från fall till fall. Skillnader i hantering, transport och slutlig användning kommer antagligen ha en mycket stor inverkan på de mikrobiologiska processerna i slammet.

3.6 Materialbalans kväve

För att på ett överskådligt sätt kunna se om antagandena för ersatt konstgödning (se Avsnitt 2.1.1-2.4.2) och emissioner från slam (se Avsnitt 2.6.1) är rimliga har en materialbalans gjorts för det kväve som ingår i de olika systemen. Det har i materialbalansen inte tagits hänsyn till nedfall av kväve eller kvävefixering vilket gör att det antagligen tillkommer mer kväve i de tre systemen Boliden, Econova och Ragn-Sells. Hänsyn har heller inte tagits till kväveförluster i form av kvävgas från denitrifikationen. Slammet från Henriksdalsverket har en totalkvävehalt på 3,8 % av torrsubstansen (och en ammoniumkvävehalt på 1,0 % av torrsubstansen).

3.6.1 Boliden

Vid utläggning av ett ton slam TS slam tillförs 38 kg kväve till systemet. En del kväve kommer att ha avgått i olika form redan under transport och lagring, och en del avgår under och efter spridning. I materialbalansen ses alla dessa delar tillsammans. Antagligen kommer, när växtlighet börjar etablera sig på marken även en del kväve att tillföras genom kvävefixerande växter och en del kommer att tillföras via nedfall från luften. Figur 42 visar en materialbalans för kväve. Enligt antaganden beskrivna i Avsnitt 2.6.1 förloras 2,06 kg kväve som nitrat genom urlakning, 6,36 kg kväve avgår som lustgas och ammoniakemissioner står för en kväveförlust på 0,82 kg. Enligt antaganden beskrivna i Avsnitt 2.1.2.12 åtgår 3900 kg kväve per hektar mark vid uppbyggnad av en jordmånsprofil. Vid utläggning av ett 2 dm tjockt lager slam med en densitet på 1000 kg/m³ och en torrhalt på 27,4 % skulle detta betyda att 7,12 kg kväve används för uppbyggnad av mark per ton TS slam. Underhåll av växtlighet i en granskog kräver årligen 35-60 kg kväve per hektar. Med antagande att det i Bolidens system behövs 47,5 kg kväve per hektar och år för underhåll av växtligheten blir det årliga kvävebehovet 0,087 kg N/ton TS slam. Med dessa antaganden skulle kvävet i slammet räcka för underhåll av växtlighet i Boliden i 249 år. Notera då att kvävedeposition, kvävefixering, kvävgasbildning med mera ej är taget hänsyn till. Det verkar alltså inte helt orimligt att anta att slammet ersätter 0,087 kg kväve per ton TS slam i form av konstgödning varje år i 50 år.



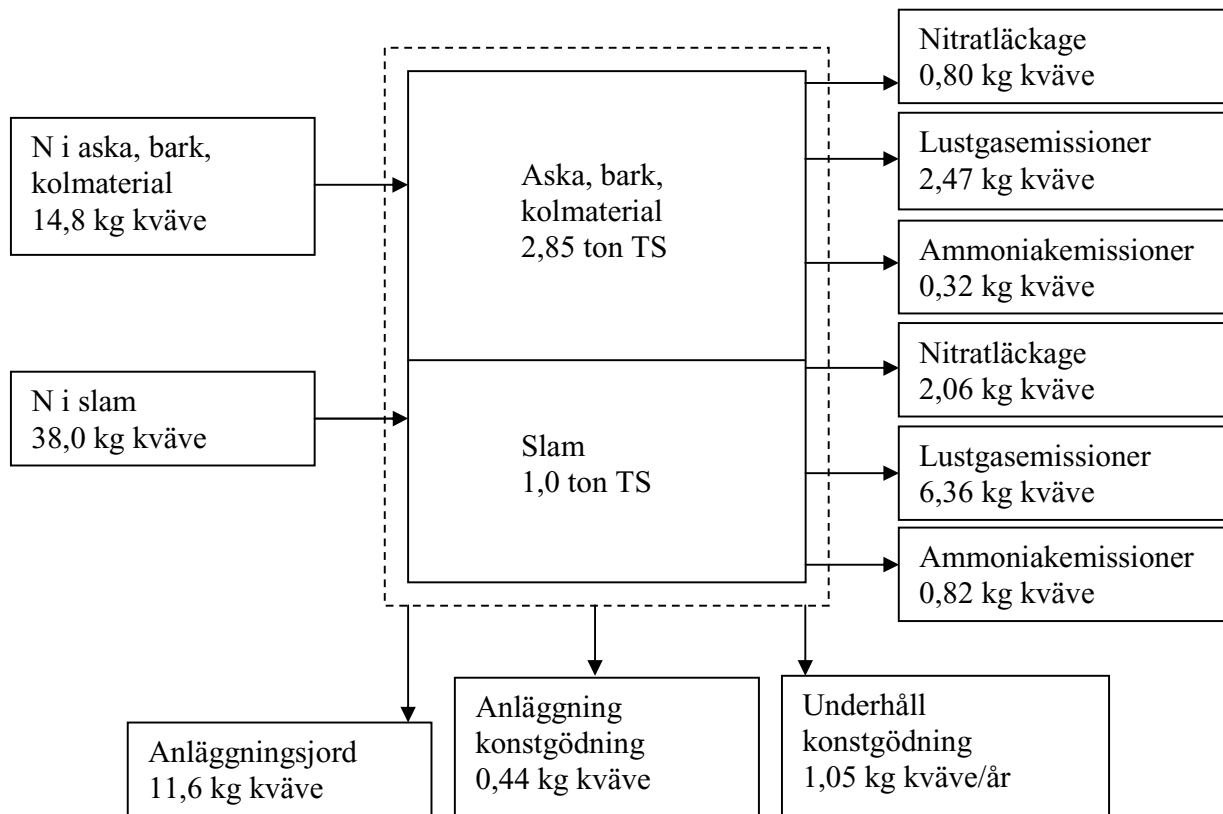
Figur 42 Kvävebalans för Bolidensystemet. Balansen är gjord för ett ton TS slam.

3.6.2 Econova

För Econovasytemet blir det mer komplicerat att göra en materialbalans för kvävet eftersom kväve även tillförs med aska, bark och de skogsindustriella kolmaterial som blandas in i slammet. Under processen sker det även viktminskningar av de ingående materialen. I den slutliga slamprodukten har 72 % av kväveinnehållet sitt ursprung i slammet medan övriga 28 % kommer från de andra beståndsdelarna i slamprodukten. För materialbalansen antas det att kvävefördelningen mellan slam och övriga beståndsdelar i den initiala blandningen är densamma som i den slutliga slamprodukten. Det antas också att emissionerna av lustgas och ammoniak samt nitratläckage är lika stora för aska, bark och kolmaterial som för slammet, relaterat till kväveinnehållet. Med dessa antaganden tillförs vid produktion av slamprodukt från 1 ton TS slam 38,0 kg kväve från slammet och 14,8 kg kväve från övriga material. Från slammet avges 2,06 kg kväve som nitrat, 0,82 kg kväve som ammoniak och 6,36 kg kväve i form av lustgas enligt antaganden beskrivna i Avsnitt 2.6.1. Från aska, bark och skogsindustriella kolmaterial avges då 0,80 kg kväve som nitrat, 0,32 kg kväve som ammoniak och 2,47 kg kväve som lustgas. I Econovasytemet uppstår emissioner under transport, vid de olika behandlingsstegen samt under och efter spridning. I materialbalansen (Figur 43) ses alla dessa steg som en enhet.

Näringsinnehållet i jord som används vid anläggning av en golfbana har antagits vara ett medelvärde för svensk åkermark och jorden har därför antagits ha ett totalkväveinnehåll på 0,03 % [62]. Med antagandet att jordens densitet är 922 ton/m³ och att jordens torrhalt är densamma som slamproduktens (50 %) skulle 11,6 kg kväve i jorden behöva ersättas per ton TS slam (3,85 ton TS slamprodukt). För anläggning av en golfbana behövs ytterligare 51 kg mineralgödselkväve per hektar [18]. Med ett jordlager på 10 cm med en densitet på 900 kg/m³ betyder detta att varje ton slamprodukt också behöver ersätta 0,057

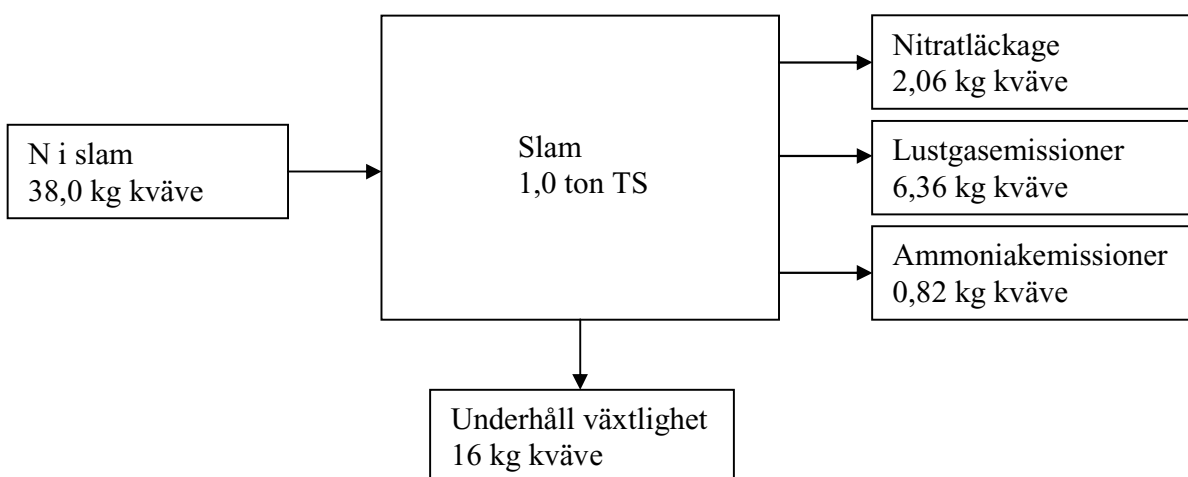
kg mineralgödselkväve. Slamprodukten har en torrhalt på 50 % [16] vilket gör att det krävs 0,44 kg mineralgödselkväve per ton TS slam (3,85 ton slamprodukt). För underhåll av en golfbana används årligen 123 kg mineralgödselkväve per hektar [19]. Detta betyder att varje ton slamprodukt årligen ska ersätta 1,05 kg mineralgödselkväve/ton TS slam (3,85 ton TS slamprodukt). En materialbalans gjord för ett ton TS slam visar då att näringen i slamjorden skulle räcka för anläggning av en golfbana och underhållsgödning i 26,6 år. En analys gjord på slamprodukten visar att den har ett kväveinnehåll på 9,37 kg N/ton TS slamprodukt [16]. Med dessa siffror och med antagandet att samtliga emissioner från slammet sker under slambehandlingen skulle kvävenäringen i slammet räcka i 22,9 år. Detta stämmer väl överens med den tidigare beräkningen och ger också en indikation på att de antaganden som gjorts gällande emissioner kan vara rimliga. Notera dock att även här saknas tillskott av kväve via deposition och förluster genom kvävgasbildning.



Figur 43 Kvävebalans för Econovasystemet. Balansen är gjord för ett ton TS slam (3,85 ton TS slamprodukt).

3.6.3 Ragn-Sells

En slamgiva ges normalt vart sjunde år för att fosforinnehållet i slammet ska utnyttjas på ett så effektivt sätt som möjligt. Kvävet i slammet är dock mer lätt rörligt än fosfor och räcker inte lika länge som fosfor utan det blir efter några år nödvändigt att använda mineralgödselkväve. Kväve kan tillkomma genom kvävefixering vid odling av ärtväxter och genom atmosfärisk deposition, men kan också gå förlorat som kvävgas till luft. Detta har inte tagits med i materialbalansen (se Figur 44). Vid utläggning av ett ton TS slam tillförs 38 kg kväve. Emissioner kommer att uppstå redan vid transport och mellanlagring samt under och efter spridning och nedmyllning. I materialbalansen ses emissioner från alla dessa steg som en enhet. Med de antaganden som gjorts, se Avsnitt 2.6.1, går 6,36 kg kväve förlorat via lustgasemissioner, 0,82 kg kväve avgår som ammoniak och 2,06 kg kväve lakas ut som nitrat. Den mängd kväve som tas upp av växterna är 16 kg/ton TS slam enligt antaganden beskrivna i Avsnitt 2.3.2.6. Detta gör att 12,8 kg kväve återstår av den ursprungligt tillförda mängden. Notera då att kvävedeposition, kvävefixering och kvävgasbildning ej finns med i materialbalansen.

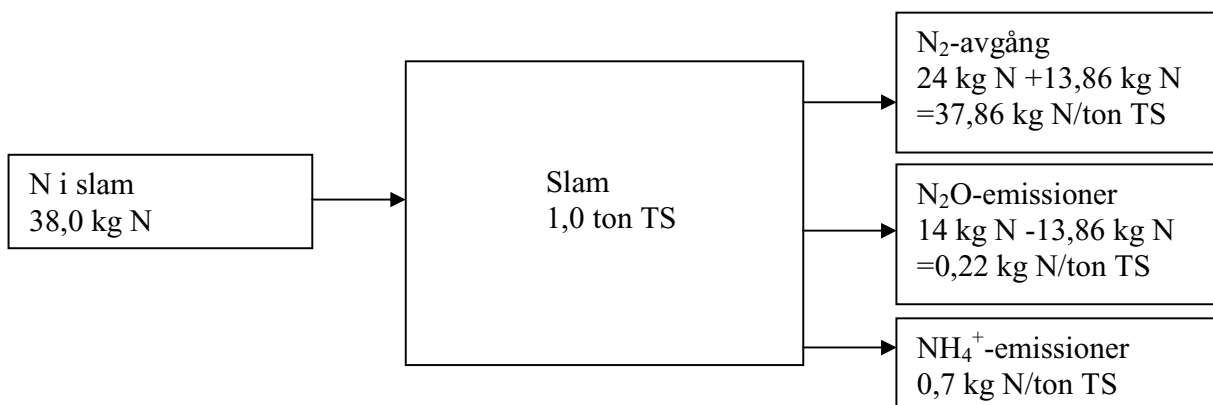


Figur 44

Kvävebalans för Ragn-Sellssystemet. Balansen är gjord för ett ton TS slam.

3.6.4 Aqua Reci

I Aqua Reci-systemet sker all omvandling av kväve i SCWO-processen där kvävet avgår som kvävgas och lustgas till luft och som ammonium till vatten. För att minska lustgasutsläppen används en katalytisk reaktor som sönderdelar lustgasen. Det antas att reduktionsgraden är minst 99 %. Ett ton TS slam som går in i processen innehåller 38 kg kväve. Av detta avgår 24 kg som kvävgas. Det bildas 14 kg lustgaskväve men 99 %, det vill säga 13,86 kg av detta sönderdelas i den katalytiska reaktorn och avgår i stället som kvävgas. 0,7 kg kväve återfinns som ammoniumkväve i vattnet som går tillbaka till reningsverket. Inflöde och utflöde i materialbalansen (Figur 45) balanserar väl, vilket är att vänta för en sluten process.



Figur 45

Kvävebalans för Aqua Reci-systemet. Balansen är gjord för ett ton TS slam.

3.7 Sammanställning av de olika systemen

3.7.1 Primärenergi

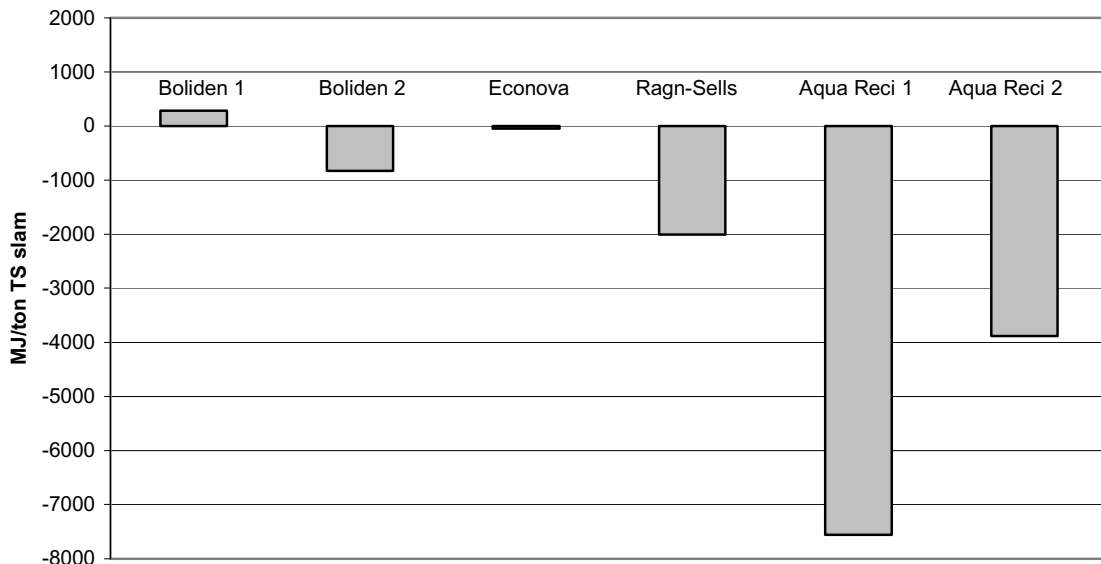
För att ge en bild av den totala energiförbrukningen hos varje system har de resurser som förbrukas respektive sparas i varje system räknats om till det energiinnehåll som de representerar enligt omräkningsfaktorer [63]. I Tabell 8 redovisas energiinnehållet i de olika resurser som används eller sparas i de olika systemen. Positiva värden innebär en nettokonsumtion (förbrukning) av energi och negativa värden en nettoproduktion (inbesparing). För att visa hur stor inverkan den ersatta konstgödningen har på de olika systemen har energiförbrukningen hos systemen visats både med och utan den ersatta konstgödningen. För Bolidensystemet visas energiförbrukningen för de båda olika konstgödnings-scenarierna.

Den totala energibesparingen, inklusive den ersatta konstgödningen (se Figur 46), blir störst för Aqua Reci-systemet, främst på grund av den insparade produktionen av fjärrvärme. Övriga system förbrukar energi i sitt grundfall, men då den ersatta konstgödningen räknas in kan alla system utom Boliden scenario 2 räkna in en energibesparing. För Aqua Reci-systemet kan det tänkas att resultatet vad gäller energi blir än bättre eftersom slammet här endast behöver avvattnas till 15 % TS. Notera att resultaten bygger på de antaganden som gjorts för respektive system. För Aqua Reci finns en stor ersatt post, spillvärme. Denna post har huvudsakligen sitt ursprung i ersatt svensk medelfjärrvärme som bland annat innehåller spillvärme från industrier. Denna spillvärme kommer alltså inte att nyttiggöras på annat sätt men visar på en potential att spara in mer energi om lämplig avsättning för denna kan hittas. I Figur 46 redovisas Aqua Reci-systemet både med och utan spillvärme.

Tabell 8 Energiinnehåll i förbrukade eller producerade resurser, MJ per ton torrt slam. Energiinnehållet ges för varje system med eller utan ersatt konstgödning. För Boliden-systemet finns både scenario 1 och 2 med.

Resurs/Energislag	Boliden			Econova		Ragn-Sells		Aqua Reci	
	Med 1	Med 2	Utan	Med	Utan	Med	Utan	Med	Utan
Råolja	-687	-372	-362	495	614	-310	603	-2530	-1550
Stenkol	-152	32,6	38,9	-89,5	7,45	-511	7,2	-422	-10,8
Lignit	-30,4	-2,16	1,61	-4,57	2,58	-97,6	2,53	157	253
Naturgas	-581	-4,26	-16,4	-435	30,3	-976	30,6	608	1010
Uran	286	326	328	-12,9	2,08	-114	2,16	70	171
Totalt fossilt	-1160	-58,4	-13,1	-47,1	656	-2010	645	-1940	-123
Biomassa	13,6	14,1	14,1	-0,229	0,109	-0,437	0,116	-1380	-1380
Vattenkraft	325	328	328	-0,227	-0,227			-99	-99
Vindkraft	0,691	0,698	0,698	-0,000482	-0,000482			1,44	1,44
Totalt förnybart	339	343	343	-0,457	-0,119	-0,437	0,116	-1480	-1480
Spillvärme								-3670	-3670
Torv								-47,2	-472
Totalt övrigt	0	0	0	0	0	0	0	-4140	-4140
Summatotal	-825	284	330	-47,6	656	-2010	645	-7560	-5740

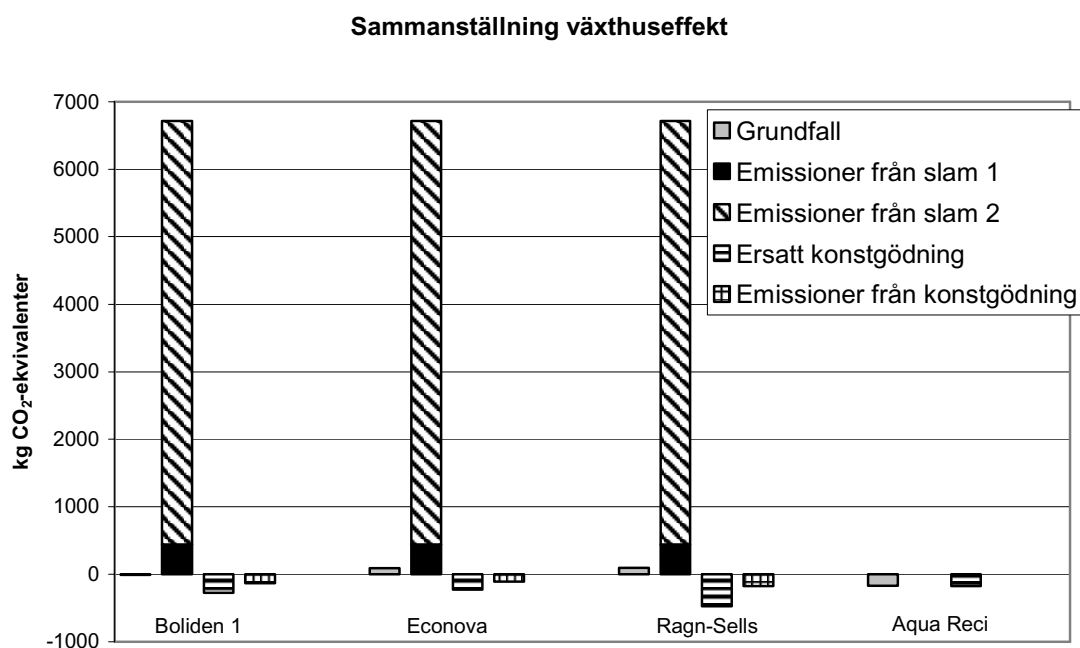
Primärenergi



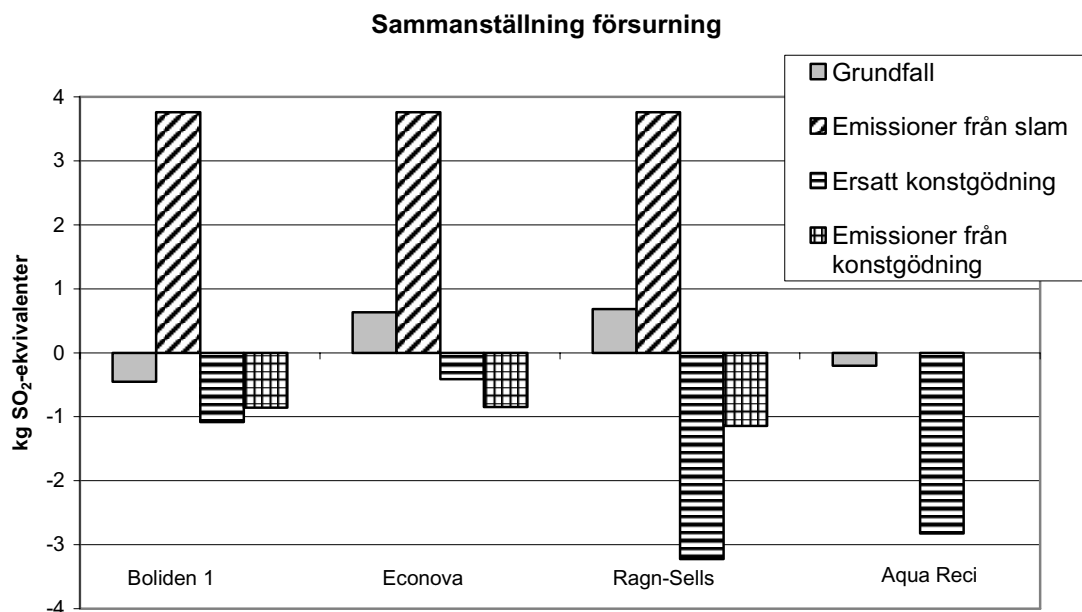
Figur 46 Diagram över den primärenergi som åtgår eller sparas i de olika slamhanteringsmetoderna då den ersatta konstgödningen är medräknad. För Boliden redovisas resultat för båda de antagna scenarierna. För Aqua Reci visas både all insparad energi (Aqua Reci 1) och all insparad energi förutom spillvärme (Aqua Reci 2).

3.7.2 Karakteriseringar

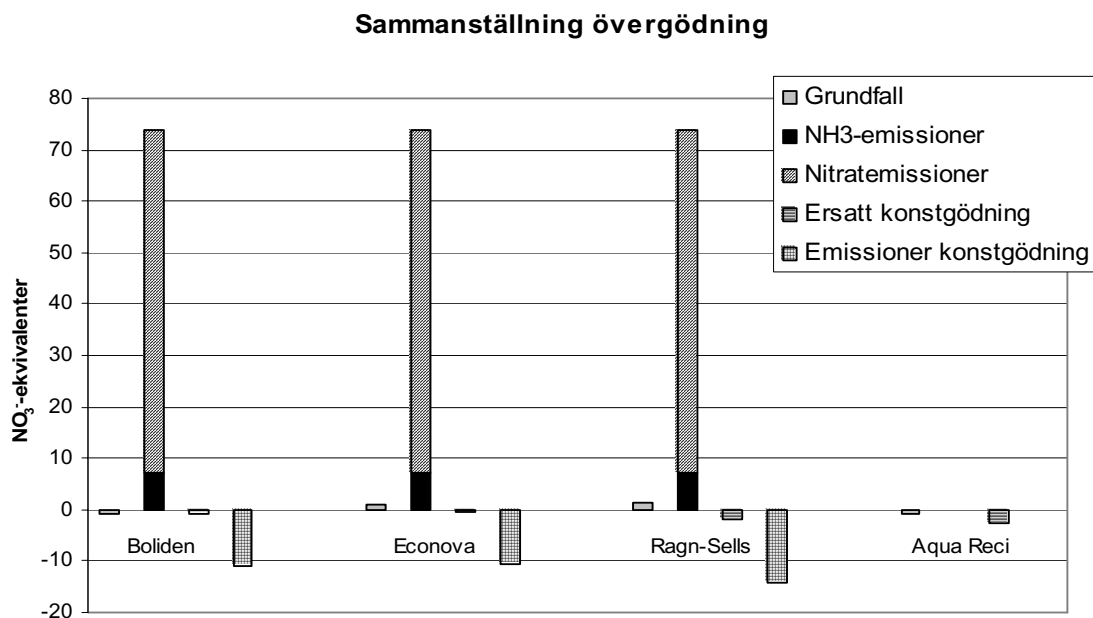
De fyra systemen kan i nuläget inte på ett rättvist sätt jämföras sinsemellan eftersom resultaten är alltför beroende av vilka antaganden som görs gällande ersatt konstgödning och emissioner. Kunskapsläget angående emissioner från slam är alltför bristfälligt för att göra goda kvantifieringar (se Avsnitt 3.4). I Figur 47-50 visas sammanställningar av karakteriseringarna för de olika systemen. Sammanställningarna är uppdelade i grundfall, emissioner från slam, ersatt konstgödning och emissioner från ersatt konstgödning. För Bolidensystemet visas endast ett av de två olika konstgödningsscenarierna, Boliden 1, det med uppbyggnad av mark och underhåll av växtlighet i 50 år, alltså det system som tillgodoräknar sig mest ersatt konstgödning och ger det fördelaktigaste resultatet.



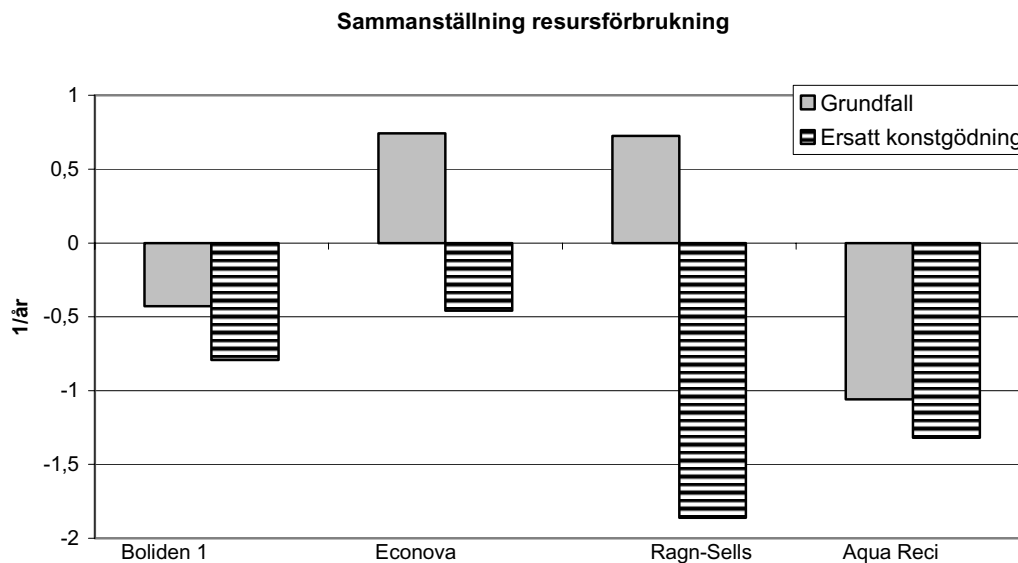
Figur 47 Sammanställning av de fyra slamhanteringsmetoderna avseende växthuseffekt. Enhet: kg koldioxidequivaler per ton torrt slam. För Boliden redovisas scenariot där konstgödning för uppbyggnad och underhåll i 50 år ersätts (Boliden 1). I stapeln för emissioner från slam visas både scenariot med lustgasemissioner på 130 g lustgaskväve/ton TS slam (Emissioner från slam 1) och scenariot med lustgasemissioner på 6,4 kg lustgaskväve/ton TS slam (Emissioner från slam 2).



Figur 48 Sammanställning av de fyra slamhanteringsmetoderna avseende försurningspotential. Enhet: kg svaveldioxidekvivalenter per ton torrt slam. För Boliden redovisas scenariot där konstgödning för uppbyggnad och underhåll i 50 år ersätts, Boliden 1.



Figur 49 Sammanställning av de fyra slamhanteringsmetoderna avseende övergödning. Enhet: kg nitratekvivalenter per ton torrt slam. För Boliden redovisas scenariot där konstgödning för uppbyggnad och underhåll i 50 år ersätts, Boliden 1. I stapeln med emissioner för slam redovisas ammoniak- och nitratemissioner separat.

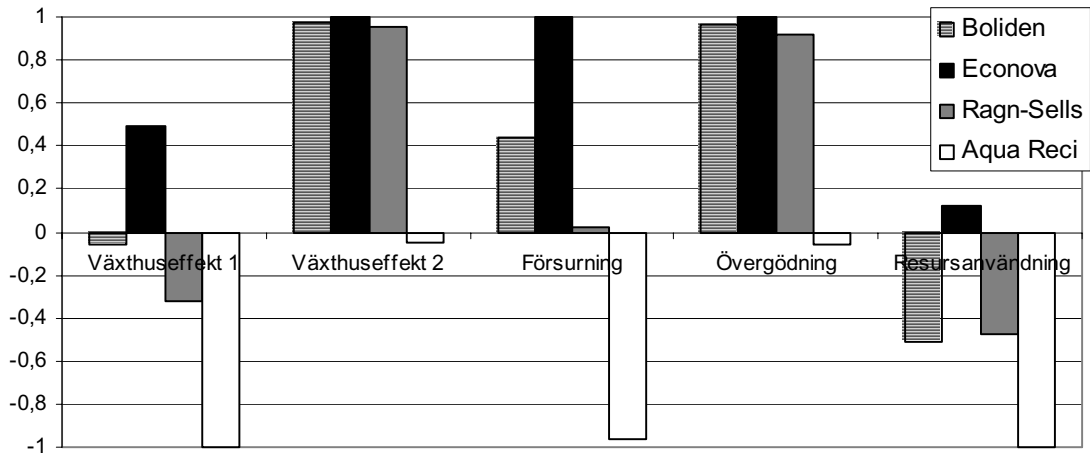


Figur 50 Sammanställning av de fyra slamhanteringsmetoderna avseende resursanvändning. Enhet: 1/år per ton torrt slam. För Boliden redovisas scenariot där konstgödning för uppbyggnad och underhåll i 50 år ersätts, Boliden 1.

Det är uppenbart att den viktigaste posten i karakteriseringarna avseende växthuseffekt, försurning och övergödning är emissionerna från slammet. Även den ersatta konstgödningen har en stor betydelse. Detta blir extra tydligt i karakteriseringen avseende resursförbrukning.

I Figur 51 finns summan av delsystemen för alla de fyra karakteriseringarna jämförda. Det största värdet har satts till ett för varje karakterisering vilket möjliggör att alla jämförelser läggs i samma figur. Det är viktigt att tänka på att resultatet är mycket beroende på antagandena angående emissioner från slam. Även ersatt konstgödning spelar en mycket stor roll. Detta gör att Aqua Reci i denna bild framstår som det bästa systemet, främst på grund av att emissionerna från slam där inte förekommer. Med andra antaganden kring emissionerna kunde situationen ha varit en helt annan. Det är viktigt att komma ihåg att Aqua Reci-processen är den enda metod som egentligen aldrig använts i full skala och att det därför finns osäkerheter i till exempel om man kommer lyckas få ner lustgasutsläppen till en rimlig nivå. Det är också viktigt att komma ihåg att emissionerna från slammet kan variera betydligt mellan olika behandlingsmetoder vilket gör att det inte går att rangordna metoderna sinsemellan utan att omfattande emissionsmätningar genomförs. Även den inbördes ordningen mellan de tre metoderna med stora emissioner kunde alltså ha sett annorlunda ut om de specifika hanteringsförhållandenas olika emissioner hade beaktats.

Jämförelse, alla system



Figur 51

Normaliserad jämförelse mellan de olika systemens totalsystem. För Boliden visas scenariot med uppbyggnad av mark och underhåll av växtlighet i 50 år, Boliden 1. I växthuseffekt-1 visas scenariot då lustgasemissionerna är 130 g lustgaskväve/ton TS slam och i växthuseffekt-2 visas scenariot då lustgasemissionerna är 6,4 kg lustgaskväve/ton TS slam.

3.8 Slammets beståndsdelar: metaller, organiska miljögifter

Debatten i media kring slammets användning på åkermark eller ej rörde i ett tidigt skede huvudsakligen tungmetallförekomsten i slam och övergick senare till att bli en diskussion kring vilka patogener som kan finnas kvar i ett rötat slam. I dagsläget är det främst organiska miljögifter som är i blickfånget. I grundscenariot har dessa ämnen inte inventerats och finns alltså inte med i inventeringsmatrisen. De karakteriseringar som har gjorts täcker inte heller in den typen av effekter som kan uppstå från denna typ av ämnen. Kunskapen kring hur ekotoxikologiska effekter ska bedömas i livscykelssammanhang är idag begränsad, och konsensus om vilka metoder som bör användas saknas. Även förståelsen av vilka ämnen som faktiskt bör tas med i en bedömning är ett kunskapsområde under uppbyggnad. För många ämnen som potentiellt bör ingå i ekotoxikologiska bedömningar görs i dagsläget inte ens mätningar.

Patogener i slam, som exempelvis *E. Coli*, salmonella och mul- och klövsjuka, har länge varit ett bekymmer när slam används på betesmark eller för odling av grödor. Det är troligt att det i framtiden kommer ett krav på hygienisering av avloppsslam som ska användas på jordbruksmark. Av de behandlingsalternativ som ingår i studien sker någon sorts hygienisering i Econova- och Ragn-Sellssystemen.

I Tabell 9 anges det innehåll av tungmetaller och organiska miljögifter som uppmättes under 2002 i Henriksdalsverkets slam. Tabellen innehåller inte alla de ämnen som kan ge ekotoxikologiska effekter utan endast de ämnen för vilka mätningar har gjorts på Henriksdalsverkets slam. I tabellen finns också för en del ämnen olika gränsvärden angivna. Det gällande svenska gränsvärdet för slam som ska användas på jordbruksmark finns angivet som "SNV slam". Efter en godkänd frivillig produktcertifiering kan slammet P-märkas och får benämnas Biomull. Produktcertifiering ger en bekräftelse på att produkten uppfyller de krav som marknaden ställt genom "Slamöverenskommelsen" i SNV 4418 [65]. EU:s motsvarande gränsvärde ligger för alla angivna ämnen över den svenska nivån, men EU arbetar för närvarande med att revidera sin gränsvärdeslista. För vissa ämnen är en kraftig sänkning förväntad och ett tillägg på flera organiska ämnen kommer troligen att göras till listan. I tabellen finns även det svenska gränsvärdet för jordbruksmark som ska få ta emot slam angivet som "SNV jord". I EUs motsvarande gränsvärdeslista ligger alla gränsvärden över de svenska, men även här kan en förändring snart bli aktuell. Generella svenska riktvärden för förorenad mark [64] finns också angivna i tabellen som "KM" (känslig markanvändning), "MKM GV" (mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag) och MKM (mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag). För de fyra systemen anges också i vilken typ av miljö som de olika ämnena antas hamna (J=jordbruk, M=annan mark, D=deponi, *=ämnet har förstörts i processen). Tabellen innehåller inte alla de ämnen som kan ge ekotoxikologiska effekter utan endast de ämnen för vilka mätningar har gjorts på Henriksdalsverkets slam.

I Tabell 9 är de gränsvärden av olika typ som ligger under slammets halter fetmarkerade. Framför allt är det metallerna kadmium och koppar som ligger väl högt i slammet. För koppar är halterna i slammet mer än dubbelt så höga som gränsvärdet för mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag. I Boliden- och i Econovasystemen kommer slammet att utgöra ett 1-2 dm tjockt jordskikt. Frågan är om slam med så hög kopparhalt bör användas till att bygga upp detta lager. För de organiska ämnena finns mycket få av

de ämnen som har uppmätts med i gränsvärdeslistorna. Notera att halterna av PCB samt de mest cancerogena PAH-föreningarna i slammet ligger över gränsvärdet för känslig markanvändning. Det finns alltså anledning att misstänka att framtida förändringar av gränsvärdeslistorna kommer att kunna ge problem för slammets användning på mark om inte slammets kvalitet förändras. Det arbete som pågår inom ReVAQ-projektet syftar till att göra riskerna med slamspridning så låga som möjligt avseende innehållet av tungmetaller och andra miljö- och hälsofarliga ämnen. Slammet kan alltså komma att förbättras i takt med att gränsvärdena förändras. Förändrade krav på slamkvalitet kommer sannolikt gälla alla slamproducenter, även då slammet ej ska användas på jordbruksmark.

Tabell 9 Innehållet av tungmetaller och organiska miljögifter i Henriksdalsverkets slam under 2002, gällande gränsvärden för slam som ska användas på jordbruksmark (SNV slam), jordbruksmark som ska ta emot slam (SNV jord), känslig markanvändning (KM), mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag (MKM GV) samt mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag (MKM). Antagen slutstation för ämnena i de fyra systemen är också angiven (J=jordbruksmark, M=annan mark, D=deponi och *=ämnet förstörs fullständigt under hantering).

Ämne	Mängd mg/kg TS slam	SNV slam	SNV jord	KM	MKM GV	MKM	Bo-liden	Eco-nova	Ragn-Sells	Aqua Reci
Bly	39	100	40	80	300	300	M	M	J	D
Järn	0,1						M	M	J	J
Kadmium	1,2	2	0,4	0,4	1	12	M	M	J	D
Kobolt	9,4			30	60	250	M	M	J	D
Koppar	390	600	40	100	200	200	M	M	J	D
Krom	25	100	60	120	250	250	M	M	J	D
Kvicksilver	1,5	2,5	0,3	1	5	7	M	M	J	D
Mangan	160						M	M	J	D
Nickel	23	50	30	35	150	200	M	M	J	D
Silver	13						M	M	J	D
Zink	550	800	150	350	700	700	M	M	J	D
4-Nonylfenol	24	50					M	M	J	*
Toluen	0,10	5		10	35	35	M	M	J	*
PCB 28	0,028						M	M	J	*
PCB 52	0,014						M	M	J	*
PCB 101	0,009						M	M	J	*
PCB 118	0,007						M	M	J	*
PCB 153	0,017						M	M	J	*
PCB 138	0,019						M	M	J	*
PCB 180	0,012						M	M	J	*
PCB summa	0,106	0,4		0,02	4	7	M	M	J	*
Fluoranten	0,6						M	M	J	*
Benso(b)-fluoranten	0,3						M	M	J	*
Benso(k)-fluoranten	0,1						M	M	J	*
Benso(a)-pyren	0,2			0,3	7	7	M	M	J	*
Benso(ghi)-perylene	0,2						M	M	J	*
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,2						M	M	J	*
PAH summa	1,6	3		20	40	40	M	M	J	*
Dibutylftalat	0,25						M	M	J	*
Bis-(2-etylhexyl)ftalat	46						M	M	J	*
CN tot	2,9			30	80	1000	M	M	J	*

3.9 Normalisering mot svenska totalbelastningar

För att illustrera betydelsen av de miljöbelastningar som uppstår (eller sparas) under slamhanteringen har en jämförelse gjorts med totala svenska miljöbelastningar, se Tabell 10. I tabellen anges uppskattade svenska flöden per person och år [66] samt flöden per person och år som de olika systemen skulle ge upphov till räknat på det personantal som Henriksdalsverket hanterar avloppsvatten från (695 000 personekvivalenter). Den andel av de totala svenska flödena som slammet skulle stå för om de hamnade i den antagna miljön är angivna i procent inom parentes. För emissioner har de högsta lustgasemissionerna antagits.

För de här redovisade belastningarna utgör bidraget från slamhanteringen en varierande del, alltifrån tiotusendelar av procent upp till 200 %. För tungmetaller, framför allt för koppar, skulle slammet stå för ett mycket viktigt bidrag till svenska flöden till mark. Om vi beaktar Ragn-Sellssystemet skulle alltså flödena av koppar till jordbruksmark i det avsedda området bli 200 % av vad som i dagsläget normalt hamnar på svensk åkermark. Andra studier har visat på en ökning i samma storleksordning [67]. Även för kvicksilver till mark blir bidraget från slamhanteringen stort. Avseende växthuseffekt skulle slamhanteringen i Boliden-, Econova- och Ragn-Sellssystemen utgöra åtminstone 1,5 % av totala svenska växthusgasutsläpp, huvudsakligen på grund av lustgasemissioner. Notera att detta inte säger något om hur känslig miljön är för dessa föroreningar.

Tabell 10 Normalisering mot svenska totalbelastningar (D=Deponi, M=Annan mark än jordbruksmark).

	Enhet/ person,år	Sverige	Boliden 1	Econova	Ragn-Sells	Aqua Reci
Växthuseffekt, CO ₂ -ekv.	kg	8000	120 (1,6%)	130 (1,6%)	120 (1,5%)	-6,8 (-0,08)
NO _x - emissioner	kg	28	-0,0061 (-0,022%)	-0,0061 (-0,022%)	-0,0032 (-0,011%)	-0,016 (-0,058%)
Försurning, H ⁺ -ekv.	Mol	1400	0,85 (0,061%)	2,0 (0,14%)	0,048 (0,003%)	-1,9 (-0,14%)
Energi- användning	MJ	160000	-16 (-0,010%)	-0,95 (-0,0006%)	-40 (-0,025%)	-150 (-0,094%)
Kvicksilver till luft	mg	73	-0,0012 (-0,001%)	-0,0041 (-0,004%)	-0,041 (-0,041%)	0,068 (0,093%)
Bly till matjord	g	6,995 (M)	0,78 (11%)	0,78 (11%)	0,78 (11%)	-
Kadmium till matjord/deponi	g	0,385 (M) 0,021 (D)	0,024 (M) (6,2%)	0,024 (M) (6,2%)	0,024 (M) (6,2%)	0,024 (D) (110%)
Koppar till matjord	g	3,792	7,77 (200%)	7,77 (200%)	7,77 (200%)	-
Kvicksilver till matjord	g	0,051	0,030 (59%)	0,030 (59%)	0,030 (59%)	-

4 Slutsatser

Utvärderingen av de fyra slamhanteringsmetoderna har delats upp i tre olika delar som representerar aktiviteter av olika typ och med stor skillnad i säkerhet i antagna värden - grundfall, ersatt konstgödning samt emissioner från slam. Kunskapsnivån om miljöbelastningar från de tre delsystemen skiljer sig kraftigt. I ett första steg utvärderas enbart grundfallet som är det rent tekniska systemet utan ersatt konstgödning och emissioner från slam. I ett andra steg utvärderas ersatt konstgödning, men ej emissioner, där resultatet beror kraftigt av vilka antaganden som har gjorts för hur stor mängd konstgödning som verkligen kan ersättas av respektive behandlingsalternativ. I ett tredje steg, som är behäftat med mycket stora osäkerheter, utvärderas emissioner till luft och vatten från biogeokemiska processer som över tid verkar på slammet. Slutligen redogörs för en sammanställning av de olika stegen. Kunskapsnivån är idag otillräcklig för att säga hur de olika förhållandena i slamhanteringsmetoderna påverkar hur stora emissionerna blir. För metaller och organiska miljögifter i slam som hamnar på mark har inte någon karakterisering gjorts. En ekotoxikologisk bedömning av detta kräver en metod som rättvist och fullständigt bedömer effekten både på kort och på lång sikt. Idag finns ingen allmänt accepterad metod för detta. Kunskapen om långtidseffekter på miljö och hälsa av exponering för dessa ämnen är otillräcklig.

4.1 Delsteg i respektive metod med stor miljöpåverkan

Emissioner från slammet i systemen Boliden, Ragn-Sells och Econova har en stor miljöbelastning.

För samtliga system innebär den ersatta konstgödningen en stor besparing av miljöbelastning och det är därför viktigt att utnyttja näringen effektivt.

För Bolidensystemets grundfall uppkommer de största miljöbelastningarna under transport av slammet från Henriksdalsverket till Aitik. Slupna utsläpp och insparade resurser från den ersatta moränen är totalt dock mycket viktigare.

För Econovasystemets grundfall innebär transporten av slam med lastbil från Henriksdalsverket till behandlingsområdet en viktig miljöbelastning. Även transport av den färdiga slamprodukten innebär en relativt stor miljöbelastning.

För Ragn-Sellssystemets grundfall visar karakteriseringarna att transporterna av slam innebär viktiga källor till utsläpp.

I Aqua Reci-systemets grundfall står produktion och transport av magnesiumoxid som används i fosforextraktionen för ett stort bidrag. Även lustgas som bildas i SCWO-reaktorn får ett tydligt bidrag trots att en 99-procentig destruktionsgrad har antagits. En mycket stor inbesparing av miljöbelastning står den ersatta fjärrvärmens för. Produktion och transport av svavelsyra för fosforextraktionen står för en viktig belastning i försurningsavseende.

4.2 Förbättringsmöjligheter för respektive metod

För Boliden-, Econova- samt Ragn-Sellssystemen är det kritiskt att undersöka och minimera emissionerna från biogeokemiska processer i slam. I dagsläget är kunskapen otillräcklig om vilka åtgärder som ger störst effekter.

Det är svårt att ange några tydliga möjligheter till förbättring för Bolidensystemets grundfall förutom att jobba på att förbättra transportfordon och arbetsmaskiner.

I Econovasytemets grundfall är transportsätt och arbetsmaskiner viktigare än i Bolidens grundfall. Genom att välja tåg för merparten av den transportsträckan, vilket är ett möjligt scenario, kan miljöbelastningen minskas till ca en femtedel för hela transportsträckan från Henriksdal till Norrköping för de undersökta miljöeffekterna. Under slambehandlingen används arbetsmaskiner under många moment och en viss förbättring bör kunna ses genom att användningen av dessa samt deras utsläpp minimeras.

Att välja transportfordon med låga utsläpp är viktigt i Ragn-Sellssystemet. Det är också viktigt att försöka placera slamlagren på en sådan plats att transportererna minimeras eller om möjligt lagra slammet hos den aktuella lantbrukaren. Det arbete som pågår inom ReVAQ-projektet syftar till att göra riskerna med slamspridning så låga som möjligt avseende innehållet av tungmetaller och andra miljö- och hälsofarliga ämnen. Eftersom dessa aspekter inte täcks av de miljöeffekter som innefattas av karakteriseringarna kan detta inte medföra någon förbättring gällande dessa effekter, men när en ekotoxicitetsbedömning görs bör en effekt kunna ses när ReVAQs arbete framskrider. Vid en jämförelse med totala svenska flöden till jordbruksmark av tungmetaller visar det sig att slammet kan stå för ett mycket viktigt bidrag. För till exempel koppar skulle flödena av koppar till jordbruksmark i det avsedda området bli 200 % av vad som i dagsläget normalt hamnar på svensk åkermark. För kvicksilver skulle motsvarande siffra bli 59 %.

I Aqua Reci-systemet kan den magnesiumoxid som används för att höja pH under extraktionen ersättas av annan alkalie, till exempel magnesiumkarbonat. En del av den energi som används vid framställning av magnesiumoxid från dolomit kan då sparas. Eventuellt kan syretillverkning göras på plats vilket ger en sluppen transport. Den spillvärme som blir överflödigt då svensk medelfjärrvärme ersätts visar på en potential att spara in mer energi om lämplig avsättning för denna kan hittas. Även en minskad lustgasbildning eller en ökad lustgasrening skulle ge en miljöförbättring.

4.3 Rangordning av de olika metoderna enligt olika miljöparametrar

En rangordning av de olika hanteringsalternativen kan idag ej göras.

Grundfallen för de olika behandlingsalternativen uppvisar för alla gjorda karakteriseringar totalt en miljöbelastning större än noll för Econova- och Ragn-Sells-

systemen. För Boliden- och Aqua Reci-systemen visas en miljöbelastning lägre än noll, alltså sparas emissioner till omgivningen in med dessa systems grundfall.

För alla system kommer den ersatta konstgödningen samt därtill hörande slupna transporter och spridning att ge stora slupna miljöbelastningar. Denna besparing är störst för Ragn-Sellssystemet.

För emissioner från biogeokemiska processer som över tid verkar på slammet kan konstateras att lustgasemissioner kan ha en mycket stor inverkan på växthuseffekten för Boliden-, Econova- samt Ragn-Sellssystemen. Detsamma gäller för ammoniakutsläpps inverkan på försurningen samt ammoniak- och nitratemissioners inverkan på övergödning.

Vid en jämförelse mellan de tre delarna av respektive system, grundfall, ersatt konstgödning samt emissioner, visar det sig att emissionerna kan vara den del som spelar störst roll för Boliden-, Econova- samt Ragn-Sellssystemen vad gäller växthuseffekt, försurning och övergödning. Därefter kommer ersatt konstgödning, som är den som är dominerande för Aqua Reci-systemet. Grundfallet visar sig ha minst betydelse av de tre delsystemen.

En beräkning av primärenergien för de fyra systemen visar att mest energi sparas för Aqua Reci-systemet. Eftersom Aqua Reci är den enda energiutvinningsmetoden är detta ingen överraskning.

Med de gjorda antagandena uppvisar Aqua Reci-systemet den lägsta miljöbelastningen i nästan alla gjorda karakteriseringar. Notera att osäkerheten i många viktiga antaganden är mycket stora. Därför rekommenderas att denna studie inte används i jämförande syfte.

Aqua Reci är det system som är mest väldefinierat och antagligen har minst osäkerheter. Detta gör att resultaten från detta troligen stämmer bäst, medan de andra kan förbättras eller försämrats betydligt beroende på de antaganden som görs, främst avseende emissioner. Dock måste betänkas att Aqua Reci-systemet ännu inte finns i full skala.

I en jämförelse med totala svenska miljöbelastningar avseende ett antal olika miljöeffekter och emissioner visar sig slamhanteringen kunna ge ett mycket viktigt bidrag avseende metaller till mark, 200 % för koppar samt 60 % för kvicksilver. Dessa värden är mest relevanta för Ragn-Sellssystemet eftersom metallerna i det systemet hamnar på jordbruksmark. För flera metaller och organiska miljögifter i slam ligger halterna över det rekommenderade gränsvärdet för känslig markanvändning.

4.4 Rekommendationer för fortsatt arbete

Eventuella emissioner från slammet som uppkommer genom biogeokemiska, huvudsakligen mikrobiologiska, processer under lagring och kompostering eller efter spridning är mycket viktiga och bör tas med i en jämförande livscykelbedömning mellan

de olika slamhanteringsalternativen. Framför allt visar sig lustgasemissionerna vara mycket viktiga. Mer litteraturstudier och eventuellt mätningar för de verkliga processerna bör göras.

Det är uppenbart att hur mycket och vilken typ av konstgödning som man anser ersätts av det fosfor och kväve som finns i slammet är av avgörande betydelse. En säkrare bedömning som svarar mer mot vad som verkligen kan ersättas måste göras innan metoderna kan jämföras sinsemellan. För Bolidensystemet är det system som i denna studie ersätts ett system som antagligen inte, utan kontinuerlig tillförsel av konstgödning under en mycket lång tidsperiod, uppfyller den önskade funktionen, nämligen växtetablering på mark.

Det är viktigt att en fullständig materialbalans görs för kväve i de system där kväve antas nyttiggöras som näringsämne på mark eftersom det kväve som inte nyttiggörs (och därmed leder till en positiv inverkan på miljön) eventuellt kommer att lämna marken som ett miljöstörande ämne (och alltså i stället skada miljön). I många system kan mycket kväve avgå från slammet i olika former redan innan slammet hamnat på mark eller under ett par års tid efter spridning. Om kvävet avgår till vatten eller till luft och i vilka former bör utredas.

I Econovasystemet kan man tänka sig flera olika användningsområden för den färdiga slamprodukten och valet påverkar i stor utsträckning vad som får ingå i det ersatta systemet. Man kan tänka sig att ytterligare ett scenario undersöks där slammet, efter genomgången behandling, i stället används som deponitäckning.

För Ragn-Sellssystemet ligger en osäkerhet i transportsträckan eftersom Ragn-Sells transporterar slam inom ett ganska stort område. Detta bör ses över. Även ekotoxikologiska effekter av miljö- och hälsofarliga beståndsdelar i slammet bör studeras liksom hur ReVAQ:s arbete kan minska koncentrationerna av dessa beståndsdelar. Effekter av metaller och organiska miljögifter efter att slammet har spridits på mark är dåligt kända och svårbedömda. Möjliga effekter och metoder för att bedöma detta bör undersökas vidare.

I Aqua Reci-systemet har inventeringen för extraktionsprocessen endast gjorts för upplösning i svavelsyra och en utfällning av järnfosfat. Efterföljande steg i extraktionsprocessen som möjliggör återföring av fällningskemikalie till reningsverket, försäljning av silikater som en biprodukt och deponering av en mycket mindre mängd än i denna studie har inte inventerats. Alla fraktioner från extraktionsprocessen utom järnfosfat har ansetts gå till en säker deponi. Dessa steg bör undersökas vidare och bör ge upphov till både positiv och negativ inverkan på miljön. Det bör också undersökas vad effekten blir om magnesiumoxid ersätts med en annan alkalie i extraktionsprocessen.

Referenser

- [1] Pettersson Gunilla (2001) Livscykelanalys av fyra slamhanteringstekniker. Examensarbete på Miljösystemanalys, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg
- [2] Aktionsplan för återvinning av fosfor ur avlopp. Naturvårdsverket rapport 5214
- [3] Stockholm Vattens miljörapport 2002.
- [4] Brundtland Commission, 1987. *Our Common Future*, Report to the United Nations World Commission on Environment and Development.
- [5] <<http://www.boliden.se>> (2004)
- [6] <<http://www.econovabiotech.se/>> (2004)
- [7] <<http://www.ragnsells.se/agro/>> (2004)
- [8] <<http://www.envisys.se/revaq/>> (2004)
- [9] <<http://www.chematur.se/>> (2004)
- [10] Tillman A-M, Svingby M och Lundström H (1998). Life cycle assessment of municipal waste water systems. *Int J Life Cycle Assess*, 1998;3:145-57
- [11] Isaksson Karl Erik , Boliden Mineral AB, karlerik.isaksson@boliden.se, 0910-774294, personlig kommunikation 2003-2004
- [12] Rönnberg Thomas, Boliden Mineral AB. Information tillhandahållen genom [11]
- [13] Mahmoudkhani Maryam, Chalmers, 031-7725097, Personlig kommunikation 2004
- [14] Lundmark, J E (1986) Skogsmarkens ekologi: ståndortsanpassat skogsbruk. Del 1, Grunder. Skogsstyrelsen, Jönköping
- [15] Mossakovska Agnes, Stockholm Vatten, 08-52212495, personlig kommunikation 2003-2004
- [16] Kjellquist Tomas, Econova AB, tomas.kjellquist@econova.se, personlig kommunikation 2003-2004
- [17] Collin Per och Wikander Marie (2004). Det lokala kretsloppet. Examensarbete på Industriell miljöteknik, Linköpings Universitet, Linköping, Sverige
- [18] Andersson Bengt, greenkeeper, Sotenäs GK, 0705-852059, personlig kommunikation, 2004

- [19] Finn Lisa (2003). Miljöanpassning av en golfbana. Examensarbete på Kemisk Miljövetenskap, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Sverige
- [20] Hagevi Anders, Ragn-Sells Agro AB, 08-506 600 55, 0709-27 20 55, anders.hagevi@ragnsells.se, personlig kommunikation 2003-2004
- [21] Augustinsson Hans, Hushållningssällskapet, 013-35 53 12, hans.augustinsson@hs-e.hush.se, personlig kommunikation 2003-2004
- [22] Aqua Reci – Etapp 1. Chematur Engineering och Feralco, Rapport nr 12-2003 från Käppalaförbundet, SYVAB och Stockholm Vatten
- [23] Stenmark Lars, Chematur AB, l.stenmark@chematur.se, personlig kommunikation 2003-2004
- [24] Norling Bo, miljösamordnare, AGA Gas AB, SE-172 82 Sundbyberg, tel 08 - 706 95 49, bo.norling@se.aga.com, personlig kommunikation 2003-2004
- [25] Handbook of Chemistry and Physics 52nd edition 1971-1972, Editor Weast R C. The Chemical Rubber Co, Cleveland, Ohio, USA
- [26] Stendahl Kjell, Feralco AB, kjell.stendahl@feralco.com, personlig kommunikation 2003-2004
- [27] Greschik A, Haglund C, Swahn M och Werner L (1998) Produktion av dikalciumfosfat, DCP. Projektarbete, Institutionen för teknisk kemi, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Sverige
- [28] Babache, G och Naidenov, N (1962) Producing synthetic MgO from native raw materials. Tekhnika (Sofia) **11** (No. 3), 95-7
- [29] Ortiz U, Aguilar, C, Ezparaza C och Guerero C (1997): Production of MgO in an electric arc furnace: thermal analysis
- [30] Jonsson Thomas (1996). En livscykelanalys utförd på ett slamupparbetningsprojekt. Examensarbete, Kemisk Teknologi II, Lunds Universitet, Lund, Sverige
- [31] Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000) Life Cycle Assessment of Energy from Solid Waste. Department of Systems Ecology, Stockholms Universitet, Stockholm, Sverige. Tillgänglig via <www.fms.ecology.su.se>. sid. 35-37, 67-71
- [32] Camobreco V, Ham R, Barlaz M, Repa E, Felker M, Rousseau C och Rathle J (1999). Life cycle inventory of a modern municipal solid waste landfill, Waste Management and Research 1999:17:394-408

- [33] Brännström-Norberg B-M, Dethlefsen U, Johansson R, Setterwall C och Tunbrant S (1996). Life-Cycle Assessment for Vattenfall's Electricity Generation, Summary Report, tabell 10, Vattenfall, Stockholm, Sverige
- [35] Frees N och Pedersen Widema B (1998). Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks, Energy and Transport Scenarios. En studie för Miljöstyrelsen i Danmark. Institute for Product Development, Köpenhamn, Danmark
- [34] Energy&TrpDatabase-CIT 3g-based on-991107.mbd. Databas för Life Cycle Inventory Tool LCAiT 4.0. Tillgänglig via [68]
- [36] Frischknecht R, Hofstetter P, Knoepel I, Meénard M, Dones R och Zollinger E. (1994). Ökoinventare für Energiesysteme. Zürich: Bundesamt für Energiewirtschaft. Data är citerade i [35] och dokumenterade i [68].
- [37] Linder Jan-Olof, Svenska Fjärrvärmeföreningen, personlig kommunikation. Data är dokumenterade genom [34]
- [38] Bakkane K K (1994) Life cycle data for Norwegian oil and gas. S.l. Tapir/Norwegian Inst. of Technology. Data är citerade i [34] och dokumenterade i [68]
- [39] Nätverket för Transport och Miljö, <<http://www.ntm.a.se>>
- [40] Lindgren M, Pettersson O, Hansson P-A och Norén O (2002). Jordbruks- och anläggningsmaskinernas motorbelastning och avgasemissioner, JTI-rapport nr 308, JTI, institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala, Sverige. Data är dokumenterade genom [17]
- [41] Lindgren M., JTI, institutet för jordbruks- och miljöteknik, 018-671239. Data är dokumenterade genom [17]
- [42] Persson K och Kindbom K (1999) Kartläggning av emissioner från arbetsfordon och arbetsredskap i Sverige, IVL-rapport B1342, IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Data är dokumenterade genom [17]
- [43] CORINAIR (1996): *The EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook*. European Environment Agency, Köpenhamn, Danmark.
- [44] Davis J och Haglund C (1999): Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. SIK-report No 654 1999. Examensarbete på Kemisk Miljövetenskap, Chalmers Tekniska Högskola, Sverige
- [45] Müller C, Kammann C, Ottow J C G och Jäger H-J (2003). Nitrous oxide emissions from frozen grassland soil and during thawing periods, J. plant Nutr. Soil Sci. **166**, 46-53

- [46] Flodman Magnus (2002). Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige
- [47] Czepiel P, Douglas E, Harriss R och Crill P (1996). Measurements of N₂O from Composted Organic Wastes, *Environmental Science and Technology*, 30, 2519-2525
- [48] Kuboi T och Hiroki H (1986). Gas flux from soil treated with sewage sludge. II. Submerged soil. *Kokuritsu Kogai Kenkyusho Kenkyu Hokoku*, 94, 63-78
- [49] Cederberg Christel, konsult, 035-50680, personlig kommunikation 2004
- [50] Mosier A R, Hutchinson G L, Sabey B R och Baxter J (1982). Nitrous oxide emissions from barley plots treated with ammonium nitrate or sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 11 (1), 78-81
- [51] Klemedtsson Leif, 031-7732632, personlig kommunikation 2004
- [52] Ambus P, Jensen J M, Priemé A, Pilegaard K och Kjöllér A (2001) Assessment of CH₄ and N₂O fluxes in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest and an adjacent N-fertilised barley (*Hordeum vulgare*) field: Effects of sewage sludge amendments, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 15-21
- [53] Hutchings N J, Sommer S G, Andersen J M och Asman W A H (2001). A detailed ammonia emission inventory for Denmark, *Athmospheric Environment*, 35, 1959-1968
- [54] Shepherd M A (1996). Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58, 171-185
- [55] Kleber M, Nikolaus P, Kuzyakov Y och Stahr K (1999). Formation of mineral N (NH₄⁺, NO₃⁻) during mineralization of organic matter from coal refuse material and municipal sludge. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 163, 73-80
- [56] Gitarskii M L, Romanovskaya A A, Karaban R T, Konyushkov D E och Nazarov I M (2000). Nitrous oxide emission from the use of mineral fertilizer in Russia. *Pochvovedenie*, 8, 943-950
- [57] Romanovskaya A A, Gytarsky M L, Karaban R T, Konyushkov D E och Nazarov I M (2001). The dynamics of nitrous oxide emission from the use of mineral fertilizers in Russia. *The Scientific World Journal*, 1 Suppl 2, 336-42
- [58] Välimaa C och Stadig M (1998). Växtnäring i livscykelanalys - mineralgödsel-användning i spannmålsodling, SIK-rapport nr 637. Examensarbete vid Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige

[59] Hénault C, Devis X, Lucas J L, Germon J C (1998). Influence of different agricultural practices (type of crop, form of N-fertilizer) on soil nitrous oxide emissions. *Biol Fertil Soils*, 27, 299-306

[60] Hauschild M och Wentzel H (1998). *Environmental assessment of products, Volume 2: Scientific background*. Chapman&Hall, London, UK

[61] Lindfors, Christiansen, Hoffman, Virtanen, Juntilla, Hanssen, Rönning, Ekvall och Finnveden (1995). *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*; Nord 1995:20, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn

[62] Eriksson J¹, Andersson A¹ och Andersson R² (1997) Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverkets rapport 4778. ¹Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige. ²Naturvårdsverkets forskningsavdelning, Uppsala, Sverige

[63] Uppenberg, Almemark, Brandel, Lindfors, Marcus, Stripple, Wachtmeister och Zetterberg (2001) *Miljöfaktabok för bränslen. Del 2. Bakgrundsinformation och teknisk bilaga*.

[64] Norman F, Lindahl, L-Å, Hasselsten I, Gullbring P, von Heidenstam O, Elert M, Jones C, Dock L och Wennberg L (1997). Generella riktvärden för förorenad mark : beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Naturvårdsverket rapport 4638, Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige

[65] Användning av avloppsslam i jordbruket (1995). Naturvårdsverkets rapport 4418, Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige

[66] Kärman E och Jönsson H (2001) Normalising impacts in an environmental systems analysis of wastewater systems. *Water Science and Technology*, 43, (5), 293-300

[67] Lundin M, Olofsson M, Pettersson G J och Zetterlund H (2004). Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling*. In Press, Corrected Proof, 41, (4), 255-278

[68] Chalmers Industriteknik, CIT-Ekologik, Göteborg. www.ekologik.cit.chalmers.se

APPENDIX 1-2

INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Electricity, Swedish average (large industries)	Emissions from N-fertilizer	Emptying machine	Production of N 28	Production of moraine	Sludge input Boliden case	Spreading machine flat	Spreading machine moraine	Spreading machine slope	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Storing of sludge	Transport N fertilizer truck + train	Transport P fertilizer truck + train	Transport moraine truck	Transport train B	Transport truck B1	Transport truck B2	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production	
Benzo(a)pyrene	kg	-4.40E-10				-3.98E-10																-4.22E-11
Butane	kg	-1.84E-05				-1.84E-05																
CH4	kg	-2.72E-03				-2.16E-03																-5.60E-04
CN-	kg	-3.98E-08			9.22E-11	-2.53E-08	-7.06E-10		1.85E-11	-1.51E-10	3.07E-11	-1.71E-12	-3.22E-13		-5.46E-12	-1.03E-12	-2.87E-09		4.35E-10	3.95E-10		-1.18E-08
CO	kg	-3.31E-02	1.83E-05		1.21E-03	-2.62E-04	-9.23E-03		2.42E-04	-1.97E-03	4.02E-04	-2.23E-05	-4.20E-06		-6.80E-05	-1.28E-05	-3.56E-02	2.30E-03	5.40E-03	4.91E-03		-4.19E-04
CO2	kg	-2.71E+01	6.56E-02		1.09E+00	-2.26E+00	-8.34E+00		2.18E-01	-1.78E+00	3.63E-01	-2.02E-02	-3.80E-03		-6.80E-02	-1.28E-02	-3.43E+01	8.24E+00	5.20E+00	4.72E+00		-3.04E-01
Ca	kg	-3.43E-07				-2.49E-07																-9.42E-08
Cd	kg	-5.55E-07			1.17E-08	-1.61E-07	-8.95E-08		2.34E-09	-1.91E-08	3.90E-09	-2.16E-10	-4.08E-11		-6.93E-10	-1.30E-10	-3.63E-07		5.51E-08	5.01E-08		-4.40E-08
Co	kg	-4.74E-07				-4.32E-07																-4.17E-08
Cr	kg	-1.79E-06			1.15E-08	-1.42E-06	-8.81E-08		2.31E-09	-1.88E-08	3.84E-09	-2.13E-10	-4.01E-11		-6.82E-10	-1.28E-10	-3.58E-07		5.42E-08	4.93E-08		-2.07E-08
Cr3+	kg	8.59E-08				9.43E-08																-8.38E-09
Cu	kg	-1.33E-06				-1.22E-06																-1.09E-07
Dioxin	kg	-3.48E-11			1.14E-12	-4.63E-13	-8.73E-12		2.29E-13	-1.86E-12	3.80E-13	-2.11E-14	-3.98E-15		-6.76E-14	-1.27E-14	-3.54E-11		5.38E-12	4.89E-12		-2.58E-13
Ethane	kg	-4.55E-06				-4.55E-06																
Ethylene	kg	-9.10E-06				-9.10E-06																
F total	kg	-6.07E-05																				-6.07E-05
Fe	kg	-5.60E-07				-5.60E-07																
Formaldehyde	kg	-4.81E-06				-4.27E-06																-5.32E-07
H2S	kg	-1.93E-06			6.34E-08	-2.21E-08	-4.85E-07		1.27E-08	-1.04E-07	2.11E-08	-1.17E-09	-2.21E-10		-3.76E-09	-7.07E-10	-1.97E-06		2.99E-07	2.72E-07		-1.32E-08
HCl	kg	-2.66E-04			3.21E-06	-1.62E-04	-2.46E-05		6.43E-07	-5.24E-06	1.07E-06	-5.94E-08	-1.12E-08		-1.90E-07	-3.58E-08	-9.97E-05		1.51E-05	1.37E-05		-8.38E-06
HF	kg	-1.89E-05			3.44E-07	-7.77E-06	-2.64E-06		6.90E-08	-5.63E-07	1.15E-07	-6.37E-09	-1.20E-09		-2.04E-08	-3.84E-09	-1.07E-05		1.62E-06	1.47E-06		-8.38E-07
Heavy metals	kg	-3.57E-21				-8.30E-22																-2.74E-21
Hg	kg	-6.01E-08			1.43E-09	-1.06E-08	-1.09E-08		2.86E-10	-2.34E-09	4.76E-10	-2.65E-11	-4.98E-12		-8.46E-11	-1.59E-11	-4.44E-08		6.73E-09	6.12E-09		-6.73E-09
Hydrocarbons	kg	-1.22E-02			1.93E-04		-1.48E-03		3.88E-05	-3.16E-04	6.45E-05	-3.58E-06	-6.74E-07		-2.85E-05	-5.37E-06	-1.49E-02		2.27E-03	2.06E-03		
Metals	kg	-3.44E-09				-2.88E-09																-5.70E-10
Methane	kg	6.23E+00	9.46E-05		1.33E-03		-1.01E-02		2.66E-04	-2.17E-03	4.42E-04	-2.45E-05	-4.62E-06	6.26E+00	-8.23E-05	-1.55E-05	-4.12E-02	1.19E-02	6.24E-03	5.68E-03		
Mn	kg	-1.27E-06				-1.26E-06																-1.15E-08
Mo	kg	-3.53E-07				-3.32E-07																-2.05E-08
N2O	kg	9.97E+00	1.05E-07	-1.25E-02	2.42E-06	-1.41E-02	-1.85E-05		4.84E-07	-3.95E-06	8.06E-07	-4.47E-08	-8.42E-09	1.00E+01	-1.47E-07	-2.78E-08	-7.51E-05	1.32E-05	1.14E-05	1.04E-05		-2.83E-05
NH3	kg	9.86E-01	8.51E-10	-1.38E-02	1.10E-07	-5.13E-04	-8.45E-07		2.21E-08	-1.80E-07	3.68E-08	-2.04E-09	-3.85E-10	1.00E+00	-6.58E-09	-1.24E-09	-3.43E-06	1.07E-07	5.20E-07	4.73E-07		-1.44E-07
NMVOC	kg	-8.08E-02			2.65E-03	-8.50E-04	-2.03E-02		5.31E-04	-4.33E-03	8.84E-04	-4.91E-05	-9.24E-06		-1.57E-04	-2.96E-05	-8.23E-02		1.25E-02	1.14E-02		-6.40E-04
NO2	kg	-1.57E-03				-1.57E-03																
NOx	kg	-3.07E-01	1.04E-04		1.37E-02	-3.80E-03	-1.04E-01		2.74E-03	-2.23E-02	4.55E-03	-2.53E-04	-4.76E-05		-5.55E-04	-1.04E-04	-2.92E-01	1.30E-02	4.42E-02	4.02E-02		-1.81E-03
Na	kg	-3.22E-06				-2.33E-06																-8.85E-07
Ni	kg	-2.12E-05			5.48E-07	-3.77E-06	-4.20E-06		1.10E-07	-8.96E-07	1.83E-07	-1.01E-08	-1.91E-09		-3.25E-08	-6.12E-09	-1.70E-05		2.58E-06	2.35E-06		-9.79E-07
Other organics	kg	-1.02E-08				-8.80E-09																-1.41E-09
PAH	kg	-2.68E-07	5.13E-13			-2.67E-07									-2.08E-14	-3.92E-15		6.44E-11				-5.93E-10

APPENDIX 1-3

INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Electricity, Swedish average (large industries)	Emissions from N-fertilizer	Emptying machine	Production of N 28	Production of moraine	Sludge input Boliden case	Spreading machine flat	Spreading machine moraine	Spreading machine slope	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Storing of sludge	Transport N fertilizer truck + train	Transport P fertilizer truck + train	Transport moraine truck	Transport train B	Transport truck B1	Transport truck B2	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production		
Particles	kg	-1,94E-02	1,49E-05		7,71E-04		-5,90E-03		1,55E-04	-1,26E-03	2,57E-04	-1,43E-05	-2,69E-06		-4,05E-05	-7,63E-06	-2,15E-02	1,87E-03	3,26E-03	2,96E-03			
Particulates	kg	-1,15E-03					-5,70E-04															-5,84E-04	
Pb	kg	-2,53E-06			4,78E-08	-1,01E-06	-3,66E-07		9,58E-09	-7,81E-08	1,59E-08	-8,85E-10	-1,67E-10		-2,83E-09	-5,33E-10	-1,48E-06		2,25E-07	2,05E-07		-9,18E-08	
Pentane	kg	-3,15E-05					-3,15E-05																
Propane	kg	-8,39E-06					-8,35E-06																-3,54E-08
Propylene	kg	-1,50E-06					-1,50E-06																
Radioactive	Bq	-3,24E+07			3,44E+07	1,00E+09	-2,64E+08		6,90E+06	-5,63E+07	1,15E+07	-6,37E+05	-1,20E+05		-2,04E+06	-3,84E+05	-1,07E+09		1,62E+08	1,47E+08		-2,61E+06	
Rn-222	Bq	9,30E+06	7,36E+04				-6,85E+03								-2,98E+03	-5,62E+02		9,23E+06					
SO2	kg	-2,57E-02	6,83E-05		9,15E-04	-3,20E-03	-7,00E-03		1,83E-04	-1,49E-03	3,05E-04	-1,69E-05	-3,19E-06		-5,69E-05	-1,07E-05	-2,84E-02	8,57E-03	4,31E-03	3,92E-03		-3,78E-03	
SO3	kg	-1,31E-04																					-1,31E-04
Sb	kg	-1,49E-07					-1,47E-07																-1,45E-09
Sc	kg	-4,75E-08					-1,59E-08																-3,16E-08
Sn	kg	-3,39E-10					-7,87E-11																-2,60E-10
Sr	kg	-1,52E-08					-3,55E-09																-1,17E-08
Th	kg	-2,42E-10					-5,63E-11																-1,86E-10
Tl	kg	-4,18E-11					-9,70E-12																-3,21E-11
Toluene	kg	-5,69E-06					-5,65E-06																-3,54E-08
U	kg	-2,33E-10					-5,40E-11																-1,79E-10
V	kg	-1,25E-05					-9,17E-06																-3,37E-06
VOC	kg	2,57E-03	2,06E-05				-2,82E-05								-8,35E-07	-1,57E-07		2,59E-03					-4,05E-06
Xylene	kg	-3,05E-07					-3,05E-07																
Zn	kg	-1,45E-06					-1,35E-06																-9,75E-08
Al Aromates (C9-C10)	kg	-3,15E-04			1,05E-05	-6,48E-07	-8,03E-05		2,10E-06	-1,71E-05	3,50E-06	-1,94E-07	-3,66E-08		-6,21E-07	-1,17E-07	-3,26E-04		4,94E-05	4,49E-05		-7,49E-07	
	kg	-2,62E-08					-2,04E-08																-5,89E-09
As	kg	-1,04E-06			3,42E-08	-1,13E-08	-2,62E-07		6,85E-09	-5,58E-08	1,14E-08	-6,33E-10	-1,19E-10		-2,02E-09	-3,81E-10	-1,06E-06		1,61E-07	1,46E-07		-7,30E-09	
BOD	kg	-1,53E-07					-4,58E-08																-1,07E-07
BOD5	kg	-4,55E-05			1,52E-06		-1,16E-05		3,05E-07	-2,48E-06	5,07E-07	-2,81E-08	-5,30E-09		-9,00E-08	-1,70E-08	-4,72E-05		7,16E-06	6,51E-06			
CN-	kg	-2,42E-06			8,06E-08	-4,05E-09	-6,17E-07		1,61E-08	-1,32E-07	2,69E-08	-1,49E-09	-2,81E-10		-4,77E-09	-8,98E-10	-2,50E-06		3,80E-07	3,45E-07		-5,56E-09	
COD	kg	-1,50E-03	1,88E-09		5,00E-05	-1,09E-06	-3,83E-04		1,00E-05	-8,17E-05	1,67E-05	-9,26E-07	-1,74E-07		-2,96E-06	-5,58E-07	-1,55E-03	2,36E-07	2,36E-04	2,14E-04		-3,46E-06	
Cd	kg	-5,77E-07			1,90E-08	-5,52E-09	-1,45E-07		3,80E-09	-3,10E-08	6,32E-09	-3,51E-10	-6,61E-11		-1,12E-09	-2,12E-10	-5,89E-07		8,94E-08	8,13E-08		-3,71E-09	
Cl-	kg	-2,78E-01			9,06E-03	-5,03E-03	-6,93E-02		1,81E-03	-1,48E-02	3,02E-03	-1,68E-04	-3,16E-05		-5,36E-04	-1,01E-04	-2,81E-01		4,27E-02	3,88E-02		-2,15E-03	
Co	kg	-6,16E-07			2,05E-08	-1,03E-09	-1,57E-07		4,11E-09	-3,35E-08	6,84E-09	-3,80E-10	-7,16E-11		-1,22E-09	-2,29E-10	-6,38E-07		9,67E-08	8,79E-08		-1,42E-09	
Cr	kg	-7,61E-06			2,53E-07	-1,28E-08	-1,94E-06		5,08E-08	-4,14E-07	8,45E-08	-4,69E-09	-8,83E-10		-1,50E-08	-2,83E-09	-7,87E-06		1,19E-06	1,09E-06		-1,75E-08	
Cr3+	kg	-1,05E-07					-6,93E-08																-3,56E-08
Cu	kg	-2,50E-06			8,33E-08	-1,78E-09	-6,37E-07		1,67E-08	-1,36E-07	2,78E-08	-1,54E-09	-2,90E-10		-4,93E-09	-9,29E-10	-2,59E-06		3,92E-07	3,57E-07		-5,74E-09	
DOC	kg	-9,34E-16					-7,87E-16																-1,47E-16
Dissolved solids	kg	8,16E-04	7,52E-06				-1,12E-04								-3,05E-07	-5,74E-08		9,43E-04					-2,24E-05

APPENDIX 2-2

INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Electricity, Swedish average (large industries)	Emissions from N-fertilizer	Emptying machine	Production of N 28	Production of moraine	Sludge input Boliden case	Spreading machine flat	Spreading machine moraine	Spreading machine slope	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Storing of sludge	Transport N fertilizer truck + train	Transport P fertilizer truck + train	Transport moraine truck	Transport train B	Transport truck B1	Transport truck B2	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production	
Be	kg	-3,84E-07																				
Benzene	kg	-3,30E-04																				-8,83E-05
Benzo(a)pyrene	kg	-9,76E-09																				-3,17E-09
Butane	kg	-3,05E-04																				
CH4	kg	-7,79E-02																				-4,20E-02
CN-	kg	-1,31E-06			9,22E-11	-4,19E-07	-7,06E-10		1,85E-11	-1,51E-10	3,07E-11	-2,83E-11	-2,41E-11		-9,07E-11	-7,72E-11	-2,87E-09		4,35E-10	3,95E-10	-8,87E-07	
CO	kg	-7,09E-02	1,83E-05		1,21E-03	-4,36E-03	-9,23E-03		2,42E-04	-1,97E-03	4,02E-04	-3,71E-04	-3,16E-04		-1,13E-03	-9,61E-04	-3,56E-02	2,30E-03	5,40E-03	4,91E-03	-3,14E-02	
CO2	kg	-8,75E+01	6,56E-02		1,09E+00	-3,75E+01	-8,34E+00		2,18E-01	-1,78E+00	3,63E-01	-3,35E-01	-2,85E-01		-1,13E+00	-9,61E-01	-3,43E+01	8,24E+00	5,20E+00	4,72E+00	-2,28E+01	
Ca	kg	-1,12E-05																				-7,07E-06
Cd	kg	-6,35E-06			1,17E-08	-2,67E-06	-8,95E-08		2,34E-09	-1,91E-08	3,90E-09	-3,59E-09	-3,06E-09		-1,15E-08	-9,79E-09	-3,63E-07		5,51E-08	5,01E-08	-3,30E-06	
Co	kg	-1,03E-05																				-3,13E-06
Cr	kg	-2,55E-05			1,15E-08	-2,36E-05	-8,81E-08		2,31E-09	-1,88E-08	3,84E-09	-3,54E-09	-3,01E-09		-1,13E-08	-9,63E-09	-3,58E-07		5,42E-08	4,93E-08	-1,55E-06	
Cr3+	kg	9,36E-07				1,56E-06																-6,29E-07
Cu	kg	-2,84E-05																				-8,16E-06
Dioxin	kg	-6,38E-11			1,14E-12	-7,68E-12	-8,73E-12		2,29E-13	-1,86E-12	3,80E-13	-3,50E-13	-2,98E-13		-1,12E-12	-9,55E-13	-3,54E-11		5,38E-12	4,89E-12	-1,94E-11	
Ethane	kg	-7,55E-05																				
Ethylene	kg	-1,51E-04																				
F total	kg	-4,56E-03																				-4,56E-03
Fe	kg	-9,30E-06																				
Formaldehyde	kg	-1,11E-04																				-3,99E-05
H2S	kg	-3,40E-06			6,34E-08	-3,67E-07	-4,85E-07		1,27E-08	-1,04E-07	2,11E-08	-1,95E-08	-1,66E-08		-6,23E-08	-5,31E-08	-1,97E-06		2,99E-07	2,72E-07	-9,89E-07	
HCl	kg	-3,42E-03			3,21E-06	-2,68E-03	-2,46E-05		6,43E-07	-5,24E-06	1,07E-06	-9,86E-07	-8,39E-07		-3,15E-06	-2,69E-06	-9,97E-05		1,51E-05	1,37E-05	-6,29E-04	
HF	kg	-2,03E-04			3,44E-07	-1,29E-04	-2,64E-06		6,90E-08	-5,63E-07	1,15E-07	-1,06E-07	-9,01E-08		-3,38E-07	-2,88E-07	-1,07E-05		1,62E-06	1,47E-06	-6,29E-05	
Heavy metals	kg	-2,19E-19																				-2,06E-19
Hg	kg	-7,28E-07			1,43E-09	-1,76E-07	-1,09E-08		2,86E-10	-2,34E-09	4,76E-10	-4,39E-10	-3,74E-10		-1,40E-09	-1,20E-09	-4,44E-08		6,73E-09	6,12E-09	-5,05E-07	
Hydrocarbons	kg	-1,31E-02			1,93E-04				3,88E-05	-3,16E-04	6,45E-05	-5,94E-05	-5,06E-05		-4,73E-04	-4,03E-04	-1,49E-02		2,27E-03	2,06E-03		
Metals	kg	-9,05E-08																				-4,27E-08
Methane	kg	6,23E+00	9,46E-05		1,33E-03				2,66E-04	-2,17E-03	4,42E-04	-4,07E-04	-3,47E-04	6,26E+00	-1,37E-03	-1,16E-03	-4,12E-02	1,19E-02	6,24E-03	5,68E-03		
Mn	kg	-2,17E-05																				-8,62E-07
Mo	kg	-7,06E-06																				-1,54E-06
N2O	kg	9,56E+00	1,05E-07	-2,07E-01	2,42E-06	-2,33E-01	-1,85E-05		4,84E-07	-3,95E-06	8,06E-07	-7,43E-07	-6,32E-07	1,00E+01	-2,45E-06	-2,08E-06	-7,51E-05	1,32E-05	1,14E-05	1,04E-05		-2,12E-03
NH3	kg	7,62E-01	8,51E-10	-2,29E-01	1,10E-07	-8,51E-03	-8,45E-07		2,21E-08	-1,80E-07	3,68E-08	-3,39E-08	-2,89E-08	1,00E+00	-1,09E-07	-9,29E-08	-3,43E-06	1,07E-07	5,20E-07	4,73E-07		-1,08E-05
NM VOC	kg	-1,48E-01			2,65E-03	-1,41E-02	-2,03E-02		5,31E-04	-4,33E-03	8,84E-04	-8,14E-04	-6,93E-04		-2,61E-03	-2,22E-03	-8,23E-02		1,25E-02	1,14E-02		-4,80E-02
NO2	kg	-2,60E-02																				
NOx	kg	-5,24E-01	1,04E-04		1,37E-02	-6,31E-02	-1,04E-01		2,74E-03	-2,23E-02	4,55E-03	-4,19E-03	-3,57E-03		-9,21E-03	-7,84E-03	-2,92E-01	1,30E-02	4,42E-02	4,02E-02		-1,36E-01
Na	kg	-1,05E-04																				-6,64E-05
Ni	kg	-1,54E-04			5,48E-07	-6,27E-05	-4,20E-06		1,10E-07	-8,96E-07	1,83E-07	-1,68E-07	-1,43E-07		-5,39E-07	-4,59E-07	-1,70E-05		2,58E-06	2,35E-06		-7,35E-05

APPENDIX 2-3

INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Electricity, Swedish average (large industries)	Emissions from N-fertilizer	Emptying machine	Production of N 28	Production of moraine	Sludge input Boliden case	Spreading machine flat	Spreading machine moraine	Spreading machine slope	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Storing of sludge	Transport N fertilizer truck + train	Transport P fertilizer truck + train	Transport moraine truck	Transport train B	Transport truck B1	Transport truck B2	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production	
Other organics	kg	-2,52E-07					-1,46E-07															-1,06E-07
PAH	kg	-4,48E-06	5,13E-13				-4,44E-06								-3,45E-13	-2,94E-13		6,44E-11				-4,45E-08
Particles	kg	-2,11E-02	1,49E-05		7,71E-04		-5,90E-03		1,55E-04	-1,26E-03	2,57E-04	-2,37E-04	-2,02E-04		-6,73E-04	-5,73E-04	-2,15E-02	1,87E-03	3,26E-03	2,96E-03		
Particulates	kg	-5,33E-02					-9,46E-03															-4,38E-02
Pb	kg	-2,52E-05			4,78E-08		-1,68E-05	-3,66E-07	9,58E-09	-7,81E-08	1,59E-08	-1,47E-08	-1,25E-08		-4,70E-08	-4,00E-08	-1,48E-06		2,25E-07	2,05E-07		-6,89E-06
Pentane	kg	-5,23E-04					-5,23E-04															
Propane	kg	-1,41E-04					-1,39E-04															-2,66E-06
Propylene	kg	-2,49E-05					-2,49E-05															
Radioactive	Bq	1,53E+10			3,44E+07	1,66E+10	-2,64E+08		6,90E+06	-5,63E+07	1,15E+07	-1,06E+07	-9,01E+06		-3,38E+07	-2,88E+07	-1,07E+09		1,62E+08	1,47E+08		-1,96E+08
Rn-222	Bq	9,10E+06	7,36E+04				-1,14E+05								-4,95E+04	-4,22E+04		9,23E+06				
SO2	kg	-3,58E-01	6,83E-05		9,15E-04		-5,31E-02	-7,00E-03	1,83E-04	-1,49E-03	3,05E-04	-2,81E-04	-2,39E-04		-9,45E-04	-8,05E-04	-2,84E-02	8,57E-03	4,31E-03	3,92E-03		-2,84E-01
SO3	kg	-9,82E-03																				-9,82E-03
Sb	kg	-2,56E-06					-2,45E-06															-1,08E-07
Se	kg	-2,63E-06					-2,64E-07															-2,37E-06
Sn	kg	-2,08E-08					-1,31E-09															-1,95E-08
Sr	kg	-9,35E-07					-5,89E-08															-8,76E-07
Th	kg	-1,49E-08					-9,34E-10															-1,40E-08
Tl	kg	-2,57E-09					-1,61E-10															-2,41E-09
Toluene	kg	-9,64E-05					-9,38E-05															-2,66E-06
U	kg	-1,43E-08					-8,96E-10															-1,34E-08
V	kg	-4,05E-04					-1,52E-04															-2,53E-04
VOC	kg	1,81E-03	2,06E-05				-4,69E-04								-1,39E-05	-1,18E-05		2,59E-03				-3,04E-04
Xylene	kg	-5,06E-06					-5,06E-06															
Zn	kg	-2,98E-05					-2,24E-05															-7,31E-06
Al Aromates (C9-C10)	kg	-4,05E-04			1,05E-05		-1,07E-05	-8,03E-05	2,10E-06	-1,71E-05	3,50E-06	-3,22E-06	-2,74E-06		-1,03E-05	-8,78E-06	-3,26E-04		4,94E-05	4,49E-05		-5,62E-05
	kg	-7,79E-07					-3,38E-07															-4,42E-07
As	kg	-1,84E-06			3,42E-08		-1,88E-07	-2,62E-07	6,85E-09	-5,58E-08	1,14E-08	-1,05E-08	-8,94E-09		-3,36E-08	-2,86E-08	-1,06E-06		1,61E-07	1,46E-07		-5,48E-07
BOD	kg	-8,81E-06					-7,59E-07															-8,05E-06
BOD5	kg	-4,90E-05			1,52E-06		-1,16E-05		3,05E-07	-2,48E-06	5,07E-07	-4,67E-07	-3,98E-07		-1,49E-06	-1,27E-06	-4,72E-05		7,16E-06	6,51E-06		
CN-	kg	-3,08E-06			8,06E-08		-6,72E-08	-6,17E-07	1,61E-08	-1,32E-07	2,69E-08	-2,48E-08	-2,11E-08		-7,92E-08	-6,74E-08	-2,50E-06		3,80E-07	3,45E-07		-4,17E-07
COD	kg	-1,89E-03	1,88E-09		5,00E-05		-1,80E-05	-3,83E-04	1,00E-05	-8,17E-05	1,67E-05	-1,54E-05	-1,31E-05		-4,92E-05	-4,19E-05	-1,55E-03	2,36E-07	2,36E-04	2,14E-04		-2,60E-04
Cd	kg	-9,81E-07			1,90E-08		-9,17E-08	-1,45E-07	3,80E-09	-3,10E-08	6,32E-09	-5,83E-09	-4,96E-09		-1,86E-08	-1,59E-08	-5,89E-07		8,94E-08	8,13E-08		-2,78E-07
Cl-	kg	-5,36E-01			9,06E-03		-8,34E-02	-6,93E-02	1,81E-03	-1,48E-02	3,02E-03	-2,78E-03	-2,37E-03		-8,90E-03	-7,58E-03	-2,81E-01		4,27E-02	3,88E-02		-1,61E-01
Co	kg	-7,85E-07			2,05E-08		-1,71E-08	-1,57E-07	4,11E-09	-3,35E-08	6,84E-09	-6,31E-09	-5,37E-09		-2,02E-08	-1,72E-08	-6,38E-07		9,67E-08	8,79E-08		-1,06E-07
Cr	kg	-9,68E-06			2,53E-07		-2,12E-07	-1,94E-06	5,08E-08	-4,14E-07	8,45E-08	-7,78E-08	-6,63E-08		-2,49E-07	-2,12E-07	-7,87E-06		1,19E-06	1,09E-06		-1,31E-06
Cr3+	kg	-3,82E-06					-1,15E-06															-2,67E-06
Cu	kg	-3,14E-06			8,33E-08		-2,95E-08	-6,37E-07	1,67E-08	-1,36E-07	2,78E-08	-2,56E-08	-2,18E-08		-8,19E-08	-6,97E-08	-2,59E-06		3,92E-07	3,57E-07		-4,31E-07

APPENDIX 2-4

INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Electricity, Swedish average (large industries)	Emissions from N-fertilizer	Emptying machine	Production of N 28	Production of moraine	Sludge input Boliden case	Spreading machine flat	Spreading machine moraine	Spreading machine slope	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Storing of sludge	Transport N fertilizer truck + train	Transport P fertilizer truck + train	Transport moraine truck	Transport train B	Transport truck B1	Transport truck B2	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production	
DOC	kg	-2,41E-14					-1,31E-14															-1,10E-14
Dissolved solids	kg	-2,60E-03	7,52E-06				-1,86E-03								-5,06E-06	-4,31E-06		9,43E-04				-1,68E-03
F-	kg	-7,99E-05			3,82E-07	-2,38E-05	-2,92E-06		7,65E-08	-6,24E-07	1,27E-07	-1,17E-07	-9,99E-08		-3,76E-07	-3,20E-07	-1,19E-05		1,80E-06	1,64E-06		-4,38E-05
Fe	kg	-3,74E-03					-2,37E-04															-3,50E-03
H+	kg	-2,72E-06					-1,43E-06															-1,29E-06
H2S	kg	-1,01E-07			2,64E-09	-2,20E-09	-2,02E-08		5,28E-10	-4,31E-09	8,79E-10	-8,10E-10	-6,90E-10		-2,59E-09	-2,21E-09	-8,19E-08		1,24E-08	1,13E-08		-1,37E-08
HC	kg	-2,55E-06					-1,00E-06															-1,55E-06
Metals	kg	-4,52E-07					-2,39E-07															-2,14E-07
Mn	kg	-3,66E-06					-1,98E-06															-1,68E-06
N total	kg	-3,00E-03	7,67E-07		7,31E-05		-5,60E-04		1,47E-05	-1,20E-04	2,44E-05	-2,25E-05	-1,91E-05		-7,24E-05	-6,17E-05	-2,27E-03	9,63E-05	3,45E-04	3,13E-04		-7,38E-04
NH3	kg	4,38E-08	3,57E-10				-9,92E-10								-2,41E-10	-2,05E-10		4,49E-08				
NO3- as N	kg	6,46E+00		-1,04E+00										7,50E+00								
Ni	kg	-5,85E-06			1,03E-07	-7,43E-07	-7,86E-07		2,06E-08	-1,68E-07	3,42E-08	-3,15E-08	-2,68E-08		-1,01E-07	-8,59E-08	-3,19E-06		4,84E-07	4,40E-07		-1,80E-06
Oil	kg	-1,61E-02	1,80E-08		3,09E-04	-1,54E-03	-2,37E-03		6,20E-05	-5,05E-04	1,03E-04	-9,50E-05	-8,09E-05		-3,04E-04	-2,59E-04	-9,60E-03	2,26E-06	1,46E-03	1,32E-03		-4,59E-03
Other organics	kg	-1,33E-02			2,59E-04	-1,30E-03	-1,98E-03		5,18E-05	-4,22E-04	8,62E-05	-7,94E-05	-6,76E-05		-2,54E-04	-2,16E-04	-8,03E-03		1,22E-03	1,11E-03		-3,64E-03
PO43-	kg	-3,91E-05			8,03E-07	-4,27E-06	-6,15E-06		1,61E-07	-1,31E-06	2,68E-07	-2,47E-07	-2,10E-07		-7,89E-07	-6,72E-07	-2,49E-05		3,78E-06	3,44E-06		-8,97E-06
Pb	kg	-6,98E-06			1,33E-07	-6,85E-07	-1,01E-06		2,66E-08	-2,17E-07	4,42E-08	-4,07E-08	-3,47E-08		-1,30E-07	-1,11E-07	-4,12E-06		6,24E-07	5,68E-07		-2,03E-06
Phenol	kg	-6,02E-16					-3,27E-16															-2,76E-16
Phosphate	kg	-4,84E-06					-6,68E-07															-4,17E-06
Radioactive	Bq	-1,21E+07			3,24E+05		-2,48E+06		6,48E+04	-5,29E+05	1,08E+05	-9,94E+04	-8,46E+04		-3,18E+05	-2,71E+05	-1,00E+07		1,52E+06	1,39E+06		-1,69E+06
SO42-	kg	-4,40E-02			3,57E-04	-4,48E-03	-2,73E-03		7,16E-05	-5,84E-04	1,19E-04	-1,10E-04	-9,35E-05		-3,51E-04	-2,99E-04	-1,11E-02		1,68E-03	1,53E-03		-2,81E-02
Salt	kg	-8,52E-03					-7,10E-04															-7,81E-03
Sb	kg	-1,10E-08			2,88E-10	-2,41E-10	-2,21E-09		5,78E-11	-4,71E-10	9,61E-11	-8,86E-11	-7,54E-11		-2,84E-10	-2,41E-10	-8,96E-09		1,36E-09	1,24E-09		-1,50E-09
Sn	kg	-8,53E-04			2,26E-05	-8,01E-06	-1,73E-04		4,53E-06	-3,69E-05	7,54E-06	-6,95E-06	-5,91E-06		-2,22E-05	-1,89E-05	-7,02E-04		1,07E-04	9,68E-05		-1,17E-04
Sr	kg	-1,75E-05					-9,21E-06															-8,34E-06
Suspended solids	kg	-5,79E-05					-3,04E-05															-2,76E-05
Tot-N	kg	-4,73E-03					-4,73E-03															
Tot-P	kg	-2,44E-02					-3,80E-08															-2,44E-02
V	kg	-2,58E-06			6,76E-08	-5,64E-08	-5,17E-07		1,35E-08	-1,10E-07	2,25E-08	-2,08E-08	-1,77E-08		-6,64E-08	-5,65E-08	-2,10E-06		3,18E-07	2,89E-07		-3,50E-07
Zn	kg	-1,95E-05			2,85E-07	-1,16E-06	-2,18E-06		5,70E-08	-4,65E-07	9,48E-08	-8,74E-08	-7,44E-08		-2,80E-07	-2,38E-07	-8,84E-06		1,34E-06	1,22E-06		-9,19E-06
Non-elementary outputs: Waste																						
Demolition	kg	6,21E-03	4,96E-05												-3,34E-05	-2,84E-05		6,23E-03				
Hazardous Highly radioactive	kg	-3,51E+00			3,96E-04	-3,32E+00	-3,03E-03		7,94E-05	-6,48E-04	1,32E-04	-1,22E-04	-1,04E-04		-3,90E-04	-3,32E-04	-1,23E-02		1,87E-03	1,70E-03		-1,72E-01
Industrial	kg	2,87E-03	3,24E-05		1,14E-06	-7,93E-05	-8,70E-06		2,28E-07	-1,86E-06	3,79E-07	-3,49E-07	-2,97E-07		-2,29E-05	-1,95E-05	-3,53E-05	4,06E-03	5,36E-06	4,87E-06		-1,07E-03
Other	kg	-2,89E+01			3,89E-02	-2,51E+01	-2,98E-01		7,79E-03	-6,35E-02	1,30E-02	-1,19E-02	-1,02E-02		-3,82E-02	-3,25E-02	-1,21E+00		1,83E-01	1,67E-01		-2,53E+00
Radioactive	kg	-6,72E-04					-5,35E-05								-5,27E-02	-4,49E-02		9,83E+00				-6,18E-04

Appendix 3

Inventeringsmatris Econova

APPENDIX 3-1

INVENTORY RESULTS		Unit	Total	Emissions from N-fertilizer	Emissions from sludge	Excavating machine hygienisation	Loading machine composting	Loading machine loading	Loading machine mixing and airing	Production of N 28	Replaced mixture of virgin soil and fiber soil	Sludge input Econova case	Spreading machine	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Transport N fertilizer truck E	Transport P fertilizer truck E	Transport ashes truck	Transport bark truck	Transport product truck	Transport pulp sludge truck E1	Transport pulp sludge truck E2	Transport sludge truck	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production			
Resources from Ground	Bentonite	kg	-2,15E-05							-2,09E-05	-6,43E-07																
	Biomass	kg	-4,13E-02							-3,95E-02	-1,17E-03														-6,35E-04		
	Chalk	kg	-7,53E-06							-5,96E-06																-1,57E-06	
	Clay	kg	-1,61E-06							-1,27E-06																-3,36E-07	
	Copper in ore	kg	-3,10E-05							-3,01E-05	-9,27E-07																
	Crude oil	kg	1,16E+01			3,26E-01	2,22E+00	1,38E-01	9,77E-01	-1,68E+00	-6,93E+00		1,00E+00	-2,41E-02	-3,85E-03	-6,24E-02	-9,99E-03	3,25E-01	9,28E-01	3,26E+00	2,72E-01	6,49E-01	1,12E+01			-9,46E-01	
	Crude oil, feedstock	kg	-3,76E-07							-3,00E-07																-7,59E-08	
	Dolomite	kg	-8,94E+00							-8,94E+00																	
	Hard coal	kg	-3,29E+00			6,27E-03	4,27E-02	2,66E-03	1,88E-02	-2,80E+00	-1,34E-01		1,93E-02	-4,63E-04	-7,41E-05	-1,20E-03	-1,92E-04	6,24E-03	1,79E-02	6,26E-02	5,23E-03	1,25E-02	2,16E-01			-7,66E-01	
	Hydro power	MJ	-2,27E-01																								-2,27E-01
	Iron in ore	kg	-1,94E-05							-1,49E-05	-4,58E-06																
	Lead in ore	kg	-5,51E-07							-5,35E-07	-1,65E-08																
	Lignite	kg	-4,04E-01			5,22E-03	3,56E-02	2,21E-03	1,56E-02	-2,02E-01	-1,11E-01		1,61E-02	-3,85E-04	-6,17E-05	-9,99E-04	-1,60E-04	5,20E-03	1,49E-02	5,21E-02	4,35E-03	1,04E-02	1,79E-01			-4,31E-01	
	Natural gas	kg	-8,39E+00			1,35E-02	9,18E-02	5,70E-03	4,03E-02	-8,58E+00	-2,86E-01		4,14E-02	-9,94E-04	-1,59E-04	-2,58E-03	-4,13E-04	1,34E-02	3,83E-02	1,35E-01	1,12E-02	2,68E-02	4,63E-01			-3,95E-01	
	Phosphorous in ore	kg	-1,37E+00																								-1,37E+00
	Sodium chloride	kg	-7,53E-06							-5,96E-06																	-1,57E-06
	Uranium in ore	kg	-9,80E-05			3,80E-07	2,59E-06	1,61E-07	1,14E-06	-7,39E-05	-9,80E-06		1,17E-06	-2,81E-08	-4,49E-09	-7,28E-08	-1,16E-08	3,78E-07	1,08E-06	3,80E-06	3,17E-07	7,57E-07	1,31E-05			-3,90E-05	
	Wind power	MJ	-4,82E-04																								-4,82E-04
	Non-elementary inputs	Wood	kg	1,40E-02			3,20E-04	2,18E-03	1,36E-04	9,60E-04		-6,82E-03		9,86E-04	-2,37E-05	-3,79E-06	-6,14E-05	-9,82E-06	3,19E-04	9,13E-04	3,20E-03	2,67E-04	6,38E-04	1,10E-02			
		Lime	kg	-6,20E-06								-6,20E-06															
Oxygen		kg	-7,25E-05								-7,25E-05																
Sludge		kg	-9,09E+02								-9,09E+02																
Sludge (dry)		kg	1,00E+03									1,00E+03															
Sulphuric acid		kg	-1,04E-05								-1,04E-05																
Emissions to air	Water	kg	2,65E+03									2,65E+03															
	Acetaldehyde	kg	-4,33E-07							-4,33E-07																	
	Acetylene	kg	-2,48E-05							-2,48E-05																	
	Aldehydes	kg	-8,16E-08							-7,19E-08																-9,74E-09	
	Alkanes	kg	-5,92E-05							-4,94E-05																	-9,80E-06
	Alkenes	kg	-2,65E-05							-2,60E-05																	-4,91E-07
	Aromates (C9-C10)	kg	-1,09E-05							-8,13E-06																	-2,73E-06
	As	kg	-3,70E-06			5,81E-09	3,96E-08	2,46E-09	1,74E-08	-3,67E-06	-1,24E-07			1,79E-08	-4,29E-10	-6,87E-11	-1,11E-09	-1,78E-10	5,79E-09	1,66E-08	5,81E-08	4,85E-09	1,16E-08	2,00E-07		-2,86E-07	

APPENDIX 3-2

INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Emissions from N-fertilizer	Emissions from sludge	Excavating machine hygienisation	Loading machine composting	Loading machine loading	Loading machine mixing and airing	Production of N 28	Replaced mixture of virgin soil and fiber soil	Sludge input Econova case	Spreading machine	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Transport N fertilizer truck E	Transport P fertilizer truck E	Transport ashes truck	Transport bark truck	Transport product truck	Transport pulp sludge truck E1	Transport pulp sludge truck E2	Transport sludge truck	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production
B	kg	-2,15E-05							-5,64E-06														-1,58E-05
Be	kg	-3,78E-07							-3,78E-07														
Benzene	kg	-2,54E-04							-2,38E-04														-1,63E-05
Benzo(a)pyrene	kg	-7,08E-09							-6,49E-09														-5,86E-10
Butane	kg	-3,01E-04							-3,01E-04														
CH4	kg	-4,31E-02							-3,53E-02														-7,78E-03
CN-	kg	-5,73E-07			8,99E-11	6,13E-10	3,81E-11	2,69E-10	-4,12E-07	-1,91E-09		2,77E-10	-6,64E-12	-1,06E-12	-1,72E-11	-2,76E-12	8,96E-11	2,56E-10	8,99E-10	7,50E-11	1,79E-10	3,09E-09	-1,64E-07
CO	kg	3,44E-02		1,18E-03	8,02E-03	4,98E-04	3,52E-03	-4,29E-03	-2,90E-02			3,62E-03	-8,68E-05	-1,39E-05	-2,12E-04	-3,39E-05	1,10E-03	3,18E-03	1,12E-02	9,32E-04	2,23E-03	3,84E-02	-5,82E-03
CO2	kg	5,48E-01		1,06E+00	7,24E+00	4,50E-01	3,18E+00	-3,69E+01	-2,81E+01			3,27E+00	-7,84E-02	-1,25E-02	-2,06E-01	-3,30E-02	1,07E+00	3,06E+00	1,07E+01	8,97E-01	2,14E+00	3,70E+01	-4,22E+00
Ca	kg	-5,37E-06							-4,07E-06														-1,31E-06
Cd	kg	-2,74E-06			1,14E-08	7,77E-08	4,83E-09	3,42E-08	-2,63E-06	-2,42E-07		3,51E-08	-8,42E-10	-1,35E-10	-2,18E-09	-3,49E-10	1,14E-08	3,25E-08	1,14E-07	9,51E-09	2,27E-08	3,92E-07	-6,10E-07
Co	kg	-7,64E-06							-7,06E-06														-5,79E-07
Cr	kg	-2,30E-05			1,12E-08	7,65E-08	4,75E-09	3,36E-08	-2,32E-05	-2,39E-07		3,45E-08	-8,29E-10	-1,33E-10	-2,15E-09	-3,44E-10	1,12E-08	3,20E-08	1,12E-07	9,36E-09	2,24E-08	3,86E-07	-2,88E-07
Cr3+	kg	1,42E-06							1,54E-06														-1,16E-07
Cu	kg	-2,14E-05							-1,99E-05														-1,51E-06
Dioxin	kg	3,76E-11			1,11E-12	7,58E-12	4,71E-13	3,33E-12	-7,55E-12	-2,37E-11		3,42E-12	-8,21E-14	-1,31E-14	-2,13E-13	-3,41E-14	1,11E-12	3,17E-12	1,11E-11	9,28E-13	2,22E-12	3,82E-11	-3,58E-12
Ethane	kg	-7,43E-05							-7,43E-05														
Ethylene	kg	-1,49E-04							-1,49E-04														
F total	kg	-8,43E-04																					-8,43E-04
Fe	kg	-9,15E-06							-9,15E-06														
Formaldehyde	kg	-7,72E-05							-6,98E-05														-7,39E-06
H2S	kg	2,16E-06			6,18E-08	4,21E-07	2,62E-08	1,85E-07	-3,61E-07	-1,31E-06		1,90E-07	-4,56E-09	-7,30E-10	-1,18E-08	-1,89E-09	6,16E-08	1,76E-07	6,18E-07	5,16E-08	1,23E-07	2,13E-06	-1,83E-07
HCl	kg	-2,62E-03			3,13E-06	2,13E-05	1,32E-06	9,38E-06	-2,64E-03	-6,65E-05		9,63E-06	-2,31E-07	-3,70E-08	-5,99E-07	-9,59E-08	3,12E-06	8,91E-06	3,13E-05	2,61E-06	6,23E-06	1,08E-04	-1,16E-04
HF	kg	-1,24E-04			3,36E-07	2,29E-06	1,42E-07	1,01E-06	-1,27E-04	-7,14E-06		1,03E-06	-2,48E-08	-3,97E-09	-6,43E-08	-1,03E-08	3,34E-07	9,56E-07	3,35E-06	2,80E-07	6,69E-07	1,15E-05	-1,16E-05
Heavy metals	kg	-5,16E-20							-1,36E-20														-3,80E-20
Hg	kg	-2,06E-07			1,39E-09	9,50E-09	5,90E-10	4,18E-09	-1,74E-07	-2,96E-08		4,29E-09	-1,03E-10	-1,65E-11	-2,67E-10	-4,27E-11	1,39E-09	3,97E-09	1,39E-08	1,16E-09	2,78E-09	4,79E-08	-9,35E-08
Hydrocarbons	kg	1,39E-02			1,89E-04	1,29E-03	7,99E-05	5,65E-04		-1,26E-02		5,80E-04	-1,39E-05	-2,23E-06	-8,98E-05	-1,44E-05	4,67E-04	1,34E-03	4,69E-03	3,91E-04	9,35E-04	1,61E-02	
Metals	kg	-5,49E-08							-4,70E-08														-7,91E-09
Methane	kg	6,32E+00		6,26E+00	1,29E-03	8,81E-03	5,47E-04	3,87E-03		-2,75E-02		3,98E-03	-9,54E-05	-1,53E-05	-2,47E-04	-3,96E-05	1,29E-03	3,68E-03	1,29E-02	1,08E-03	2,57E-03	4,44E-02	
Mn	kg	-2,07E-05							-2,05E-05														-1,59E-07
Mo	kg	-5,72E-06							-5,43E-06														-2,84E-07
N2O	kg	9,57E+00	-2,04E-01	1,00E+01	2,36E-06	1,61E-05	9,98E-07	7,06E-06	-2,29E+01	-5,01E-05		7,25E-06	-1,74E-07	-2,78E-08	-4,51E-07	-7,22E-08	2,35E-06	6,71E-06	2,35E-05	1,97E-06	4,69E-06	8,10E-05	-3,93E-04
NH3	kg	7,66E-01	-2,25E-01	1,00E+00	1,08E-07	7,34E-07	4,56E-08	3,23E-07	-8,37E-03	-2,29E-06		3,31E-07	-7,95E-09	-1,27E-09	-2,06E-08	-3,30E-09	1,07E-07	3,07E-07	1,08E-06	8,98E-08	2,15E-07	3,70E-06	-2,00E-06
NMVOC	kg	9,04E-02			2,58E-03	1,76E-02	1,09E-03	7,74E-03	-1,39E-02	-5,50E-02		7,95E-03	-1,91E-04	-3,05E-05	-4,95E-04	-7,92E-05	2,57E-03	7,36E-03	2,58E-02	2,16E-03	5,15E-03	8,89E-02	-8,89E-03
NO2	kg	-2,56E-02							-2,56E-02														
NOx	kg	3,05E-01			1,33E-02	9,07E-02	5,64E-03	3,99E-02	-6,21E-02	-2,62E-01		4,10E-02	-9,83E-04	-1,57E-04	-1,74E-03	-2,78E-04	9,03E-03	2,61E-02	9,15E-02	7,64E-03	1,82E-02	3,15E-01	-2,51E-02
Na	kg	-5,04E-05							-3,81E-05														-1,23E-05
Ni	kg	-5,19E-05			5,34E-07	3,64E-06	2,26E-07	1,60E-06	-6,17E-05	-1,14E-05		1,65E-06	-3,95E-08	-6,32E-09	-1,02E-07	-1,64E-08	5,32E-07	1,52E-06	5,34E-06	4,46E-07	1,06E-06	1,84E-05	-1,36E-05

APPENDIX 4-3

INVENTORY RESULTS	Unit	Total	Emissions from N-fertilizer	Loading machine R1	Production of N 28	Sludge input Ragn-Sells case	Spreading by tractor	Spreading of N fertilizer by tractor	Spreading of P fertilizer by tractor	Storing of sludge	Transport N fertilizer truck R	Transport P fertilizer truck R	Transport truck R1	Transport truck R2	Triple superphosphate (TSP) fertilizer production
Propane	kg	-1,93E-04			-1,83E-04										-9,81E-06
Propylene	kg	-3,29E-05			-3,29E-05										
Radioactive	Bq	2,26E+10		8,12E+07	2,19E+10		2,21E+08	-3,32E+06	-7,91E+06		-3,92E+06	-9,33E+06	8,36E+08	3,13E+08	-7,24E+08
Rn-222	Bq	-1,50E+05			-1,50E+05										
SO2	kg	-1,08E+00		2,16E-03	-7,01E-02		5,88E-03	-8,82E-05	-2,10E-04		-1,04E-04	-2,48E-04	2,22E-02	8,33E-03	-1,05E+00
SO3	kg	-3,63E-02													-3,63E-02
Sb	kg	-3,63E-06			-3,23E-06										-4,00E-07
Se	kg	-9,10E-06			-3,48E-07										-8,75E-06
Sn	kg	-7,37E-08			-1,72E-09										-7,20E-08
Sr	kg	-3,31E-06			-7,77E-08										-3,23E-06
Th	kg	-5,27E-08			-1,23E-09										-5,15E-08
Tl	kg	-9,11E-09			-2,12E-10										-8,89E-09
Toluene	kg	-1,34E-04			-1,24E-04										-9,81E-06
U	kg	-5,07E-08			-1,18E-09										-4,96E-08
V	kg	-1,13E-03			-2,01E-04										-9,32E-04
VOC	kg	-1,74E-03			-6,19E-04										-1,12E-03
Xylene	kg	-6,68E-06			-6,68E-06										
Zn	kg	-5,66E-05			-2,96E-05										-2,70E-05
Emissions to water	Al	kg	2,13E-04	2,47E-05	-1,42E-05		6,74E-05	-1,01E-06	-2,41E-06		-1,19E-06	-2,84E-06	2,55E-04	9,55E-05	-2,07E-04
	Aromates (C9-C10)	kg	-2,08E-06		-4,46E-07										-1,63E-06
As	kg	-8,52E-07		8,06E-08	-2,47E-07		2,20E-07	-3,30E-09	-7,85E-09		-3,89E-09	-9,26E-09	8,30E-07	3,11E-07	-2,02E-06
BOD	kg	-3,07E-05			-1,00E-06										-2,97E-05
BOD5	kg	6,30E-05		3,59E-06			9,78E-06	-1,47E-07	-3,49E-07		-1,73E-07	-4,12E-07	3,69E-05	1,38E-05	
CN-	kg	1,71E-06		1,90E-07	-8,87E-08		5,18E-07	-7,77E-09	-1,85E-08		-9,16E-09	-2,18E-08	1,96E-06	7,33E-07	-1,54E-06
COD	kg	1,09E-03		1,18E-04	-2,38E-05		3,22E-04	-4,83E-06	-1,15E-05		-5,69E-06	-1,36E-05	1,21E-03	4,55E-04	-9,58E-04
Cd	kg	-3,61E-07		4,48E-08	-1,21E-07		1,22E-07	-1,83E-09	-4,36E-09		-2,16E-09	-5,14E-09	4,61E-07	1,73E-07	-1,03E-06
Cl-	kg	-3,29E-01		2,14E-02	-1,10E-01		5,83E-02	-8,74E-04	-2,08E-03		-1,03E-03	-2,45E-03	2,20E-01	8,24E-02	-5,95E-01
Co	kg	4,36E-07		4,84E-08	-2,26E-08		1,32E-07	-1,98E-09	-4,72E-09		-2,34E-09	-5,56E-09	4,98E-07	1,87E-07	-3,93E-07
Cr	kg	5,39E-06		5,98E-07	-2,79E-07		1,63E-06	-2,44E-08	-5,82E-08		-2,88E-08	-6,87E-08	6,15E-06	2,31E-06	-4,84E-06
Cr3+	kg	-1,14E-05			-1,52E-06										-9,87E-06
Cu	kg	1,82E-06		1,97E-07	-3,89E-08		5,36E-07	-8,04E-09	-1,91E-08		-9,47E-09	-2,26E-08	2,02E-06	7,58E-07	-1,59E-06
DOC	kg	-5,79E-14			-1,72E-14										-4,07E-14
Dissolved solids	kg	-8,65E-03			-2,45E-03										-6,19E-03
F-	kg	-1,77E-04		9,01E-07	-3,14E-05		2,46E-06	-3,69E-08	-8,78E-08		-4,35E-08	-1,04E-07	9,27E-06	3,48E-06	-1,62E-04
Fe	kg	-1,32E-02			-3,13E-04										-1,29E-02
H+	kg	-6,64E-06			-1,89E-06										-4,75E-06
H2S	kg	5,60E-08		6,22E-09	-2,91E-09		1,70E-08	-2,54E-10	-6,06E-10		-3,00E-10	-7,15E-10	6,40E-08	2,40E-08	-5,05E-08

Appendix 6

Karakteriseringsindex

Växthuseffekt (EDIP-GWP [60])

Ämne	kg CO ₂ /kg
CO ₂	1
Methane	25
N ₂ O	320
CO	2
Hydrocarbons	3

Försurning (EDIP-AP [60])

Ämne	kg SO ₂ /kg
SO ₂	1
SO ₃	0,80
NO ₂	0,70
NO _x	0,70
HCl	0,88
HF	1,60
H ₂ S	1,88
NH ₃	1,88
H ⁺	32

Övergödning (EDIP-NP [60])

Ämne	g NO ₃ /g
NO ₂	1,35
NO _x	1,35
NH ₃	3,64
N Total	4,43
PO ₄ ³⁻	10,45
P Total	32,03

Resursanvändning (Reserve-to-use [61])

Ämne	Viktningsindex (1/år)
Hard coal	0,00256
Lignite	0,00256
Copper in ore	0,0278
Crude oil	0,0250
Iron in ore	0,00840
Lead in ore	0,0500
Natural gas	0,0167
Uranium in ore	0,0172