



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för energi och teknik

Livscykelanalys av behandlingsprocesser för flygaska från avfallsförbränning – Jämförelse av Ash2Salt-processen med befintliga metoder

*Life cycle assessment of treatment processes for fly ash from municipal solid waste incineration
– A comparison of the Ash2Salt process and existing treatment methods*

Kristin Johansson

Livscykelanalys av behandlingsprocesser för flygaska från avfallsförbränning – Jämförelse av Ash2Salt-processen med befintliga metoder

Life cycle assessment of treatment processes for fly ash from municipal solid waste incineration – A comparison of the Ash2Salt process and existing treatment methods

Kristin Johansson

Handledare: Patrik Enfält, EasyMining Sweden

Ämnesgranskare: Serina Ahlgren, institutionen för energi och teknik, SLU

Examinator: Åke Nordberg, institutionen för energi och teknik, SLU

Omfattning: 30 hp

Nivå, fördjupning och ämne: Avancerad nivå, A2E, teknik

Kurstitel: Examensarbete i energisystem

Kurskod: EX0724

Program/utbildning: Civilingenjörsprogrammet i energisystem 300 hp

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2017

Serietitel: Examensarbete (Institutionen för energi och teknik, SLU)

Delnummer i serien: 2017:03

ISSN: 1654-9392

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: LCA, saltutvinning, miljöpåverkan, klimatpåverkan, resursförbrukning, toxicitet

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för energi och teknik

Abstract

EasyMining Sweden AB, a subsidiary to Ragn-Sells AB, has developed a new process for treatment of fly ash from municipal solid waste incineration called Ash2Salt, which enables recycling of salts; sodium chloride, potassium chloride, calcium chloride and ammonium sulphate. To compare this new process with some of today's fly ash treatment processes available for Swedish and European fly ash a life cycle assessment (LCA) was performed. The functional unit used for the comparison was "treatment or disposal of 1 ton of fly ash" and the environmental impact was compared through four different categories: climate change (kg CO₂-eq), depletion of abiotic resources (kg Sb-eq), ecotoxicity (CTU_e) and human toxicity (CTU_h). The results showed that the Ash2Salt process had the lowest environmental impact considering all the studied environmental impact categories, which mainly depends on the assumption that the salts recycled from fly ash replaces conventionally produced salts. The treatment process with the highest environmental impact was the process of stabilising and refilling old salt mines in Germany, mainly because of the long distances of transport.

Further on, the environmental impact from recycling the salts from fly ash using the Ash2Salt method was compared to conventional salt production processes. The functional unit used for the comparison was "production of 1 kg of salt". Economic allocation was assessed between the salts from the Ash2Salt process. The results showed that for two of the impact categories (climate change and depletion of abiotic resources) the salts recycled from fly ash had lower environmental impact than the conventional production processes, but for both toxicity categories potassium chloride and ammonium sulphate had higher environmental impact than the conventional production processes. The reason for this mainly depends on the chosen principle of allocation and the fact that the production of ammonium sulphate in the Ash2Salt process demands more inputs than the other salts in the process.

Populärvetenskaplig sammanfattning

I Sverige produceras årligen ca 300 000 ton flygaska som avfall från förbränning av hushålls- och industriavfall i värme- och kraftvärmeverk. Den största andelen av flygaskan klassas som farligt avfall och måste behandlas innan den kan deponeras i Sverige för att klara krav för utlakning av lösliga klorider och tungmetaller. Alternativt exporteras flygaskan till Norge där företaget NOAH AS återanvänder askan som fyllnadsmaterial för ett gammalt kalkbrott på ön Langöya i Oslofjorden. Det finns ett flertal processer för behandling av flygaska idag där de två största aktörerna är NOAH och Ragn-Sells. Gemensamt för alla dessa metoder för kvittblivning av flygaska är att ingen är långsiktigt hållbar med avseende på den mängd flygaska som produceras i Sverige idag.

EasyMining Sweden, ett dotterbolag åt Ragn-Sells, har som ett led i miljöarbetet utvecklat en ny process, Ash2Salt, som möjliggör återvinning av rena salter ur flygaskan. Askresten som återstår efter processen avgiftas med avseende på lösliga klorider och metaller. De salter som kan utvinnas från processen är natriumklorid, kaliumklorid, kalciumklorid och ammoniumsulfat. Med syfte att jämföra Ash2Salt-processens miljöpåverkan med dagens konventionella behandlingsprocesser för flygaska har en livscykelanalys (LCA) utförts.

LCA är ett verktyg för beräkning av en produkts eller process miljöpåverkan sett över hela livscykeln. Miljöpåverkan relateras i LCA till en funktionell enhet vilket medför att olika processer med samma funktion lättare kan jämföras. Miljöpåverkan kan även mätas i olika s.k. miljöpåverkanskategorier, t.ex. klimatpåverkan och övergödning. De behandlingsprocesser som inkluderats i studien, och som används för behandling av svensk och europeisk avfallsflygaska, är:

- Ash2Salt-processen
- Askvätt med utsläpp av saltvatten till marin recipient
- Stabilisering, solidifiering och deponi på Högbytorp
- Återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya i Norge
- Stabilisering av nedlagda saltgruvor i Tyskland

För samtliga processer som inkluderats i analysen har systemgränserna dragits från produktion av flygaska vid en avfallsförbränningsanläggning till kvittblivning av den behandlade askan. Den funktionella enheten valdes i denna LCA till ”behandling eller kvittblivning av 1 ton flygaska”, och miljöpåverkan undersöktes för fyra miljöpåverkanskategorier: klimatpåverkan (kg CO₂-ekv), resursförbrukning (kg Sb-ekv), ekotoxicitet (CTU_e) och mänsklig toxicitet (CTU_h).

Resultatet visade att Ash2Salt-processen hade lägst miljöpåverkan i alla undersökta miljöpåverkanskategorier, vilket främst beror på att salterna som återvinns i processen i denna LCA ersätter konventionellt utvunna salter. I Tabell 1 nedan redovisas resultatet för jämförelsen i kategorin klimatpåverkan. Värdet på klimatpåverkan för Ash2Salt-processen är negativt, vilket beror på att miljöpåverkan från den undvikna saltproduktionen överstiger miljöpåverkan från de insatsmedel som krävs för processen.

Tabell 1 Resultatet för jämförelsen mellan behandlingsprocesserna i miljöpåverkanskategorin klimatpåverkan, uttryckt i kg CO₂-ekv/behandling av 1 ton aska.

Process	Värde	Enhet
Ash2Salt-processen	-47,3	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
Asktvätt med utsläpp av salter till hav	16,1	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
Deponi på Högbytorp	17,0	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
Återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya	56,3	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
Stabilisering av saltgruvor i Tyskland	142	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska

Vidare jämfördes även miljöpåverkan från återvinning av salter ur flygaska med konventionellt utvunna salter. Den funktionella enheten valdes i denna analys till ”produktion av 1 kg salt” och ekonomisk allokering tillämpades för salterna producerade med Ash2Salt-processen. Resultatet visade att för två av miljöpåverkanskategorierna (klimatpåverkan och resursförbrukning) var miljöpåverkan för salterna återvunna ur flygaska lägre än för de konventionellt producerade salterna. I Tabell 2 nedan redovisas resultatet för jämförelsen i kategorin klimatpåverkan.

Tabell 2 Resultatet för jämförelsen mellan konventionell produktion av salter och återvinning av salter ur flygaska i kategorin klimatpåverkan, uttryckt i kg CO₂-ekv/produktion av 1 kg salt.

Salt	Konventionell produktion	Producerad från Ash2Salt	Enhet
Natriumklorid	0,12	0,01	kg CO ₂ -ekv/kg salt
Kaliumklorid	0,21	0,06	kg CO ₂ -ekv/kg salt
Kalciumklorid	0,57	0,01	kg CO ₂ -ekv/kg salt
Ammoniumsulfat	0,26	0,09	kg CO ₂ -ekv/kg salt

För kategorierna ekotoxicitet och mänsklig toxicitet blev dock miljöpåverkan från återvinning av kaliumklorid och ammoniumsulfat ur flygaska högre än för konventionella produktionsprocesser. Detta beror främst på att ekonomisk allokering valdes i denna studie samt att produktion av ammoniumsulfat i Ash2Salt-processen kräver extra insatsmedel i form av svavelsyra.

En viktig slutsats från livscykelanalysen är att Ash2Salt-processen, trots högre grad av insatsmedel för processen än några av de övriga behandlingsprocesserna, hade lägst miljöpåverkan i samtliga studerade miljöpåverkanskategorier. Med antagandet att salter återvunna ur flygaskan ersätter konventionellt producerade salter dras slutsatsen i denna studie att miljönyttan vid recirkulering av salter från flygaska med Ash2Salt-processen är större än vad miljöpåverkan är för de insatsmedel som krävs för processen.

Resultatet i livscykelanalysen innehåller en del osäkerheter i form av antaganden, uppskattningar och avgränsningar som behövt göras under arbetets gång. Känslighetsanalyser utfördes i denna studie med syfte att testa inverkan av några av de antaganden som gjorts, däribland förändring av transportavståndet och fysisk allokering av salter istället för ekonomisk.

Exekutiv sammanfattning

Syftet med detta arbete har både varit att jämföra miljöpåverkan från den nya Ash2Salt-processen med ett antal av dagens befintliga behandlingsprocesser för flygaska från avfallsförbränning, samt att jämföra miljöpåverkan från salter återvunna ur flygaska med Ash2Salt-processen med konventionella saltutvinningsprocesser. Studien utfördes i form av en LCA där de två jämförelserna studerades med de funktionella enheterna ”behandling eller kvittblivning av 1 ton flygaska” samt ”produktion av 1 kg salt”. Resultaten visade bl.a. att Ash2Salt-processen hade lägst miljöpåverkan i samtliga undersökta miljöpåverkanskategorier, samt att salter som återvunnits ur flygaska i de flesta fallen hade lägre miljöpåverkan än salterna producerade ur jungfruliga råmaterial.

De slutsatser som kunde dras var att trots högre grad av insatsmedel för Ash2Salt-processen blev den totala miljöpåverkan ändå lägre än de andra processerna eftersom salterna som kunde återvinnas ur flygaskan antogs ersätta konventionellt producerade salter i denna LCA. Det finns ett behov av vidare utveckling av denna livscykelanalys. Modellering av långtidseffekter från de olika deponierna bör studeras närmare, fler miljöpåverkanskategorier bör undersökas samt testa antagandet om valet av de saltutvinningsprocesser som antas ersättas av salterna återvunna ur flygaska med Ash2Salt-processen.

Förord

Detta examensarbete har utgjort den avslutande delen av Civilingenjörsprogrammet i energisystem vid Sveriges lantbruksuniversitet och Uppsala universitet. Examensarbetet har utförts på uppdrag av Ragn-Sells och har genomförts på EasyMining Swedens kontor i Uppsala.

Jag vill tacka min handledare Patrik Enfält på EasyMining Sweden som bistått med värdefulla synpunkter, vägledning och stort engagemang under arbetets gång.

Jag vill också tacka min ämnesgranskare Serina Ahlgren på Sveriges lantbruksuniversitet för vägledning och råd vid utformningen av livscykelanalysen samt för viktiga synpunkter och feedback på rapporten.

Dessutom vill jag tacka Fredrik Kronfeld på Ragn-Sells för ett intressant och lärorikt studiebesök på Högbytorp. Jag vill även tacka Yariv Cohen på EasyMining Sweden, Ulrik Améen, Kenneth Strandljung och Sara Stiernström på Ragn-Sells för värdefull hjälp under arbetets gång.

Kristin Johansson

Uppsala, juni 2017

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte och mål.....	2
1.2	Avgränsningar	2
2	Bakgrund.....	3
2.1	Avfallsförbränning.....	3
2.1.1	Förbränningstekniker	3
2.1.2	Rökgasrening.....	3
2.1.3	Bottenaska	4
2.2	Flygaska.....	4
2.2.1	Flygaskans beståndsdelar	4
2.2.2	Etablerade omhändertagningsmetoder för flygaska.....	4
2.2.3	Metoder för återvinning av produkter ur askan.....	5
2.3	Klassning och hantering av flygaska som avfall	6
3	Metod	8
3.1	Definition av mål och omfattning i en LCA.....	8
3.1.1	Allokeringsproblem.....	8
3.1.2	Olika typer av LCA	9
3.1.3	Miljöpåverkanskategorier.....	9
3.2	Inventeringsanalys	9
3.3	Miljöpåverkansbedömning	10
3.4	Tolkning av resultat	10
3.5	Deponier i livscykelanalyser	10
4	Livscykelanalys av processer för behandling av flygaska och produktion av salter.....	12
4.1	Funktionell enhet	12
4.2	Systemgränser och allokeringar.....	12
4.3	Valda miljöpåverkanskategorier	13
4.3.1	Resursförbrukning	13
4.3.2	Klimatpåverkan	14
4.3.3	Ekotoxicitet och mänsklig toxicitet.....	15
4.4	Transporter.....	15
4.5	Flygaskans innehåll	16
4.6	Beskrivning av de studerade askbehandlingsprocesserna	16
4.6.1	Ash2Salt-processen	16

4.6.2	Askvätt i anslutning till förbränningsanläggning	18
4.6.3	Stabilisering, solidifiering och deponi på Högbytorp	19
4.6.4	Återfyllnad av nedlagt kalkbrott på ön Langöya.....	21
4.6.5	Stabilisering av saltgruvor i Tyskland.....	22
5	Resultat.....	24
5.1	Behandling av 1 ton aska.....	24
5.1.1	Klimatpåverkan	24
5.1.2	Resursförbrukning.....	25
5.1.3	Ekotoxicitet	27
5.1.4	Mänsklig toxicitet.....	28
5.2	Produktion av 1 kg salt	29
5.2.1	Klimatpåverkan	29
5.2.2	Resursförbrukning.....	30
5.2.3	Ekotoxicitet	31
5.2.4	Mänsklig toxicitet.....	32
5.3	Känslighetsanalyser	33
5.3.1	Förändring av transportavstånd.....	34
5.3.2	Alternativt produktionssätt av kalciumklorid.....	35
5.3.3	Fysisk allokering av salter.....	36
6	Diskussion.....	39
6.1	Förenklingar och antaganden.....	39
6.2	Andra miljöpåverkanskategorier	39
6.3	Systemgränser.....	40
6.4	Alternativa saltproduktionsprocesser	40
6.5	Allokering.....	41
6.6	Avfallsförbränningens roll.....	41
7	Slutsats	42
8	Vidare studier	43
9	Referenser.....	44
	Bilaga A: Beräkning av medeltransportavstånd.....	48
	Bilaga B: Utlakningsbara ämnen i flygaska.....	49
	Bilaga C: Inventeringsanalyser för de studerade askbehandlingsprocesserna samt val av ecoinvent-data	50
	Bilaga D: Tillåtna utsläppsgränsvärden för utgående vatten från vattenreningsanläggning	56
	Bilaga E: Beräkning av medelutsläpp från vattenreningsanläggning på Langöya.....	57

1 Inledning

Avfallsförbränning fyller flera viktiga funktioner i det svenska energisystemet, dels genom att omhänderta det avfall som uppkommer i samhället och dels genom att använda det som bränsle i kraftvärmeverk och ta tillvara på den energi som finns lagrad i avfallet. Under år 2015 utvanns 14,7 TWh värme ur avfall i fjärrvärmeanläggningar (Avfall Sverige, 2016) medan de totala fjärrvärmeleveranserna var 45,9 TWh (Svensk fjärrvärme, 2016), vilket innebär att avfall representerar 32 % av den levererade energin på fjärrvärmenäten.

Förbränning av avfall har dock även negativa miljöeffekter, bland annat skapas avfall i form av askor som kräver bearbetning för att renas från bränslebaserade föroreningar. De två askfraktionerna är bottenaska och flygaska. Bottenaskan, som utgör 80 % av den totala askan, används i huvudsak som konstruktionsmaterial på deponier (Avfall Sverige, 2016). Flygaska används som ett samlingsnamn för de olika askfraktioner som uppkommer i rökgasreningens olika delar (Steenari & Zhao, 2010). Ett mer korrekt namn för flygaska är rökgasreningssrester, på engelska APCR (Air Pollution Control Residues), men kommer i fortsättningen benämnas flygaska i denna rapport. Flygaska är en komplex blandning av ämnen och måste därför stabiliseras innan den kan deponeras. Detta beror främst på att askan innehåller klorider i form av lösliga salter, metallföreningar och andra föroreningar som återfinns i avfallet. Det finns idag ett flertal aktörer som omhändertar och behandlar den svenska flygaskan på olika sätt, där NOAH AS och Ragn-Sells AB är de största.

Den befintliga hanteringen fokuserar främst på att stabilisera askan och att låsa in föroreningar med olika tillsatsmaterial för minskad utlakning för att sedan deponeras eller användas som återfyllnadsmassor (Flyhammar, 2015). Staffas et al (2016) har i Energiforskningsprogrammet för Miljöriktig användning av askor kommit fram till att ingen av dagens metoder för behandling av flygaska är långsiktigt hållbar med tanke på den totala mängd flygaska som produceras i Sverige. I samma rapport dras även slutsatsen att en hållbar hantering av flygaska krävs för att kunna garantera avfallsförbränningens fortsatta roll som ett klimat- och miljövänligt energislag (Staffas et al, 2016).

EasyMining Sweden, ett dotterbolag till Ragn-Sells, har som ett led i miljöarbetet utvecklat och patentsökt en ny process, Ash2Salt, som kan hantera flygaska med höga kloridhalter. I processen tvättas aska och salter utvinns; natriumklorid, kaliumklorid, kalciumklorid och ammoniumsulfat. Processen möjliggör även att den tvättade askan kan deponeras på en deponi för icke-farligt avfall. Genom att salter tvättas ur askan minskar mängden avfall som går till deponi samt recirkulerar produkter till samhället. Då processen skiljer sig från dagens etablerade metoder genom att produkter kan utvinnas vill Ragn-Sells och EasyMining jämföra Ash2Salt-processens miljöpåverkan med de befintliga processerna, samt att jämföra salternas miljöpåverkan med konventionella produktionsprocesser.

Miljöpåverkan från de olika processerna har i detta arbete utvärderats med hjälp av en livscykelanalys (LCA). Metoden gör det möjligt att presentera resultaten i relevanta miljöpåverkanskategorier, samt att jämföra processerna med varandra då resurser och utsläpp relateras till en gemensam funktionell enhet.

1.1 Syfte och mål

Detta examensarbete har utförts på uppdrag av Ragn-Sells med syfte att jämföra miljöpåverkan från Ash2Salt-processen med fyra av dagens etablerade metoder. De processer som inkluderats i studien är:

- 1) Ash2Salt-processen
- 2) Asktvätt i anslutning till förbränningsanläggning med utsläpp av salter till havet
- 3) Deponi efter stabilisering och solidifiering på Högbytorp (Ragn-Sells deponi i Upplands-Bro)
- 4) Återfyllnad av ett nedlagt kalkbrott på ön Langöya i Oslofjorden
- 5) Stabilisering och återfyllnad av nedlagda saltgruvor i Tyskland

För att utvärdera miljöpåverkan har livscykelanalyser utförts av de fem olika processerna. Vidare var syftet att jämföra miljöpåverkan från de salter som produceras med Ash2Salt-processen med konventionellt producerade salter. De frågeställningar som besvaras i rapporten är:

- Vilken miljöpåverkan har de undersökta processerna med avseende på de valda miljöpåverkanskategorierna?
- Vilken miljöpåverkan har salterna producerade med Ash2Salt jämfört med konventionellt producerade salter?

1.2 Avgränsningar

Arbetet har genomförts genom att utvärdera miljöpåverkan utifrån ett livscykelperspektiv, det vill säga allt ifrån produktion av råmaterial via tillverkning av produkter fram till kvittblivning. Startpunkten för processerna i denna analys är flygaska producerad vid ett kraftvärmeverk och slutpunkten är vid hanteringen av avfall, alternativt efter utvinning av produkter i de system där ämnen återvinns. Användning av utvunna produkter inkluderas inte i denna studie då det anses ligga utanför studiens omfattning, utan endast produktionen tas med. Miljöpåverkan från avfallsförbränning behandlas inte heller i denna studie, utan endast behandlingsmetoder för flygaska undersöks.

I detta arbete jämförs fem system för flygaskehantering, mer information om dessa finns i avsnitt 4.6. Med processerna som undersöks i denna rapport omhändertas och behandlas merparten av den flygaska som produceras i Sverige idag samt en stor andel av flygaskan i Europa, men fler metoder förekommer. Ytterligare avgränsningar som utförs för livscykelanalysen redovisas under kapitel 4.

2 Bakgrund

I följande avsnitt ges beskrivningar om avfallsförbränning i Sverige, restprodukterna bottenaska och flygaska, olika processer för hantering av flygaska samt en överblick om klassning, hantering och deponering av avfall.

2.1 Avfallsförbränning

I Sverige förbränns ca 7 miljoner ton avfall per år i kraftvärme- och värmeverk, fördelat på hushållsavfall, industriavfall och importerat avfall (Avfall Sverige, 2016). Det finns en överkapacitet för avfallsförbränning i Sverige, dvs. förbränningskapaciteten överstiger tillgången på avfall som produceras inom landet. Denna överkapacitet kommer att fortsätta öka fram till år 2020 p.g.a. de anläggningar som har planer på att byggas eller byggas ut. Därför sker import av sorterat avfall till Sverige, främst från Norge, Storbritannien och Irland (Sahlin, 2016).

Vid förbränning av hushållsavfall i kraftvärmeverk bildas två restprodukter, bottenaska och flygaska. Under 2015 genererades totalt ungefär 1,5 miljoner ton aska från avfallsförbränning i Sverige, där bottenaskan utgör merparten, ca 80 vikt%, och flygaskan utgör resterande 20 % (Avfall Sverige, 2016).

2.1.1 Förbränningstekniker

Det finns två huvudsakliga förbränningstekniker för avfall i Sverige, rosterteknik och fluidbäddteknik. Vid förbränning i en panna med fluidiserad bädd krävs att avfallet förbehandlas genom krossning och metallavskiljning. Botten av pannan består av en sandbädd i vilken luft blåses in underifrån (Avfall Sverige, 2011), och själva bränslet utgör endast en liten del av materialet i pannan. Två olika tekniker för fluidbäddar är vanliga vid avfallsförbränning, bubblande och cirkulerande fluidbädd. I den cirkulerande fluidbädden är lufthastigheten högre vilket medför att en del av bäddmaterialet, sanden, följer med ut från pannan. Detta brukar åtgärdas med att bäddmaterialet avskiljs i en cyklon och sedan förs tillbaka till ugnen (Avfall Sverige, 2005).

Avfall som förbränns i rosterpannor behöver inte förbehandlas på samma sätt som för fluidbäddspannor (Avfall Sverige, 2011). I eldstaden rör sig avfallet framåt med hjälp av stavar och blandas och omfördelas under tiden för en mer fullständig förbränning. Tekniken kräver stora mängder luft och generellt sett högre temperaturer än fluidbäddspannor för att förbränningen ska ske fullständigt. Förbränning av avfall i rosterpannor resulterar i en större mängd bottenaska jämfört med fluidbäddspannor, vilket främst beror på att bränslet är mer finfördelat i fluidbäddar och förbränningen blir mer komplett. Dessa genererar dock mer flygaska än rosterpannor, vilket beror på att en del bäddmaterial (sand) följer med i rökgaserna (Avfall Sverige, 2005).

2.1.2 Rökgasrening

I den efterföljande rökgasreningen är syftet främst att avskilja föroreningar från förbränningen och begränsa utsläppen till luft (Avfall Sverige, 2005). Det är framförallt två olika tekniker som dominerar, torr och våt rökgasrening (Avfall Sverige, 2011). Valet av reningsteknik är inte

beroende av förbränningsteknik, och det är möjligt att kombinera dessa reningstekniker för att få ännu bättre rökgasrening. Resterna från våt rökgasrening består av slam, och resterna från den torra rökgasreningen består av askor (Flyhammar, 2015). Beroende på vilken rökgasreningsteknik som används kan man urskilja olika fraktioner, bl.a. elfilteraska, textilfilteraska och cyklonaska. Flygaska används vanligtvis som ett samlingsnamn för alla olika fraktioner av produkter från rökgasreningen (Steenari & Zhao, 2010). Flygaska beskrivs närmare i avsnitt 2.2.

2.1.3 Bottenaska

Bottenaska, eller slaggr som det även kallas, är en blandning av inert material som blir kvar i botten av pannan efter förbränningen. Ofta är materialet grovkornigt, och brukar behandlas genom att metallrester och större föremål sorteras ut med siktning och används sedan oftast som vägbyggnadsmaterial på deponier (Avfall Sverige, 2016). Många forskningsprojekt har genomförts för att undersöka lämpligheten att använda slaggrus istället för vanligt naturgrus vid vägkonstruktioner (t.ex. Arm (2003), Ore et al (2007) och Birgisdóttir et al (2007)), där utmaningen ofta är att jämföra utlakning av metaller med konventionellt grus. Flygaskan har en del möjliga användningsområden, men är generellt sett svårare att hantera än bottenaskan, vilket tas upp i nästkommande avsnitt.

2.2 Flygaska

Efter avfallsförbränningen bildas ca 300 000 ton flygaska per år i Sverige (Avfall Sverige, 2016). Den största andelen av flygaskan klassas som farligt avfall (SCB, 2013) och måste tas omhand på speciella deponier. Avfallsklassningen styrs av avfallsförordningen (2011:927) och hur askan ska hanteras styrs av Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om mottagning och deponering av avfall. I vissa fall överskrider askan utlakningskriterierna för deponier för farligt avfall och kan därför behöva exporteras i huvudsak till Langöya i Norge för behandling. Ungefär hälften av den flygaska som producerats i Sverige skickas till Langöya (Flyhammar, 2015).

2.2.1 Flygaskans beståndsdelar

Avfallet i sig innehåller en rad föroreningar och vid förbränning koncentreras dessa i askan. Flygaskan anrikas mest på lösliga metallföreningar, klorid och sulfat och det är dessa föroreningar som gör att askan ofta klassas som farligt avfall. Förhållandet mellan dessa ämnen varierar med bränslets innehåll, och för vissa askor är det lakbarheten av klorid och sulfat som överstiger lakningskriterierna, medan det i andra fall kan vara lakningen av metaller som sätter gränsen (Steenari & Zhao, 2010). De ämnen som finns i högst utsträckning i flygaska är framförallt Cl, Na, K, S och Ca, men den innehåller även höga halter av tungmetaller som Zn, Pb, Cu, Hg, Mo, Ni och Cd (Steenari & Zhao, 2010). Även andra icke-metaller som Sb, Br och P finns också i mindre mängd, i princip finns hela periodiska systemet i flygaskan (Staffas et al, 2016).

2.2.2 Etablerade omhändertagningsmetoder för flygaska

Det finns ett flertal behandlingsmetoder för flygaska i Sverige idag som varierar beroende på aktör. De två största aktörerna är NOAH AS och Ragn-Sells AB (Staffas et al, 2016). I NOAH:s

fall går behandlingen ut på att neutralisera restsvavelsyra med den basiska flygaskan och genom det skapa gips som fyller ut ett nedlagt kalkbrott på ön Langöya strax utanför Oslo. Metoden betraktas som återvinning i Norge i och med att gipsmassorna ersätter andra återfyllnadsmassor, och därför påförs inte heller norsk deponiskatt. I Ragn-Sells fall stabiliseras flygaskan genom att skapa en betongliknande blandning av avfallsflygaskan med bl.a. aska från kolförbränning och deponera den på deras avfallsanläggning Högbytorp. Hälften av all flygaska i Sverige exporteras till Langöya (Flyhammar, 2015), och ca en tredjedel behandlas på Högbytorp.

Resterande askbehandlingsmetoder som sker i Sverige är småskaliga och sker ibland i anslutning till den egna förbränningsanläggningen. Flygaska från Kiruna och Boden transporteras till Mo i Rana i Norge där företaget Miljöteknikk Terrateam återfyller en nedlagd gruva. Flygaskan blandas med cement och vatten varefter blandningen blir både stabil och solid. Även denna metod anses vara ett återvinningsförfarande i Norge. Ett liknande koncept har EON för flygaska från sin anläggning i Norrköping, nämligen att fylla upp ett bergrum i Händelö. Metoden har klassats både som återvinning och deponering. Flygaska från Renovas anläggning för avfallsförbränning i Göteborg blandas med slam från våt rökgasrening och bildar en cementliknande Bambergkaka. Metallerna binds i sulfidföreningar från slammet vilket minskar utlakningen, och kakan kan klassas som icke-farligt avfall (Flyhammar, 2015).

I anslutning till Korstaverket i Sundsvall finns den enda asktvätten i Sverige. Där behandlas ca 4000 ton flygaska per år från det egna kraftvärmeverket. Syftet med tvätten är att minska askans lakbarhet av klorid, sulfat och metaller, och därmed förbättra avfallets riskklassning (farligt avfall/icke-farligt avfall) (Nordmark et al, 2011). Installation av asktvätt gjordes även för att man ville ha en långsiktigt hållbar hantering av askan snarare än att skicka den till Langöya i Norge. I tvättanläggningen blandas alla askflöden (botten- och flygaska) med det sura slammet från den våta rökgasreningen, vatten till tvätt och syra tillsätts i processen. Från processen finns två utflöden; tvättad aska samt filtratvatten från tvätten. Filtratvattnet behandlas i en vattenreningsanläggning för att fälla ut metaller genom tillsats av fällningskemikalier (sulfid och järnklorid). Slammet med metallfällningar tillsätts till den tvättade askan, och vattnet som renats innehåller endast klorid och sulfat och släpps sedan ut till havet. Askans klassas som farligt avfall men får läggas på deponi för icke farligt avfall (Steenari & Zhao, 2010).

Inom EU är de vanligaste behandlingarna för flygaska antingen att deponera den på FA-deponier efter någon form av förbehandling (motsvarar ca hälften av den producerade flygaskan inom EU), eller att använda askan som återfyllnadsmassor och fylla igen gamla stenbrott, saltgruvor, bergrum och gruvor. Den senare metoden är vanlig i Tyskland, där man återfyller gamla saltgruvor. Tyskland är även den största producenten av flygaska i Europa (ca 650 000 ton år 2005), därefter Frankrike (ca 400 000 ton år 2004) (Flyhammar, 2015).

2.2.3 Metoder för återvinning av produkter ur askan

Istället för enbart deponering av flygaskan kan askan ses som en resurs och bidra till arbetet för en cirkulär ekonomi där återvunna produkter återförs till kretsloppet. I en rapport av Staffas et al (2016), "behandling och återvinning av outnyttjade resurser i flygaska", kartläggs fyra möjliga ämnen att återföra till kretsloppet från askan; metaller, icke-metaller, salter och askresten. Metaller är ofta bundna i olika föreningar i flygaskan och förekommer sällan som rena grundämnen, därför måste askan upparbetas innan metallerna kan utvinnas ur askan.

I Schweiz finns en anläggning som kommersiellt utvinnet zinkmetall ur avfallsflygaska (Staffas et al, 2016). Detta görs med processerna FLUWA och FLUREC. I FLUWA-processen separeras tungmetaller från flygaskan genom att behandla askan med surt rökgaskondensat. Den behandlade askan kan deponeras tillsammans med bottenaskan, medan tungmetallkomplexet kan vidarebehandlas med FLUREC-processen, där metaller såsom zink selektivt kan utvinnas i ren form (Flyhammar, 2015).

Ett pilotförsök av zinkutvinning har även skett i Sverige, vid Renovas anläggning i Göteborg. Produkten som utvanns var till skillnad från Schweiz inte ren zink, utan en zinkhydroxid (50–80 %). Anledningen till detta är att Sverige till skillnad från Schweiz har en utvecklad metallindustri och därmed tillgång till upparbetning av lågvärdig zinkmetall (Andersson et al, 2016).

Halosep-processen utgår också från att avfallsflygaska tvättas med surt rökgaskondensat. Processen ägs av danska Stena Metall A/S, och har testats i ett pilotförsök (Miljøstyrelsen, 2015). Från processen bildas fyra materialfraktioner; saltlösning, filterkaka med tungmetaller, stabiliserad aska samt en fraktion med större partiklar (> 1 mm) som räknas som avfall. Metallfilterkakan innehåller bl.a. 30–40 % zink som kan utvinnas, saltlösningen kan antingen användas för halkbekämpning eller ledas ut till en marin recipient. I rapporten sägs det att en möjlighet även skulle kunna vara att separera lösningen till de olika saltsorterna. Den stabiliserade askan klarar utlakningskriterier för deponi av farligt avfall i Danmark (Flyhammar, 2015).

De icke-metaller som kan vara av intresse att återföra till kretsloppet från flygaskor är framförallt fosfor, som är ett viktigt ämne i mineralgödselmedel, samt antimon, som används i flamskyddsmedel och är en viktig komponent i halvledarelektronik (Staffas et al, 2016). Även salter beskrivs av Staffas et al (2016) vara av värde för återföring till kretsloppet. Salter förekommer i större utsträckning i askan än metaller och är relativt enkla att tvätta ut. Staffas et al (2016) pekar i rapporten på de utmaningar som kan finnas för salterna från sådan utvinning; dels att salt är en relativt billig råvara och dels en bristande acceptans av saltets ursprung, dvs. från avfallsförbränning.

I Ragn-Sells process Ash2Salt tvättas flygaskan med vatten, där salter och tungmetaller följer med i vattenlösningen och där den rena askan sedan kan deponeras på en deponi för icke-farligt avfall. Tungmetallerna separeras i ett vattenreningssteg, där metallerna går till deponi och salterna sedan separeras i ett följande steg. De salter som kan utvinnas ur processen är natriumklorid, kaliumklorid och kalciumklorid. Även den restammoniak som kvarstår från överdosering vid kväveoxidrening kan återvinnas (Ragn-Sells, u.å.). Mer information om Ash2Salt-processen finns i kapitel 4.6.1.

2.3 Klassning och hantering av flygaska som avfall

Hanteringen av flygaska styrs av ett antal lagar och förordningar. De lagstiftningar som berör hantering och klassificering av flygaska är bl.a. miljöbalken (1998:808), avfallsförordningen (SFS 2011:927) och Naturvårdsverkets föreskrifter om mottagning av avfall (NFS 2004:10) (Flyhammar, 2015). Miljöbalken innefattar en övergripande miljölagstiftning som bl.a. rör miljöfarliga verksamheter, allmänna hänsynsregler samt avfallshierarkin (MB 15 kap 10 §) som beskriver strategier för avfallsförebyggande åtgärder.

Klassning av flygaska sker enligt avfallsförordningen (SFS 2011:927), där avfallet ges en ämnesspecifik kod, vilken styrs av typ av panna och aska som genereras, samt klassas som farligt eller icke-farligt avfall. Flera av koderna för flygaska har även dubbla ingångar i avfallsförordningen vilket innebär att klassningen styrs av om askan har farliga egenskaper eller inte. Förordningen anger även kriterier för återvinning och deponering (Flyhammar, 2015). Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) anger bl.a. krav på grundläggande karakterisering av avfall, kriterier för provning av avfallet samt kriterier för vilket avfall som får tas emot i de olika typerna av deponier. Dessa deponiklasser är inert avfall, icke farligt avfall samt farligt avfall. Generellt sett handlar kraven om vilka avfall som får läggas i vilken deponiklass och ger gränsvärden för bl.a. innehållet av TOC (totalt organiskt kol), DOC (löst organiskt kol) samt gränsvärden för utlakning av ett antal parametrar som metaller, sulfat, klorid och antimon (NFS 2004:10).

Sverige har satt ett generationsmål och 16 miljömål som styr den övergripande svenska miljöpolitiken. Generationsmålet innebär att det övergripande målet i den svenska miljöpolitiken ska vara att till nästa generation överlämna ett samhälle där stora miljöproblem är lösta och inte heller orsaka miljö- och hälsoproblem utanför Sverige. Generationsmålet ska vara uppfyllt till år 2020 och fokuserar på bl.a. att kretsloppen ska vara resurseffektiva och så långt som möjligt fria från skadliga ämnen, god hushållning med naturresurser samt att människors hälsa utsätts för minimal negativ miljöpåverkan. De 16 miljömålen preciserar det övergripande generationsmålet i form av tillstånd som arbetet ska leda fram till, t.ex. giftfri miljö, begränsad klimatpåverkan samt grundvatten av god kvalitet (miljomal.se, 2016).

3 Metod

I detta arbete används LCA som metod för att jämföra och bedöma miljöpåverkan från de olika processerna för hantering av flygaska, samt vid jämförelse av saltproduktion. Nedan följer en beskrivning av de olika steg som ingår i en livscykelanalys samt en introduktion till metoden. I kapitel 4 följer sedan en mer specifik beskrivning av livscykelanalysen för detta arbete om flygaska.

Att studera en produkts livscykel innebär att följa produkten från ”vaggan” till ”graven”, dvs. från råmaterialutvinning via tillverkning till eventuell återvinning och sedan kvittblivning. LCA har utvecklats till att bli en metod som omfattas av ISO-standarder (ISO 14040:2006 och ISO 14044:2006) och beskrivs i handböcker som ILCD-handboken sammanställd av Europeiska kommissionen genom Institutet för miljö och hållbar utveckling, med syfte att utveckla en harmoniserad LCA-metodik i Europa (Lindfors et al, 2012). Livscykelanalyser består av fyra faser; definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkanbedömning samt resultatutvärdering (ISO, 2006a).

3.1 Definition av mål och omfattning i en LCA

Målet för en LCA ska enligt ISO-standard 14040 ange studiens avsedda tillämpning, skälet för genomförandet, vilken målgrupp som avses samt om resultaten är avsedda att förmedlas till allmänheten. Målformuleringen bestämmer bl.a. studiens omfattning och detaljrikedom, i och med att olika syften kan kräva olika metoder vid utförandet av en LCA (Baumann & Tillman, 2004).

I livscykelanalyser bestäms miljöpåverkan för en produkt eller process i förhållande till referensflöden. Dessa referensflöden kan kopplas till en funktion, som i sin tur kan formuleras till en funktionell enhet. Enheten beskriver ett kvantitativt flöde någonstans i processkedjan dit livscykelns inflöden och utflöden relateras (ISO, 2006a). Vid jämförelser av olika system ska den funktionella enheten vara samma, alternativt ska dess referensflöden vara jämförbara (ISO, 2006b). I samband med att den funktionella enheten bestäms behöver det studerade systemet eller systemen definieras och avgränsas. Gränserna behöver definieras geografiskt, tidsmässigt och i förhållande till de tekniska processerna som berörs av systemet (Baumann och Tillman, 2004).

3.1.1 Allokeringsproblem

Det händer ofta att en process ger upphov till flera produkter, t.ex. i ett kraftvärmeverk där både el och värme produceras, och om miljöpåverkan från endast en av produkterna ska undersökas uppstår ett allokeringsproblem. Det finns i princip tre olika typer av system där allokeringsproblem uppstår; multi-output, multi-input och öppen återvinning där man genom återvinning tillverkar en ny typ av produkt (Baumann & Tillman, 2004). Det finns generellt sett två olika sätt att hantera dessa typer av system. Det ena sättet är att fördela miljöpåverkan baserat på t.ex. ekonomiskt värde, energiinnehåll eller massa. Det andra sättet att hantera allokeringsproblem är att antingen öka detaljeringsgraden i processen eller att expandera systemet och därmed även räkna in miljöpåverkan från andra livscykler.

Vilken fördelningsprincip som är lämpligast beror på hur frågeställningen är formulerad samt vilken metod (konsekvens- eller bokföringsanalys) som väljs och bäst passar studiens syfte (Finnveden et al, 2009). Enligt ISO (2006b) ska allokeringssystem hanteras i en trestegsprocedure. I steg ett bör man, om möjligt, undvika allokering genom att antingen öka detaljeringsgraden i processen eller genom systemexpansion. Om allokering inte kan undvikas bör man enligt steg två fördela miljöpåverkan från processen på ett sätt som beskriver det fysikaliska sambandet mellan inflödena eller utflödena, och om detta inte är möjligt bör miljöpåverkan enligt steg tre allokeras på ett annat sätt som illustrerar förhållandet mellan dem, t.ex. ekonomiskt värde.

3.1.2 Olika typer av LCA

Det finns i princip två olika typer av livscykelanalyser, konsekvens- (CLCA) och bokföringsanalys (ALCA). Den främsta skillnaden mellan de två metoderna är att man i ALCA beskriver miljöpåverkan från ett system i form av flöden till och från det avgränsade systemet och besvarar frågor som ”vilken miljöpåverkan har denna produkt?”, medan man i CLCA fokuserar på att beskriva hur flödena in och ut ur systemet ändras vid en eventuell förändring i produktionen eller på marknaden (Finnveden et al, 2009).

Vilken typ av LCA man väljer att göra kan påverka andra val i studien, t.ex. den funktionella enheten men också vilken allokeringssystem som är lämpligast (Finnveden et al, 2009). I ALCA används medeldata, medan man i en CLCA använder marginaldata eftersom det är marginalprocesserna som kommer att påverkas av en förändring. Vilken typ av livscykelanalys som utförs påverkar vilken allokeringssystem som är lämpligast. I ALCA används oftast allokering baserat på fysiska eller ekonomiska förhållanden, medan man i CLCA använder systemexpansion för att inkludera de processer och biprodukter som påverkas av marknadsförändringen (Röös, 2013).

3.1.3 Miljöpåverkanskategorier

Vilka miljöpåverkanskategorier som ska undersökas i livscykelanalysen bör också väljas i den inledande fasen. Alla relevanta miljöpåverkanskategorier bör inkluderas i livscykelanalysen, och utifrån de valda kategorierna väljs relevant inventeringsdata då alla utsläpp inte bidrar till samma påverkanskategorier. Det finns ett antal förbestämda miljöpåverkanskategorier och några av dessa är t.ex. växthusgasutsläpp, markanvändning, resursförbrukning, toxicitet, försurning och övergödning (Baumann & Tillman, 2004). Valet av dessa kategorier ska enligt ISO (2006b) vara relaterade till den studerade produkten eller processen samt överensstämma med studiens mål och omfattning samt vara väl motiverade.

3.2 Inventeringsanalys

Syftet med en LCI (Life Cycle Inventory) är att studera de miljömässigt relevanta flödena i systemet, i enlighet med det tidigare definierade målet och systemgränserna. Systemmodellen brukar ofta representeras av ett flödesschema, där alla boxar representerar relevanta aktiviteter sett ur ett livscykelperspektiv. Efter att alla aktiviteter för systemet är bestämda kan datainsamlingen ske för varje aktivitet. De data som insamlats räknas senare om till att passa den funktionella enheten (Baumann & Tillman, 2004). För varje aktivitet kan data samlas in för inflöden i form av energi, råmaterial och tillsatsmaterial samt utflöden i form av produkter,

biprodukter, avfall samt utsläpp till luft, vatten och jord. Utöver att räknas om till den funktionella enheten bör data även valideras (ISO, 2006a).

3.3 Miljöpåverkansbedömning

Syftet med LCIA-fasen (Life Cycle Inventory Analysis) är att bedöma miljöpåverkan utifrån resultaten från inventeringsanalysen genom att koppla dessa till specifika miljöpåverkanskategorier (ISO, 2006a). Anledningen till varför man översätter LCI- till LCIA-resultat beror främst på att det är enklare att relatera till en viss miljöpåverkan, t.ex. global uppvärmning, snarare än utsläpp av CO₂ och CH₄. En annan anledning är att förenkla och därigenom minska antalet parametrar som måste tolkas (Baumann & Tillman, 2004). Dessa kategorier bör vara valda redan i den första fasen av livscykelanalysen och vara relevanta sett till hela systemets miljöpåverkan. Exempel på miljöpåverkanskategorier att undersöka är försurning, övergödning, global uppvärmning, markanvändning och toxicitet. Dessa kallas för ”midpoint”-kategorier och definieras som det miljöproblem som orsakas av t.ex. utsläpp av en förorening eller en förbrukad resurs. Dessa kan även beräknas om till ”endpoint”-kategorier för att undersöka hur miljöproblem som försurning och global uppvärmning påverkar mänsklig hälsa, ekosystemkvalitet och ändliga resurser (SLU, 2016).

3.4 Tolkning av resultat

I livscykeltolkningen bör resultaten från både LCI- och LCIA-fasen utvärderas och stämmas av med studiens mål och omfattning. I tolkningen ska även slutsatser och rekommendationer tas med, men det bör samtidigt tas i beaktande att resultaten från miljöpåverkansbedömningen är relativa och att de ofta inte beskriver den faktiska miljöpåverkan (ISO, 2006a). I och med att en livscykelanalys kan innehålla uppskattade och förenklade data, eller till och med sakna data i vissa avseenden, finns det flera olika tester man kan göra för att kontrollera resultatens robusthet, t.ex. osäkerhetsanalys, känslighetsanalys, konsistenskontroll samt bedömning av datakvalitet. (Baumann & Tillman, 2004).

3.5 Deponier i livscykelanalyser

De utsläpp till vatten och luft som sker i samband med deponering är dels vid transporter av avfallet till anläggningen och vid fördelningen av avfallet på deponin, deponikonstruktion och sluttäckning (Doka, 2009), och dels utsläpp från avfallet i sig. Detta kan ske till luft i form av metangas och andra kolväten om organiskt avfall återfinns i deponin, utsläpp av tungmetaller och organiskt material till vatten om lakvattnet inte samlas upp (Obersteiner et al, 2007). Utsläpp från avfallet i sig är oftast det viktigaste bidraget av utsläpp från deponier i livscykelanalyser (Doka, 2009). Lakvatten är det vatten som passerar genom en deponi, oftast regnvatten, och innehåller föroreningar från avfallet. Hur mycket beror på hur vattenlösliga dessa är.

Deponier möjliggör en förskjutning av utsläpp från avfallet till framtiden, och problemet är ovissheten i hur föroreningar avges och under hur lång tid detta sker. Ofta används modeller av deponier för att redogöra för långtidseffekter av utsläpp, men ju längre tidsram som modelleras desto större blir osäkerheten (Doka, 2005).

Obersteiner et al (2007) understryker två huvudsakliga problem med modellering av deponier i LCA. Det första är valet av tidsram som används i studien vilket kan påverka resultatet markant, och det andra är tillgängligheten och kvaliteten på inventeringsdata vilket påverkar möjligheten att modellera deponin mer exakt. Brist på data för långtidseffekter av utsläpp från deponier är vanligt när man utför livscykelanalyser av avfallshantering, och flera författare är överens om att föroreningspotentialen i en deponi fortfarande är betydande efter 100 år. Generellt sett beror miljöpåverkan främst på vilket avfall som studeras och vilken typ av deponi avfallet läggs på. De åtgärder som görs för att innesluta avfallet i deponin, bottenmaterial och sluttäckningsmaterial, har även de en begränsad livslängd, dvs. de bryts ned över tid (Obersteiner et al, 2007). Moderna deponier för förbehandlat material, t.ex. för askor från avfallsförbränning och mekaniskt behandlat biologiskt material, har visat sig ha en mycket lägre miljöpåverkan än äldre typer av deponier där obehandlat material blandats (Wassermann et al, 2005).

4 Livscykelanalys av processer för behandling av flygaska och produktion av salter

Som tidigare nämnts är målet med denna livscykelanalys att jämföra fem olika sätt att behandla flygaska samt att jämföra produktion av salter utvunna ur avfallsflygaska med Ash2Salt-processen med konventionellt producerade salter. Nedan följer en beskrivning av de val som gjorts i livscykelanalysen samt beskrivningar av de processer som jämförs.

4.1 Funktionell enhet

Den funktionella enheten har valts till ”behandling eller kvittblivning av 1 ton flygaska”. För att kunna jämföra miljöpåverkan mellan salterna producerade från Ash2Salt och konventionellt utvunnen salt av respektive sort används den funktionella enheten ”produktion av 1 kg salt”. Livscykelanalysen är utförd som en ALCA. Detta motiveras med att det i dagsläget förekommer flera olika behandlingsmetoder och för att kunna göra en likvärdig jämförelse av miljöpåverkan från dessa system anses en ALCA kunna ge en rättvis jämförelse mellan dem. Trots att Ash2Salt-processen inte är i bruk idag bedöms marknaden för flygaska inte förändras vid en driftsättning då tanken är att processen ska ersätta Ragn-Sells nuvarande behandling vid Höbytorp.

4.2 Systemgränser och allokeringar

Flygaskan som studeras i denna LCA antas i sig inte ha någon miljöpåverkan från tidigare livscykler, utan endast de processer som tillämpas på askan bidrar med miljöpåverkan på systemen. Denna förenkling kallas även för ”zero burden assumption” (Ekvall et al, 2007) och görs eftersom det endast är processerna för behandlingar som ska jämföras, inte vilken miljöpåverkan som allokeras på askan från avfallsförbränning. Till de system där insatsmedel anses vara avfallsprodukter tillskrivs ingen miljöpåverkan från dessa med samma argument om att miljöpåverkan allokeras till den ursprungliga livscykeln.

I denna livscykelanalys antas ”vaggan” för samtliga processer vara producerad flygaska vid en avfallsförbränningsanläggning lokaliserad i Sverige. ”Graven” i sin tur är hantering av avfallet som uppkommer från processerna. I de system där recirkulerade produkter utvinns dras systemgränsen vid produktionen, och innefattar inte användning eller kvittblivning av produkterna. Detta beror främst på att det finns många olika tillämpningsområden för produkterna, samt att miljöpåverkan från användning av produkterna ligger utanför studiens omfattning. Produkterna förväntas kunna ersätta konventionellt utvunna produkter till fullo utan några skillnader i kvalitet, därför antas användning eller kvittblivning av dessa produkter inte skilja dem åt.

Vid beräkning av miljöpåverkan från produktion av de olika salterna i Ash2Salt-processen tillämpas ekonomisk allokering av de delprocesser som är tillägnade för utvinning av salt. Enligt Ahlgren et al (2015), som tolkar ISO-standard 14044 (ISO, 2006b), bör allokering av miljöpåverkan ske på annat sätt än baserat på förhållandet mellan massor när kvoten av produkterna inte kan ändras i processen. Det vill säga när man ökar uttaget av en viss produkt ökar även produktionen av de andra produkterna och det finns därmed inget underliggande fysiskt förhållande mellan dem (Ahlgren et al, 2015).

Studien är geografiskt begränsad till Sverige, Norge och Tyskland, där tre av de fem behandlingsscenarierna är förlagda i Sverige, ett i Norge och ett i Tyskland. Flygaskan som används som insatsmedel i livscykelanalysen antas uppkomma vid en fiktiv förbränningsanläggning i Sverige.

Studien är tidsmässigt begränsad till 100 år med hänsyn till utsläpp av växthusgaser, men tar inte hänsyn till långtidseffekter rörande utsläpp av ekotoxiska ämnen samt utarmning av abiotiska resurser. Abiotiska resurser definieras som oorganiska och icke-levande material, t.ex. mineraler och metaller, men även icke förnybara organiska ämnen som olja, kol och torv (Klinglmair et al, 2013). Anledningen till varför långtidseffekter inte inkluderas i denna LCA beror främst på avsaknad av data för utlakning samt hur långtidseffekter modelleras för de deponier som berörs i denna studie. Studien inkluderar inte sluttäckning av deponier samt underhåll av deponin efter sluttäckningen.

4.3 Valda miljöpåverkanskategorier

De miljöpåverkanskategorier som valts att undersökas i denna livscykelanalys är klimatpåverkan, förbrukning av abiotiska resurser samt eko- och mänsklig toxicitet. Analysmetoderna som valts för respektive kategori är IPCC 2013 (klimatpåverkan), CML 2001 (resursförbrukning) och USEtox (ekotoxicitet och mänsklig toxicitet). Miljöpåverkan för dessa metoder mäts i enheterna kg CO₂-ekvivalenter, kg Sb-ekvivalenter samt CTU (Comparative Toxic Unit). Dessa metoder valdes efter rekommendation av Hauschild et al (2013). Miljöpåverkansbedömningen stannar vid dessa midpoint-kategorier i den här analysen och tolkas alltså inte vidare till endpoint-kategorier. I samma studie av Hauschild et al (2013) bedöms de tillgängliga endpoint-modellerna i de allra flesta fall vara i behov av vidare utveckling, och rekommenderas alltså inte.

4.3.1 Resursförbrukning

Uttömning av abiotiska resurser kan enligt de flesta tillgängliga LCIA-metoder definieras som en minskning i tillgänglighet av potentiella funktioner av resursen. Det är alltså inte resursen i sig som är av intresse, utan den potential den har att uppfylla funktioner för mänskligheten (van Oers et al, 2002). Förbrukning av abiotiska resurser, ADP (Abiotic Depletion Potential), har länge varit omdebatterad i LCA-sammanhang. Detta beror främst på att problemet med resursförbrukning inte enbart är miljörelaterat utan även är ett ekonomiskt problem. Utöver detta finns det flera olika sätt att definiera förbrukning eller uttömning av en viss resurs samt att tillgängligheten och framtida behov behöver uppskattas (van Oers & Guinée, 2016).

CML 2001:s definition på ADP är den årliga produktionen av ett material dividerat med den totala reserven i kvadrat (Klinglmair et al, 2013). ADP anges dock i kg antimonekvivalenter, vilket innebär att uttömning av antimon används som referens vid beräkning av förbrukning av en viss resurs (van Oers et al, 2002). I Tabell 3 nedan listas ett urval av relevanta karakteriseringsfaktorer för ADP enligt metoden CML 2001.

Tabell 3 Lista över utvalda karakteriseringsfaktorer, CF (Characterisation Factor), för ADP enligt CML 2001, uttryckta som antimonekvivalenter (Sb-ekv).

Ämne	Enhet	CF
Anhydrit, i mark	kg	8,42E-05
Antimon, i mark	kg	1
Brunkol, i mark	kg	6,71E-03
Järn, 46 % i malm	kg	8,43E-08
Natriumklorid, i mark	kg	2,95E-08
Naturgas, i mark	m ³	1,87E-02
Råolja, i mark	kg	2,01E-02
Svavel, i mark	kg	3,58E-04
Sylvinit, 25 %, i mark	kg	2,31E-08
Uran, i mark	kg	2,86E-03

4.3.2 Klimatpåverkan

Klimatpåverkan är en av de mest använda miljöpåverkanskategorierna i livscykelanalyser. Olika växthusgaser bidrar olika mycket till klimatförändringarna, och ges därför olika karakteriseringsfaktorer. Dessa faktorer baseras på publikationer från IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), och har utgetts för år 2001, 2007 och 2013. Olika tidshorisonter kan väljas (20, 100 och 500 år för version 2007) och anger växthusgasernas livslängd i atmosfären (Hischier et al, 2010). I denna studie används tidshorizonten 100 år.

Utsläpp av växthusgaser i IPCC:s metod mäts i GWP (Global Warming Potential) och med enheten kg koldioxidekvivalenter. Ämnen som bidrar till växthusgaseffekten ändrar balansen mellan Jordens värmeupptag från solen och värme som strålas ut från Jorden. Växthusgaser hindrar denna utstrålning av värme från Jorden, och detta brukar kallas för RF (Radiative Forcing) som mäts i W/m². Integrerat över tid ges energin för utsläpp av en växthusgas som inte lyckas lämna atmosfären på grund av växthuseffekten. Denna mängd energi kallas för AGWP (Absolute Global Warming Potential). AGWP för en viss gas divideras med AGWP för koldioxid vilket anger gasens uppvärmningspotential i kg koldioxidekvivalenter (Bourgault, 2016). I Tabell 4 nedan listas ett urval av karakteriseringsfaktorer för GWP enligt IPCC 2013 som använts i denna studie.

Tabell 4 Lista över utvalda karakteriseringsfaktorer för GWP enligt IPCC 2013, uttryckta som kg koldioxidekvivalenter (CO₂-ekv).

Ämne	Medium	Enhet	CF
Dikväveoxid	Luft	kg	265
Koldioxid	Luft	kg	1
Kolmonoxid	Luft	kg	4,06
Metan	Luft	kg	29,7
Svavelhexafluorid	Luft	kg	23 500

4.3.3 Ekotoxicitet och mänsklig toxicitet

USEtox-metoden beräknar karakteriseringsfaktorer för ämnen som påverkar toxicitet för människors hälsa och ekotoxicitet i sötvatten. För att mäta ett ämnes toxiska effekter i miljön krävs en orsak-effekt-kedja som kopplar utsläpp av ett ämne till inverkan på människors hälsa och ekotoxicitet (Rosenbaum et al, 2008). Till skillnad från andra miljöpåverkanskategorier använder USEtox inget referensämne (t.ex. koldioxid för IPCC 2013 och antimon för CML 2001) för att uttrycka ett ämnes toxicitet, utan karakteriseringsfaktorerna anges i CTU (Comparative Toxic Unit). För beräkning av karakteriseringsfaktorer för mänsklig toxicitet anger CTU_h den uppskattade ökningen av antalet sjukdomsfall för den totala befolkningen på Jorden per kg av det ämne som släpps ut. För att beräkna karakteriseringsfaktorer för ekotoxicitet i sötvatten anger CTU_e istället den uppskattade andelen av arter som påverkas av utsläppet integrerad över tid och volym per kg av det ämne som släpps ut (Golsteijn, 2014).

För kategorin mänsklig hälsa kategoriseras ämnen till cancerogena, icke-cancerogena och total toxisk påverkan på mänsklig hälsa. Det finns karakteriseringsfaktorer för ca 2500 ämnen som bidrar till ekotoxicitet och ca 1250 ämnen som påverkar mänsklig hälsa negativt (Hauschild et al, 2013). I Tabell 5 nedan listas ett urval av karakteriseringsfaktorer för ekotoxicitet och mänsklig toxicitet enligt metoden USEtox.

Tabell 5 Lista över utvalda karakteriseringsfaktorer över ekotoxicitet och mänsklig toxicitet enligt USEtox, uttryckta som CTU (Comparative Toxic Unit).

Ämne	Medium	Enhet	CF (ekotox.) [CTU _e]	CF (mänsklig tox.) [CTU _h]
Antimon	Vatten (ospec.)	kg	1220	3,64E-04
Arsenik	Vatten (ospec.)	kg	15 200	2,77E-02
Bly	Vatten (ospec.)	kg	375	1,20E-04
Kadmium	Vatten (ospec.)	kg	9710	4,28E-04
Koppar	Vatten (ospec.)	kg	55 200	8,63E-07
Krom	Vatten (ospec.)	kg	1290	3,03E-09
Kvicksilver	Vatten (ospec.)	kg	22 100	1,43E-02
Nickel	Vatten (ospec.)	kg	14 900	4,04E-05
Zink	Vatten (ospec.)	kg	38 600	1,28E-03

4.4 Transporter

Flygaskan som används som input i livscykelanalysen antas uppkomma vid en fiktiv avfallsförbränningsanläggning i Sverige. Uppskattningen om var denna anläggning är placerad baseras på ett viktat medelvärde av transportsträckor och mängden aska som transporteras för de anläggningar som deponerar sin flygaska på Ragn-Sells avfallsanläggning i Högbytorp.

Medelavståndet mellan avfallsanläggningen i Högbytorp och den fiktiva förbränningsanläggningen beräknades till 75,2 km. Utifrån detta avstånd, samt med vetskapen om att den mesta av askan transporteras från söder om Stockholm, gjordes antagandet att förbränningsanläggningen är belägen i Södertälje. Detta antagande används endast vid beräkning av transportavstånd, och tas ej hänsyn till vid övriga tillfällen. För indata och beräkningar se Bilaga A.

4.5 Flygaskans innehåll

De ämnen som flygaskan innehåller kan variera med bränslets innehåll samt vilken rökgasreningsutrustning som används vid avfallsförbränningsanläggningen. De lösliga ämnena i flygaskan kan bestämmas med ett standardiserat laktest för att bestämma halterna av t.ex. lösliga klorider och tungmetaller. I Bilaga B bifogas resultatet från de laktest som utförts av Ragn-Sells för en del av de askor som tas emot på Högbytorp och som kan anses representera genomsnittliga flygaskors innehåll av lösliga ämnen.

4.6 Beskrivning av de studerade askbehandlingsprocesserna

Följande avsnitt beskriver de fem askbehandlingsprocesser som har studerats i livscykelanalysen. Dessa är 1) Ash2Salt-processen med återvinning av salter ur flygaska, 2) asktvätt i anslutning till förbränningsanläggning med utsläpp av saltvatten till havet, 3) stabilisering, solidifiering och deponi på Högbytorp, 4) återfyllnad av ett gammalt kalkbrott på ön Langöya i Norge samt 5) stabilisering av saltgruvor i Tyskland.

4.6.1 Ash2Salt-processen

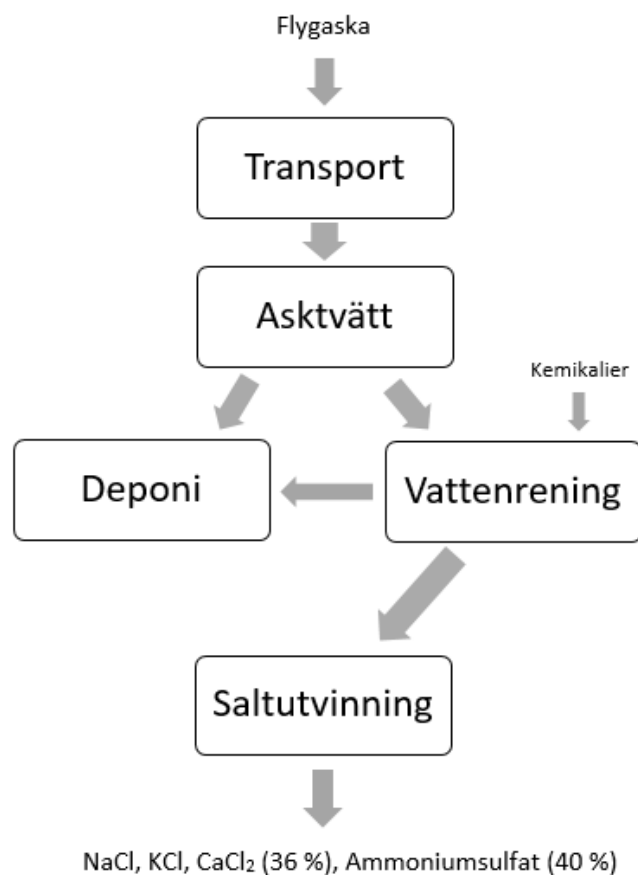
Som tidigare nämnts är Ash2Salt en process som är utvecklad och patentsökt av EasyMining. Ash2Salt-processen består i huvudsak av tre delprocesser; asktvätt, vattenrening och saltutvinning. Vattnet som används i processen för asktvätten är lakvatten från deponin som därefter renas i vattenreningssteget innan det används i processen. Ur tvättvätskan utvinns kalciumkloridlösning (36 %), natriumklorid, kaliumklorid och ammoniumsulfatlösning (40 %) (Ragn-Sells, u.å.). Genom att tvätta avfallsflygaska minskar utlakningen av både salter och lösliga tungmetaller och möjliggör för utvinning av salter ur tvättvätskan. Samtidigt som askan avgiftas från klorider och metaller minskar även mängden aska som behöver deponeras. Salter som kan återföras till samhället skapar ett cirkulärt kretslopp av råvaror och minskar behovet av jungfruliga råvaror.

Vid beräkning av miljöpåverkan från produktion av salter producerade med Ash2Salt-processen har ekonomisk allokering tillämpats. Hänsyn har även tagits till en mer detaljerad beskrivning av saltutvinningsprocessen vid allokering av miljöpåverkan till de diverse salterna. En detaljerad beskrivning av saltutvinningsprocessen kan ej redovisas i rapporten p.g.a. sekretesskäl. Delprocesserna innan saltutvinningsprocessen (transport, asktvätt och vattenrening) allokeras till hanteringen av flygaska och belastar därför ej salterna i denna LCA. Detta val av systemgränser motiveras med att Ash2Salt-processens huvudsyfte är att behandla och avgifta avfallsflygaska, och saltutvinningen är ett sätt att hantera det saltrika filtratvattnet, dvs. utvinning av salter är inte processens främsta syfte.

Det finns en rad möjliga tillämpningsområden för salter producerade från flygaska. Staffas et al (2016) har kartlagt en del möjliga användningsområden för salterna, med hänsyn taget till att acceptansen för ursprunget kan ha inverkan. Natriumklorid används inom industrin i Sverige främst för avisning och halkbekämpning (Staffas et al, 2016). I Sverige används ca 200 000 ton salt per år för avisning av vägar. Tillsammans med Norge och Danmark används nära 500 000 ton vägsalt per år, och den största andelen av detta är natriumklorid (Stenberg, 2016). Natriumklorid kan även användas som råvara i klor-alkali-industrin för framställning av natriumhydroxid och klor (Nationalencyklopedin, u.å.). Kalciumklorid används bl.a. för

avisning och dammbekämpning på vägar, men kan även tillsättas vid finpapperstillverkning för att minska statisk elektricitet (Staffas et al, 2016). Kaliumklorid och ammoniumsulfat används båda som gödselmedel. Kaliumklorid är det vanligaste gödselmedlet som innehåller kalium och över 90 % av den totala kaliumbrytningen används just som växtnäring (IPNI, u.å.a). Ammoniumsulfat används främst inom jordbruket där det finns ett behov av att tillföra både kväve och svavel till växterna (IPNI, u.å.b).

I denna livscykelanalys har en modell skapats över processens olika delar, se Figur 1 nedan. Lokalisering av processen antas vara på Högbytorp, därav ett transportavstånd på 75 km. Processens förbrukningstal är främst baserade på data från EasyMining samt ifrån en konfidentiell budgetoffert och kommer därför inte kunna redovisas i detalj.



Figur 1 Modell av Ash2Salt-processen med utvinning av salter ur flygaska.

Från processen förväntas 188 kg kalciumkloridlösning (36 %), 93 kg natriumklorid, 39 kg kaliumklorid samt 5 kg ammoniumsulfatlösning (40 %) kunna utvinnas per ton flygaska som processas. Salterna producerade från Ash2Salt-processen antas ersätta konventionellt producerade salter, vilka processer som antas ersättas presenteras i Tabell 6 nedan. Valet av produktionsprocess gjordes utifrån tillgängliga livscykelanalyser från LCA-databasen ecoinvent. Vid den händelse att flera tillgängliga produktionsprocesser funnits har den med störst marknadsandelar valts. Salterna från flygaska antas ersätta annan europeisk produktion. Dessa valda produktionsprocesser används även vid jämförelse mellan salterna producerade ur flygaska med Ash2Salt-processen och konventionellt producerade salter.

I och med att salter och metaller tvättas ur askan blir den totala mängden aska som läggs på deponi ca 0,85 ton per ton inkommande flygaska. Askresten anses vara så gott som inert och därför modelleras inga direkta utsläpp till miljön från deponin. Se Bilaga C för en mer fullständig inventering av den modellerade processen.

Tabell 6 Lista över de processer som använts i jämförelsen för de salter som utvinns med Ash2Salt-processen, och som ersätts.

Salt	Mängd [kg]/ton aska	Process som ersätts
Natriumklorid	93,2	Europeisk produktionsmix, 59 % bergsalt och 41 % solution mining (=brytning, upplösning i vatten och avdunstning i bassänger)
Kaliumklorid	39,1	Kaliumbrytning i Tyskland (i form av sylvinit). Koncentrering, bearbetning och torkning inkluderas.
Kalciumklorid	87,7 ¹	Produktion av CaCl ₂ från Solvay-processen. Ekonomisk allokering mellan produkterna natriumkarbonat (33 %) och kalciumklorid (67 %). Europeisk produktion.
Ammoniumsulfat	5,08	Produktion av ammoniumsulfat som biprodukt från tillverkning av nylon. Europeisk produktion.

4.6.2 Asktvätt i anslutning till förbränningsanläggning

Ett alternativ till storskaliga processer kan vara att ansluta en asktvätt till den egna förbränningsanläggningen. Genom att tvätta askan med vatten lakas salterna och lösliga metallföreningar, och därefter kan askan stabiliseras. Konceptet för denna process i den här livscykelanalysen liknar det för asktvätten som finns vid Korstaverket i Sundsvall, men baseras inte på deras förbrukningstal utan illustrerar en mer generell process för tvätt av flygaska med utsläpp av salthaltigt vatten till hav.

Som tidigare beskrivet i kapitel 2.2.2 är syftet med en asktvätt att minska utlakningen av klorider och tungmetaller. Processen består främst av två steg. I det inledande steget tvättas askan med vatten där klorider och metaller lakas ut. Det salt- och metallhaltiga vattnet renas sedan i ett vattenreningssteg där metaller fälls ut innan det leds vidare ut till havet. Den stabiliserade askresten kan sedan deponeras på en deponi för icke-farligt avfall.

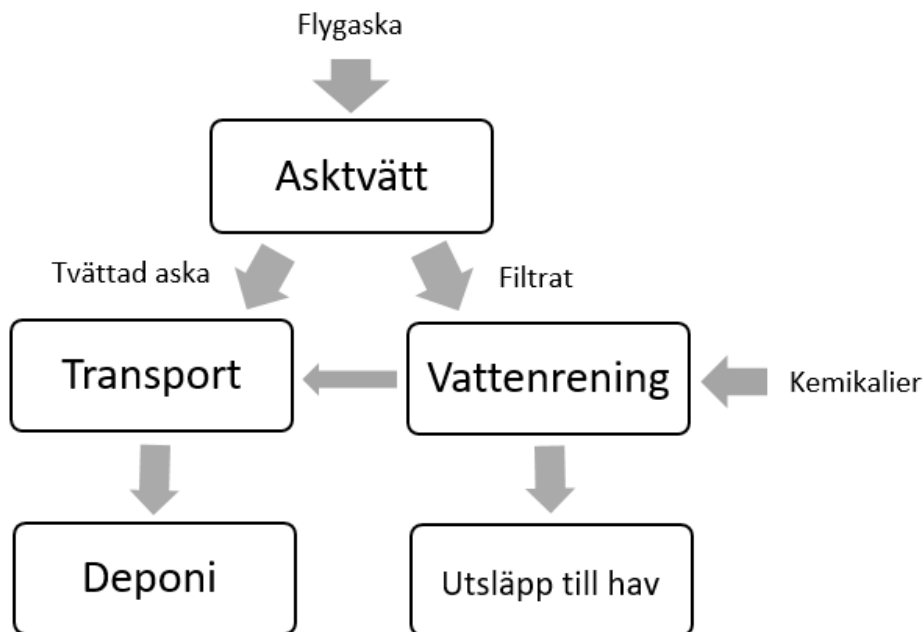
Processen förutsätter att det finns möjlighet att leda ut tvättvattnet till en saltvattenrecipient, dvs. närhet till havet. Konceptet att ansluta en asktvätt till den egna förbränningsanläggningen kan även vara en lösning för anläggningar där avstånden till närliggande verk och etablerade storskaliga processer (t.ex. Langöya och Högbytorp) är för långa. Alternativt kan ett motiv vara att lösa problemet med flygaskehantering på ett hållbart och långsiktigt sätt genom att avgifta askan samt ta hand om den på egen deponi istället för att skicka den över långa avstånd inom Sverige eller exportera till Norge.

Modellen för asktvättsprocessen kan ses i Figur 2 nedan. Förbrukningstalen baseras på information från samma budgetoffert som för Ash2Salt-processen men endast för de delar av

¹ Den inventerade kalciumkloriden har en koncentration på 77 %, därför har mängden salt från Ash2Salt anpassats för att bättre kunna jämföras.

processen som är likvärdiga, dvs. asktvätt och vattenrening. Då asktvätten antas vara placerad i anslutning till förbränningsanläggningen innebär detta att den tvättade askan måste transporteras till en närliggande deponi. Avståndet är uppskattat till 10 mil. Var denna förbränningsanläggning är placerad geografiskt är inte specificerat närmare, utan förutsätter endast att en saltvattenrecipient finns i anslutning till anläggningen. På samma sätt som för Ash2Salt-processen blir den totala mängden aska som läggs på deponi ca 0,85 ton per ton inkommande flygaska, p.g.a. att salter och metaller tvättas ut. Den tvättade askan anses vara så gott som inert och därför modelleras inga direkta läckage till närmiljön från askan. Se Bilaga C för en mer fullständig inventering av den modellerade processen.

Utsläppen från vattenreningsverket är baserade på maximalt tillåtna gränsvärden för Ragn-Sells avfallsanläggning i Heljestorp för utsläpp till Göta älv (Ragn-Sells, 2014). Dessa gränsvärden anses vara representativa för maximala halter av föroreningar som får ledas ut till vattendrag. Då de tillåtna gränsvärdena inte specifikt berör flygaska har endast de värden som matchar flygaskans innehåll (se Bilaga B) använts i livscykelanalysen. Se Bilaga D för de aktuella gränsvärdena som har tillämpats för denna analys.



Figur 2 Modell av processen för asktvätt utan saltåtervinning.

4.6.3 Stabilisering, solidifiering och deponi på Högbytorp

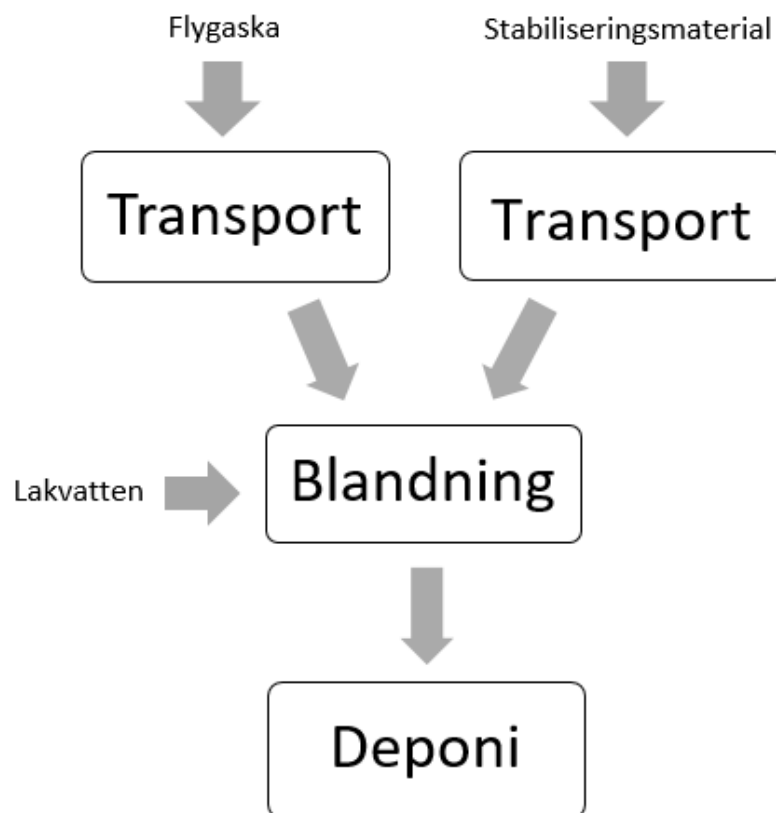
Högbytorp är Sveriges största avfallsanläggning och ägs av Ragn-Sells. Anläggningen startade 1964 och tar årligen emot cirka 700 000 ton avfall för deponering (Ragn-Sells, 2016). Sedan år 1997 tar anläggningen emot flygaska från flera förbränningsanläggningar, och tar i dagsläget emot ca 100 000 ton flygaska per år. I processen som används på Högbytorp stabiliseras flygaskan och metaller läses genom inblandning av stabiliseringsmaterial samt lakvatten från

den egna deponin². Stabiliseringsmaterialet består av avfall, bl.a. kolaska från Värtaverket, och blandningen blir en betongliknande produkt. Den behandlade flygaskan packas och härdat innan den så småningom sluttäcks på deponin (Flyhammar, 2015).

I dagens process för flygaskhantering återvinns inga produkter ur askan, utan syftet med processen är främst att stabilisera askan och minska utlakningen av klorider och metaller. Ragn-Sells har fokus att skapa cirkulära materialflöden från avfall och ett införande av Ash2Salt-processen kan förändra hanteringen av flygaska på Högbytorp.

Figur 3 nedan illustrerar den modell som skapats för den nuvarande processen på Högbytorp för stabilisering och solidifiering av flygaska. Stabiliseringsmaterialet, liksom flygaskan, är ett avfall och tillskrivs därför ingen miljöpåverkan från tidigare livscyklar. Flygaskan antas transporteras med lastbil från den fiktiva anläggningen i Södertälje, dvs ca 75 km bort.

Deponin för farligt avfall på Högbytorp har ett slutet lakvattensystem där vattnet återanvänds i processen och har därför inga direkta utsläpp till miljön. Långtidseffekter från deponin har inte studerats i denna livscykelanalys, ej heller har sluttäckning av deponin inkluderats. Se Bilaga C för en mer fullständig inventering av den modellerade processen.



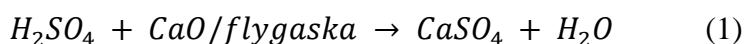
Figur 3 Modell av processen för stabilisering och solidifiering av flygaska på Högbytorp.

² Fredrik Kronfeld, Ragn-Sells. Studiebesök vid Ragn-Sells avfallsanläggning Högbytorp 2017-02-10.

4.6.4 Återfyllnad av nedlagt kalkbrott på ön Langöya

På ön Langöya i Oslofjorden var ett kalkbrott i drift mellan 1899 och 1985, men därefter har verksamheten handlat om behandling och slutförvar av farligt avfall. NOAH AS, som driver anläggningen på Langöya, behandlar flygaska genom att blanda med restsyra (svavelsyra), varvid bl.a. gips bildas, och hela mängden används sedan som återfyllnadsmassor för att fylla upp de gamla kalkbrotten på ön. Metoden klassas som återvinning i Norge (NOAH.no, 2017a). De avfall som tas emot på Langöya är framförallt askor från förbränningsanläggningar (300 000 ton per år), förorenad svavelsyra (25 %) från KRONOS Titan AS i Fredrikstad (200 000 m³) och diverse andra industriavfall (50 000 ton). Transporterna till Langöya sker till 80% med båt och resterande 20% med lastbil (NOAH.no, 2017b). Ungefär hälften av den flygaska som genereras i Sverige exporteras till Langöya, men NOAH tar även emot flygaskor från Norge, Tyskland, Danmark, Island, Grönland och Färöarna (Flyhammar, 2015).

Reaktionen som sker vid gipsbildningen är att den basiska flygaskan (som blandas ut med vatten) neutraliserar den sura restsvavelsyran. Tillsammans bildar de gips enligt ekvation 1 nedan:

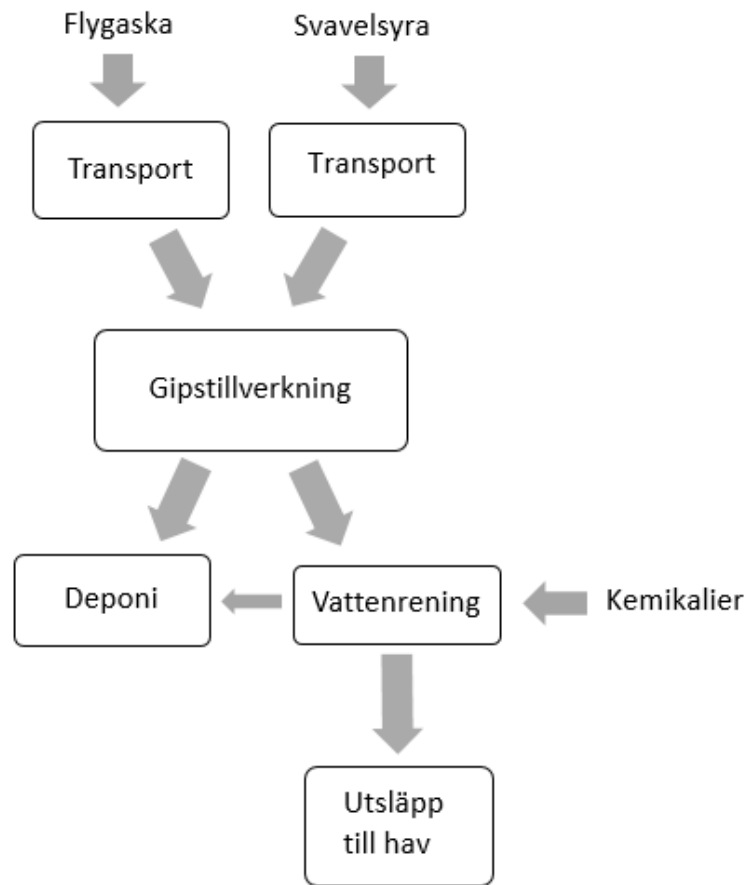


Tillsats av släckt kalk kan även behövas för att justera blandningens pH-värde. Gipset som bildas i reaktionen pumpas ut till de gamla kalkbrotten där det så småningom stelnar. Vattnet som bildas i reaktionen, samt det regnvatten som hamnar i kalkbrotten, recirkuleras antingen i processen eller pumpas via en vattenreningsanläggning för att därefter släppas ut till Oslofjorden. Föroreningar från avfallet, t.ex. tungmetaller från flygaska och järn från svavelsyran, stabiliseras i gipsblandningen (Stenberg, 2016). Ön Langöya består av tät kalksten, vilket betyder att inget havsvatten läcker in. Ön saknar dessutom grundvatten så inga föroreningar sägs kunna transporteras bort från ön (Svensk fjärrvärme, 2015).

Kalkbrotten på Langöya förväntas vara fulla år 2022, men NOAH har långtgående planer på att flytta den nuvarande verksamheten till en närliggande kalkgruva i Brevik (NOAH.no, 2017c). Behandlingsprocessen i Brevik kommer i stort sett vara densamma med undantag för några kompletteringar. I och med att gipset kommer att deponeras under marken, och inte öppet mot luft som på Langöya, kommer askan att behöva avgasas från vätgas samt att behöva pressas för att minska innehållet av vatten och därmed volymen (NOAH.no, 2017d).

Modellen som skapats över processen för flygaskehantering som används på Langöya kan ses i Figur 4. Transporten av flygaska antas ske med lastbil, och sträckan har i detta arbete uppskattats till 563 km. De sista 3 kilometrarna sker med färja över till Langöya. Transporten av svavelsyran från KRONOS titan AS i Fredrikstad antas ske på tankfartyg, och sträckan har uppskattats till 70 km. Svavelsyran räknas som ett avfall från titanproduktion och tillskrivs därför ingen miljöpåverkan från tidigare livscyklar.

Förbrukningstalen för gipstillverkningen och vattenreningen är baserade på uppgifter från Högbytorp och Ash2Salt. Utsläpp från vattenreningen (NOAH.no, 2017e) till Oslofjorden är beräknat som ett medelvärde av ackumulerade utsläpp över det senaste året (mars 2016 till februari 2017). Se Bilaga E för ackumulerade utsläpp från NOAHs verksamhet på Langöya. Kalkbrottet sägs vara tätt och därför antas i denna analys inga utsläpp till miljön. Sluttäckning av deponin inkluderas inte heller. Se Bilaga C för inventeringsanalys av modellen.



Figur 4 Modell av processen för flygaskehantering som används på Langöya.

4.6.5 Stabilisering av saltgruvor i Tyskland

Syftet med metoden är att använda askor och annat farligt avfall för att stabilisera delar av nedlagda saltgruvor i Tyskland. Metoden klassas som återvinning genom att avfallet ersätter andra återfyllnadsmassor (Flyhammar, 2015). I de gamla saltgruvorna är ofta säkerhetsfaktorn för låg; ett jämfört med dagens önskade faktor fyra (Svenska energiaskor, 2010). Säkerhetsfaktorn definieras som förhållandet mellan de mothållande och pådrivande krafterna i marken (SGI, 2015).

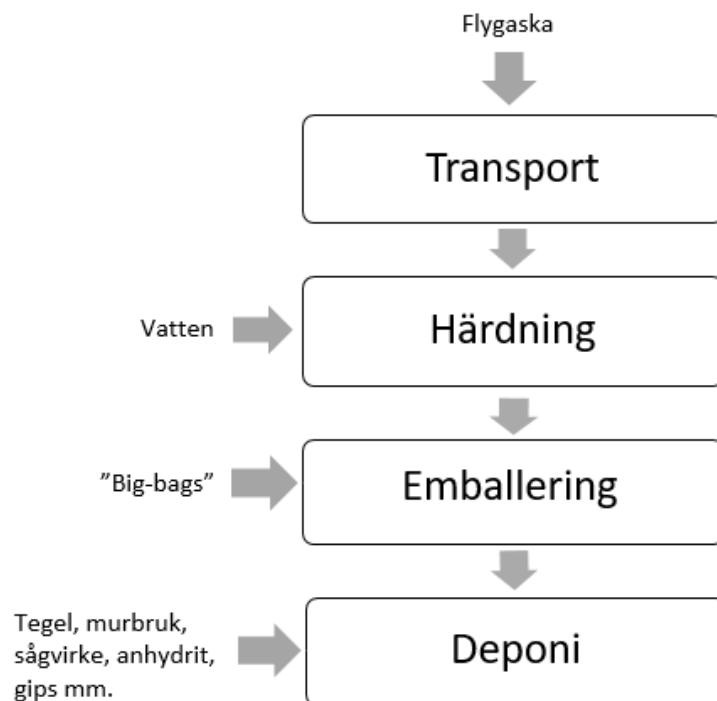
Metoden är vanlig i Mellaneuropa (Svenska energiaskor, 2010), och det finns flera underjordsförvar i bruk i Tyskland och Frankrike och dessa är bl.a. Herfa-Neurode, Heilbronn, Zielitz, Bernburg, Hattorf-Wintershall och Wittelsheim, varav den sista är belägen i Frankrike och resterande i Tyskland (K+S, u.å.; UEV, u.å.; Doka, 2009).

Askorna som tas emot vid gruvorna härddas genom tillsats av vatten och emballeras sedan. Efter att askan avgasats från vätgas skickas askan ned i gruvorna, som ligger på 700–800 m djup, där de fyller upp gamla gruvgångar och rum som inte längre är i bruk (Svenska energiaskor, 2010). Avfallet som tas emot i gruvorna paketeras antingen i ståltunnor, stålcontainrar eller i ”big-bags” som består av LDPE-plast (Low Density Polyethylene). Dammlika avfall, t.ex. askor, paketeras i ”big-bags” med en volym av 3,4 m³ och staplas nere i gruvan på lastpallar. De olika typerna av avfall skiljs åt genom avdelningar av tegelväggar. Utöver dessa tegelmurar

tillkommer en 6 m tjock fördämning av tegel och anhydrit, samt en 48 m tjock vägg som även den består av tegel och anhydrit och som separerar den aktiva delen av gruvan med deponidelen. Detta tillvägagångssätt kan dock skilja sig åt mellan de olika gruvorna, men data i denna analys är inventerat för gruvan Herfa-Neurode (Doka, 2009).

Den främsta säkerhetsfunktionen för att deponera avfall i saltgruvor är avsaknaden av grundvatten, vilket innebär att föroreningar inte lakas ur och sprids. Det har dock hänt att saltgruvor fyllts med vatten. T.ex. Restof saltgruva i USA år 1994, där vatten strömmade in från ytan och svämmade igen gruvan. Det har även skett vattengenomträngning saltgruvor i Hannover och Morsleben i Tyskland där radioaktivt avfall förvaras. Förutom förekomst av vatten är sprickbildningar i berget en risk vid djupa gruvor. Ett flertal sprickbildningar har skett i gruvområdet Werra (där Herfa-Neurode är beläget), och beror främst på för svaga pelare i gruvan (Doka, 2009). Detta har lett till att man idag förstärker dessa pelare med farligt avfall, som ersätter andra byggnadsmassor, för att öka säkerheten i äldre gruvor.

I denna livscykelanalys har en modell skapats över processens olika delar, se Figur 5 nedan. Transportsättet har valts till lastbil, liksom i de övriga processerna. För beräkning av transportavstånd har gruvans lokalisering antagits till saltgruvan Herfa-Neurode. Vid härdning av askan tillsätts vatten, där mängden som tillsätts uppskattats till 20 %, dvs. för 1 ton flygaska blir mängden avfall som deponeras 1,2 ton. Eftersom flygaska är ett dammliknande avfall emballeras den i "big-bags". Det materiel som krävs för detta förfarande är inventerat på s.83 i Doka (2009). Enligt samma rapport av Doka (2009) antas gruvan vara tät, dvs. inga direkta utsläpp från avfallet förväntas ske. Sluttäckning av gruvan inkluderas inte i denna analys. Se Bilaga C för inventeringsanalysen för processen för stabilisering av saltgruvor.



Figur 5 Modell av processen för flygaskehantering vid deponi i tyska saltgruvor.

5 Resultat

Nedan presenteras resultat från respektive miljöpåverkanskategori och för de två olika jämförelserna i denna livscykelanalys, processer för behandling av 1 ton flygaska samt produktion av 1 kg av de utvunna salterna i Ash2Salt-processen. Även resultat från känslighetsanalyser presenteras nedan.

5.1 Behandling av 1 ton aska

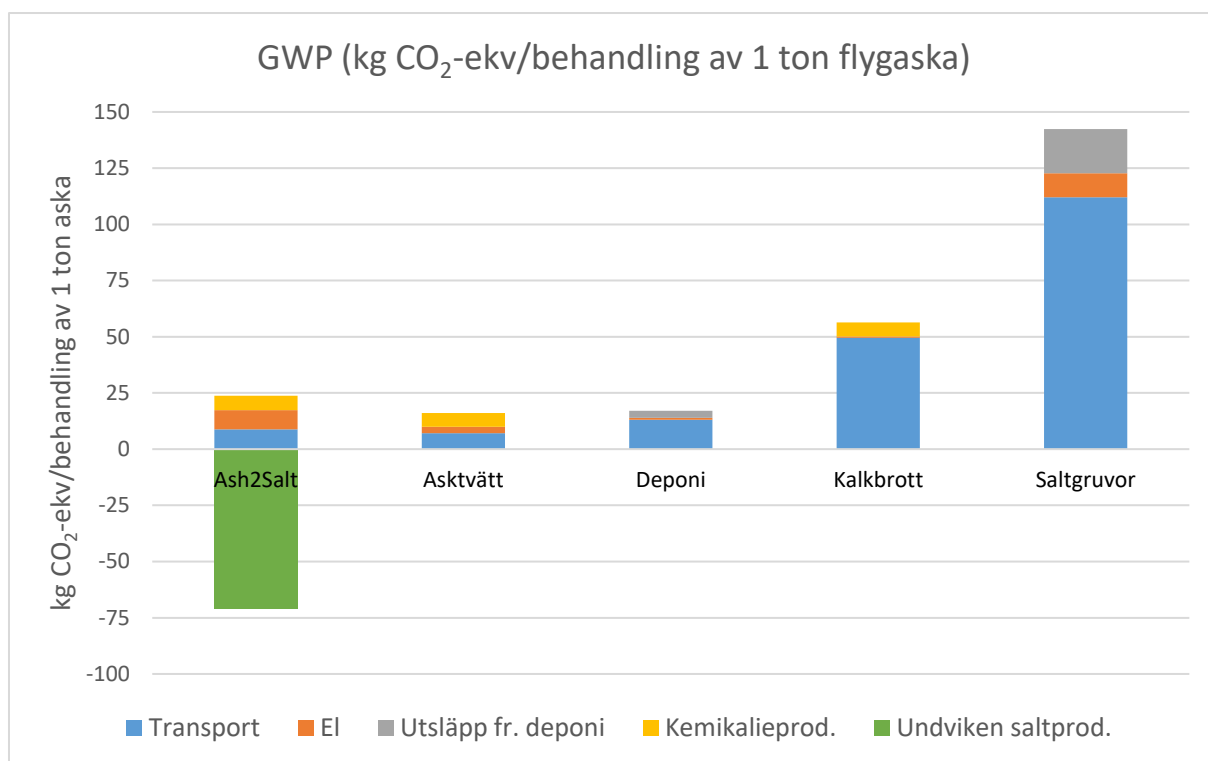
Fem olika processer för hantering av flygaska i fyra olika miljöpåverkanskategorier har jämförts i denna livscykelanalys. Den funktionella enheten valdes till ”behandling eller kvittblivning av 1 ton flygaska”. Nedan presenteras resultaten för jämförelsen fördelade i de olika miljöpåverkanskategorierna.

5.1.1 Klimatpåverkan

Vid jämförelse av växthusgasutsläpp mellan de fem olika behandlingsprocesserna som undersökts i denna LCA, se Figur 6 nedan, ses att behandling av ett ton flygaska genom stabilisering av saltgruvor i Tyskland har högst utsläpp av växthusgaser och därmed störst påverkan på klimatförändringen. I samma figur kan man se att transporterna står för den största källan till växthusgasutsläpp, vilket även gäller för behandlingsprocesserna deponi på Högbypör och återfyllnad av kalkbrott på Langöya.

Ash2Salt-processen (se Figur 6) har i denna LCA lägst utsläpp av växthusgaser. Det antagande som gjordes i denna analys var att salterna som återvinns ur avfallsflygaska med Ash2Salt-processen ersätter samma mängd av konventionellt producerade salter, vilket visar sig som en negativ post i resultatet nedan. Det totala värdet på klimatpåverkan för Ash2Salt-processen är negativt (-47 kg CO₂-ekv/ton behandlad aska) vilket bör tolkas som att klimatpåverkan från den undvikna produktionen av salter på konventionellt vis är högre än vad den sammanlagda klimatpåverkan är från behandling av ett ton aska. Hur pass stort detta negativa bidrag är från undvikna saltproduktion beror på vilka konventionella utvinningsprocesser som antas ersättas av de återvunna salterna ur flygaska med Ash2Salt-processen. De processer som använts i denna LCA, samt mängd av respektive salt, redovisas i Tabell 6. Resultatet i Figur 6 ska inte tolkas som att behandling av ett ton aska med Ash2Salt-processen ”fångar upp” växthusgaser och bidrar till en sänkning av växthuseffekten, utan effekten uppstår p.g.a. ett minskat uttag av jungfruliga resurser.

Från resultatet i Figur 6 kan man även se att för Ash2Salt-processen representerar transporter endast en mindre del av de totala växthusgasutsläppen. Utsläppen relaterade till kemikalieproduktion bidrar till ungefär lika stor klimatpåverkan som elförbrukningen för processen.



Figur 6 Jämförelse av klimatpåverkan från de fem studerade processerna, uttryckt i kg CO₂-ekv/FE (Funktionell Enhet).

I Figur 6 ovan kan ses att scenariot för asktvätt har ungefär lika stor miljöpåverkan sett till utsläpp av växthusgaser per ton behandlad aska som för deponi på Högbytorp. För behandlingen på Högbytorp transporteras mer material totalt med lastbil och har därmed mer transportrelaterade utsläpp. Klimatpåverkan relaterad till scenariot med asktvätt utan saltåtervinning härrör till största del från produktion av kemikalier till vattenreningen samt en mindre andel från elanvändning i processen. I Tabell 7 nedan redovisas de totala värdena för klimatpåverkan för behandling av 1 ton aska för de studerade processerna.

Tabell 7 Totala värden på klimatpåverkan för de studerade processerna, uttryckta i kg CO₂-ekv/FE.

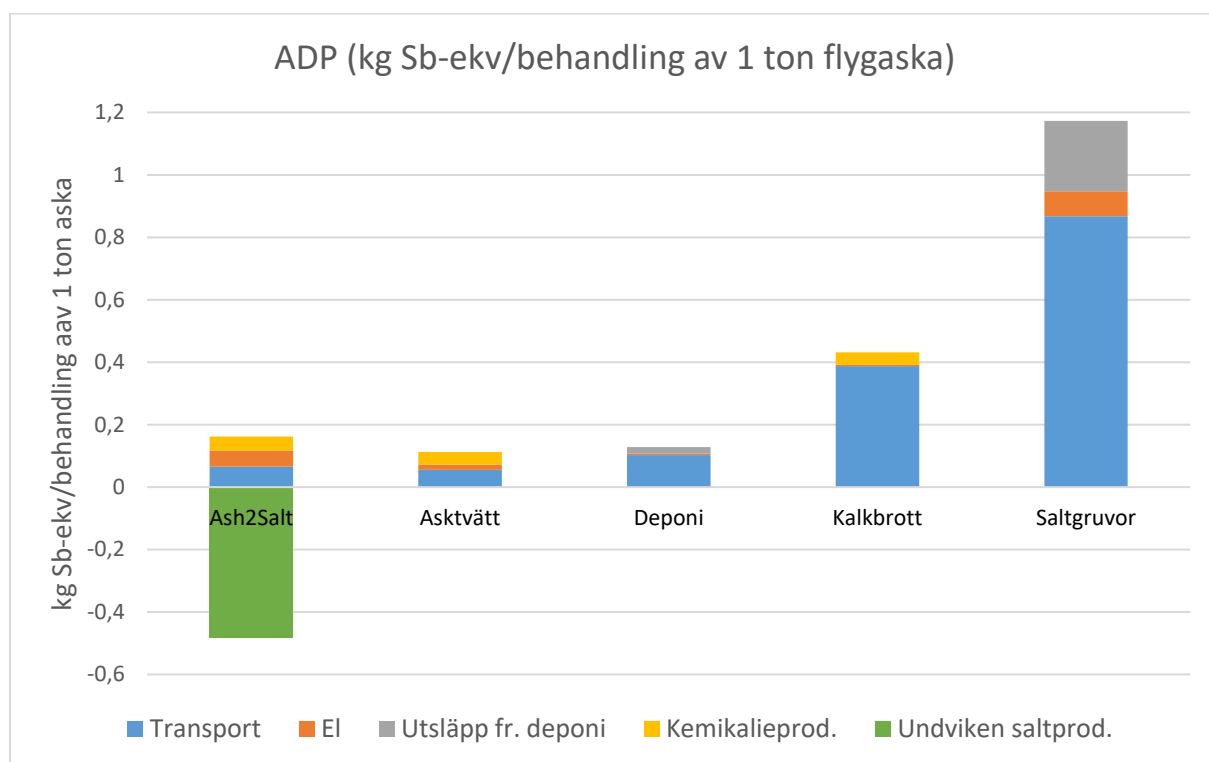
Nr.	Process	Värde	Enhet
1	Ash2Salt-processen	-47,3	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
2	Askvtvätt med utsläpp av salter till hav	16,1	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
3	Deponi på Högbytorp	17,0	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
4	Återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya	56,3	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska
5	Stabilisering av saltgruvor i Tyskland	142	kg CO ₂ -ekv/ton flygaska

5.1.2 Resursförbrukning

Vid jämförelsen av förbrukning av abiotiska resurser mellan de fem studerade processerna kan man se i Figur 7, liksom för klimatpåverkan i Figur 6, att resursförbrukningen för Ash2Salt-processen har ett negativt värde jämfört med de övriga processerna (-0,32 kg Sb-ekv/FE). Detta innebär att de förbrukade resurserna för behandling av ett ton aska understiger resursförbrukningen för produktion av den mängd konventionellt producerade salter som utvinns ur ett ton aska med Ash2Salt-processen. Med antagandet att salter som produceras ur

avfallsflygaska med Ash2Salt-processen ersätter konventionellt producerade salter bidrar processen med en minskning av utarmning av abiotiska resurser.

I Figur 7 kan man se att transporter, som sker med fossila drivmedel, till Langöya i Norge (återfyllnad av kalkbrott) samt till saltgruvor i Tyskland står för de största posterna av resursförbrukning i respektive system. Utöver inverkan från transporter visar resultatet att deponiförfarandet vid stabilisering av saltgruvor i Tyskland förbrukar mer resurser än något av de andra behandlingsförfaranden. Detta beror på att processen nyttjar jungfruliga råvaror i form av bl.a. förpackningsplast, tegel, anhydrit och murbruk.



Figur 7 Jämförelse av resursförbrukning för de fem studerade processerna, uttryckt i kg Sb-ekv/FE.

De totala värdena för ADP i kg antimonekvivalenter för de fem processerna som jämförts i denna LCA presenteras i Tabell 8 nedan. Stabilisering av saltgruvor i Tyskland är den process med högst resursförbrukning jämfört med de övriga processerna i denna LCA, vilket som tidigare nämnts delvis beror på transportavståndet men även på åtgången på resurser som krävs för deponiförfarandet.

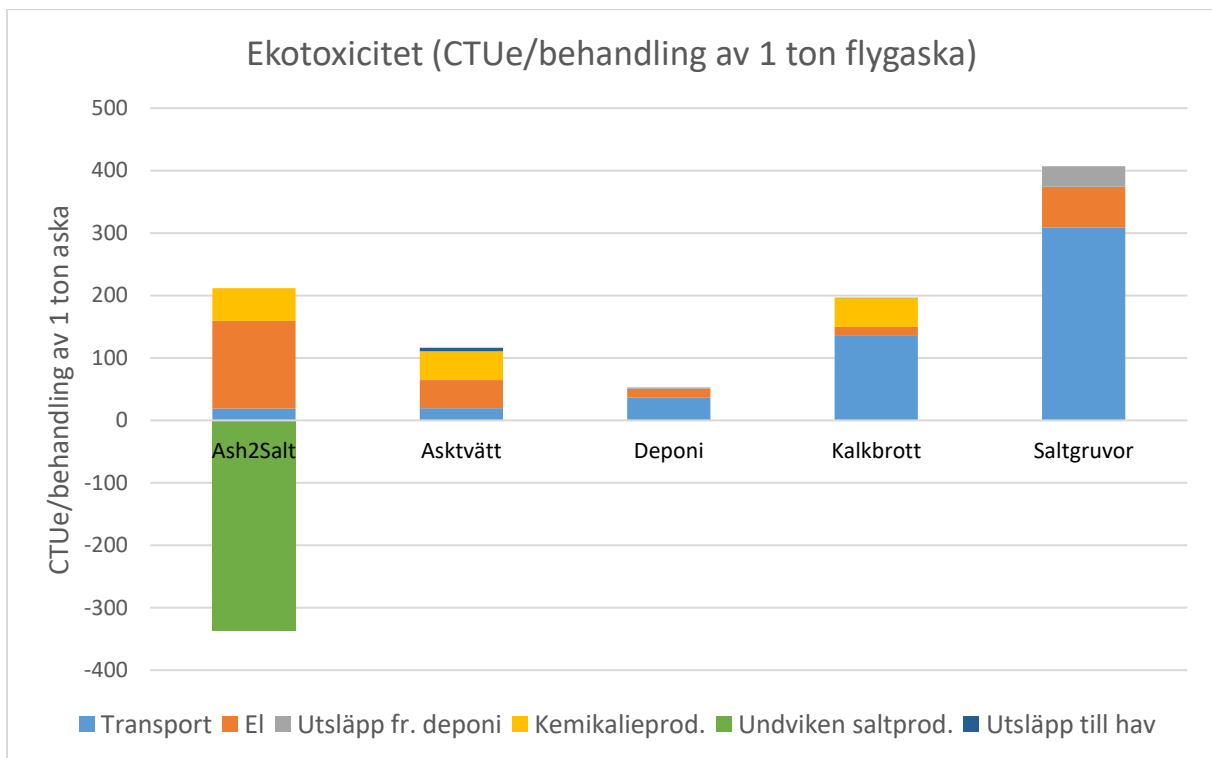
Tabell 8 Totala värden på resursförbrukning för de studerade processerna, uttryckta i kg Sb-ekv/FE.

Nr.	Process	Värde	Enhet
1	Ash2Salt-processen	-0,32	kg Sb-ekv/ton flygaska
2	Askvätt med utsläpp av salter till hav	0,11	kg Sb-ekv/ton flygaska
3	Deponi på Högbytorp	0,13	kg Sb-ekv/ton flygaska
4	Återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya	0,43	kg Sb-ekv/ton flygaska
5	Stabilisering av saltgruvor i Tyskland	1,17	kg Sb-ekv/ton flygaska

5.1.3 Ekotoxicitet

En jämförelse av ekotoxicitet gjordes mellan de fem studerade processerna, se Figur 8 nedan. Ett intressant resultat är att elförbrukning och produktion av kemikalier till vattenrening generellt sett har större betydelse för slutresultatet än vad transporter har. För behandlingsprocesserna på Langöya (återfyllnad av kalkbrott) och i tyska saltgruvor ger transporterna de största bidragen till slutresultatet

I Figur 8 ses att utsläpp av ekotoxiska ämnen till marin recipient via ett vattenreningsverk för asktväts-scenariot och återfyllnad av kalkbrott på Langöya i Norge påverkar slutresultatet marginellt.



Figur 8 Jämförelse av ekotoxisk miljöpåverkan för de fem studerade processerna, uttryckt i CTUe/FE.

De totala utsläppen av ekotoxiska ämnen uttryckta i CTUe/FE redovisas i Tabell 9 nedan. Liksom för tidigare redovisade miljöpåverkanskategorier är det totala värdet för Ash2Salt-processen negativt (-125 CTUe/ton behandlad flygaska). Detta innebär att utsläpp av ekotoxiska ämnen från den undvikna produktionen av konventionella salter är högre än vad utsläppen är för behandling av ett ton flygaska med Ash2Salt-processen. Transporten mellan avfallsförbränningsanläggningen och Högbytorp bidrar endast marginellt till slutresultatet för Ash2Salt-processen.

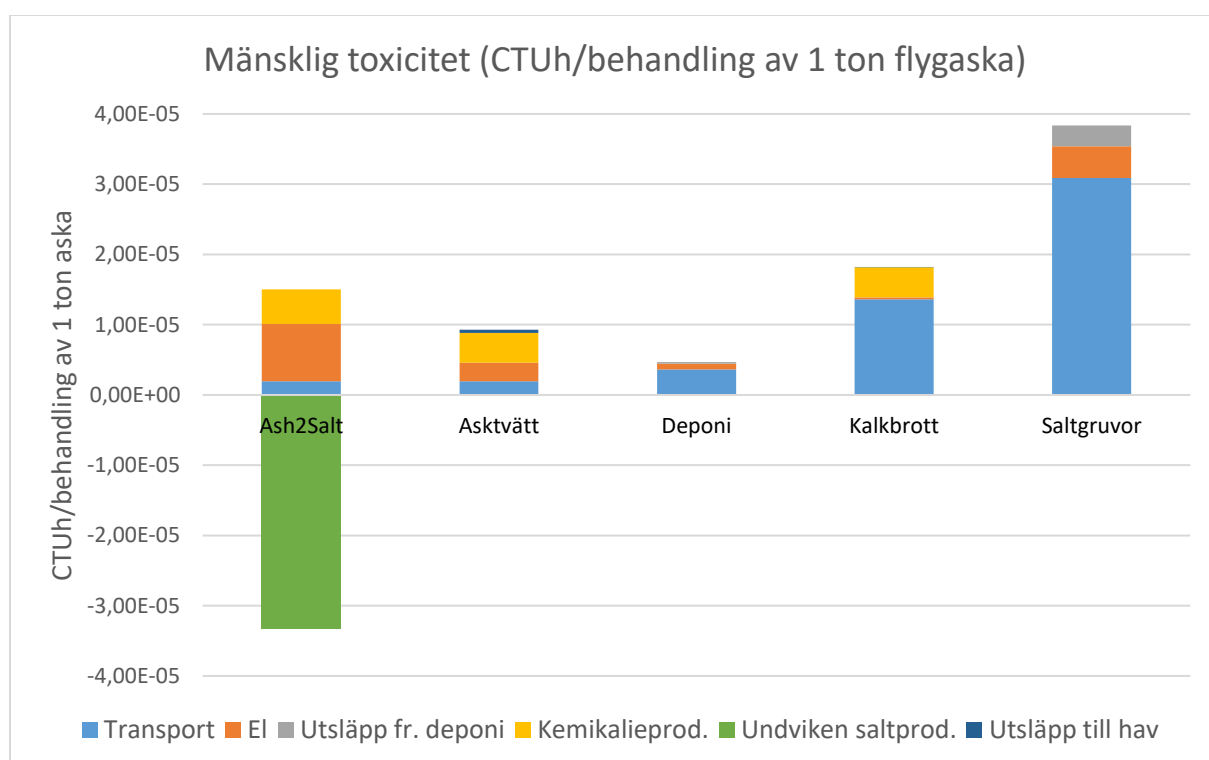
Tabell 9 Totala värden på ekotoxicitet för behandling eller kvittblivning av ett ton aska uttryckta i CTUe/FE.

Nr.	Process	Värde	Enhet
1	Ash2Salt-processen	-125	CTUe/ton flygaska
2	Asktvätt med utsläpp av salter till hav	117	CTUe/ton flygaska
3	Deponi på Högbytorp	52,8	CTUe/ton flygaska
4	Återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya	196	CTUe/ton flygaska
5	Stabilisering av saltgruvor i Tyskland	407	CTUe/ton flygaska

5.1.4 Männslig toxicitet

En jämförelse av de toxiska ämnen som påverkar mänsklig hälsa (både cancerogena och icke-cancerogena ämnen) för de fem studerade processerna i denna LCA kan ses i Figur 9 nedan. Liksom i resultatet för ekotoxicitet, Figur 8, påverkar toxiska ämnen i vatten som renats via vattenreningsverken i asktvätts-scenariot och på Langöya (återfyllnad av kalkbrott) slutresultatet marginellt.

För behandlingsprocesserna som sker i kalkbrott på Langöya i Norge och vid saltgruvor i Tyskland står transporter även i denna kategori för den största påverkan av toxiska utsläpp. Utsläpp från processen för asktvätt utan saltåtervinning samt Ash2Salt-processen beror i sin tur marginellt på transporter, utan påverkas mer av en högre elanvändning och utsläpp av toxiska ämnen från produktion av de kemikalier som används i processerna.



Figur 9 Jämförelse av toxiska effekter på mänsklig hälsa för de fem studerade processerna, uttryckt i CTUh/FE.

Tabell 10 redovisar de totala värdena för utsläpp av toxiska ämnen relaterade till mänsklig hälsa uttryckta i CTUh/ton behandlad aska för de fem studerade processerna i denna LCA. Det totala värdet för behandling av ett ton aska med Ash2Salt-processen blir även i denna miljöpåverkanskategori negativt, vilket beror på att utsläppen från de konventionellt producerade salterna överstiger utsläppen från behandling av ett ton aska med Ash2Salt.

Tabell 10 Totala värden på utsläpp av toxiska ämnen för mänsklig hälsa för de studerade processerna, uttryckta i CTUh/FE.

Nr.	Process	Värde	Enhet
1	Ash2Salt-processen	-1,82E-05	CTUh/ton flygaska
2	Asktvätt med utsläpp av salter till hav	9,31E-06	CTUh/ton flygaska
3	Deponi på Högbytorp	4,71E-06	CTUh/ton flygaska
4	Återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya	1,82E-05	CTUh/ton flygaska
5	Stabilisering av saltgruvor i Tyskland	3,84E-05	CTUh/ton flygaska

5.2 Produktion av 1 kg salt

Från flygaska behandlad med processen Ash2Salt kan fyra olika salter återvinnas; natriumklorid, kaliumklorid, kalciumklorid och ammoniumsulfat. Allokering av miljöpåverkan från saltproduktionen har utförts med hjälp av ekonomisk allokering men hänsyn har även tagits till en högre detaljeringsgrad av saltutvinningsprocessens olika delar än vad som redovisas i Figur 1, mer information om detta i avsnitt 4.2 och 4.6.1. De priser som använts vid allokering redovisas i Tabell 11 nedan.

Tabell 11 Lista över de priser på de olika salterna, samt referenser, som använts i den ekonomiska allokeringen i denna LCA.

Salt	Pris [kr/ton]
Natriumklorid	400 ³
Kaliumklorid	2050 ³
Kalciumklorid	350 ³
Ammoniumsulfat	500 ⁴

Produktion av dessa salter från Ash2Salt-processen har jämförts med konventionell produktion av respektive salt med den funktionella enheten ”produktion av 1 kg salt” i fyra olika miljöpåverkanskategorier (se Tabell 6 för produktionsprocesser som jämförs). Resultaten från denna jämförelse presenteras nedan.

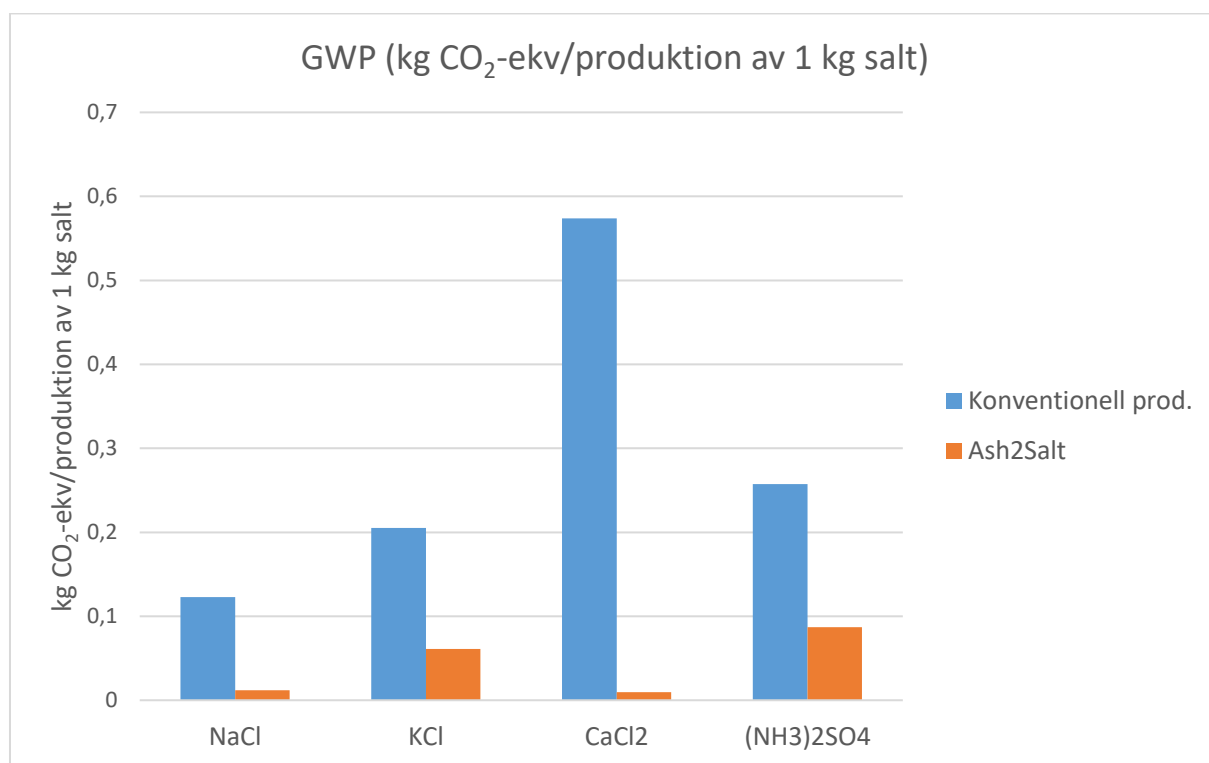
5.2.1 Klimatpåverkan

I Figur 10 nedan visas jämförelsen mellan produktion av ett kg av de fyra salterna återvunna ur avfallsflygaska med Ash2Salt-metoden och konventionellt utvunna salter, uttryckt i kg CO₂-ekv/kg producerat salt. Gemensamt för alla salter är att de som är återvunna ur flygaska har lägre utsläpp av växthusgaser än respektive salt från de konventionella produktionsprocesser

³ Patrik Enfält, EasyMining Sweden. Pers. kommunikation, 2017.

⁴ (Biototal, 2014)

som var jämförda i denna LCA. Störst skillnad mellan de olika produktionssätten åter ses för kalciumkloriden, där växthusgasutsläppen för kalciumklorid återvunnen ur avfallsflygaska med Ash2Salt-processen är ca 60 gånger lägre än för konventionellt producerad kalciumklorid. Minst skillnad mellan återvunnet salt och salt producerad från jungfrulig råvara är för ammoniumsulfat. Detta beror främst på att framställningen av ammoniumsulfat i Ash2Salt-processen kräver extra insatsmedel i form av svavelsyra till skillnad från produktion av de andra salterna.



Figur 10 Jämförelse av klimatpåverkan från konventionell produktion av salter (blå) och salter producerade från Ash2Salt-processen (orange), uttryckt i kg CO₂-ekv/FE.

Nedan i Tabell 12 redovisas värden för klimatpåverkan i kg CO₂-ekv/kg producerat salt för salter producerade ur flygaska med Ash2Salt-metoden och konventionellt producerade salter.

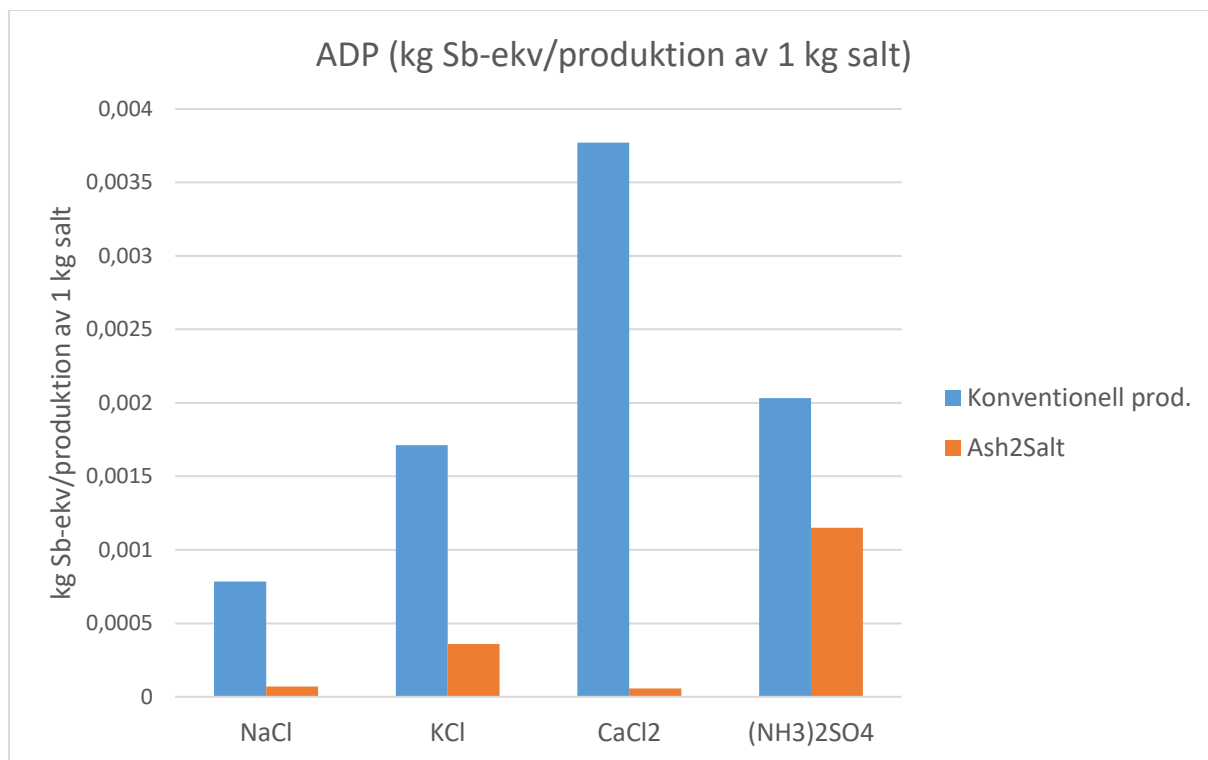
Tabell 12 Totala värden på klimatpåverkan från produktion av salter, uttryckta i kg CO₂-ekv/kg salt. Värden från konventionell produktion av salter har hämtats från ecoinvent.

Salt	Konventionell produktion	Producerad från Ash2Salt	Enhet
NaCl	0,12	0,01	kg CO ₂ -ekv/kg salt
KCl	0,21	0,06	kg CO ₂ -ekv/kg salt
CaCl ₂	0,57	0,01	kg CO ₂ -ekv/kg salt
(NH ₃) ₂ SO ₄	0,26	0,09	kg CO ₂ -ekv/kg salt

5.2.2 Resursförbrukning

Resultaten för jämförelser av resursförbrukning för ett kg av de salter som återvinns ur avfallsflygaska med Ash2Salt-processen med konventionellt producerade salter presenteras i Figur 11 nedan. Liksom för klimatpåverkan har salterna som återvinns med Ash2Salt-processen

en lägre förbrukning av resurser jämfört med de konventionella produktionsprocesserna som används som jämförelse i denna LCA. Den största skillnaden mellan de två olika produktionssätten är för kalciumkloriden, medan den minsta skillnaden är för ammoniumsulfaten, vilket beror på de insatsmedel som behövs för produktionen, dvs. svavelsyra.



Figur 11 Jämförelse av resursförbrukning för konventionell produktion av salter (blå) och salter producerade från Ash2Salt-processen (orange), uttryckt i kg Sb-ekv/FE.

I Tabell 13 nedan redovisas värden för ADP uttryckt i kg antimonekvivalenter/kg producerat salt för de salter och produktionsprocesser som jämförs i denna LCA.

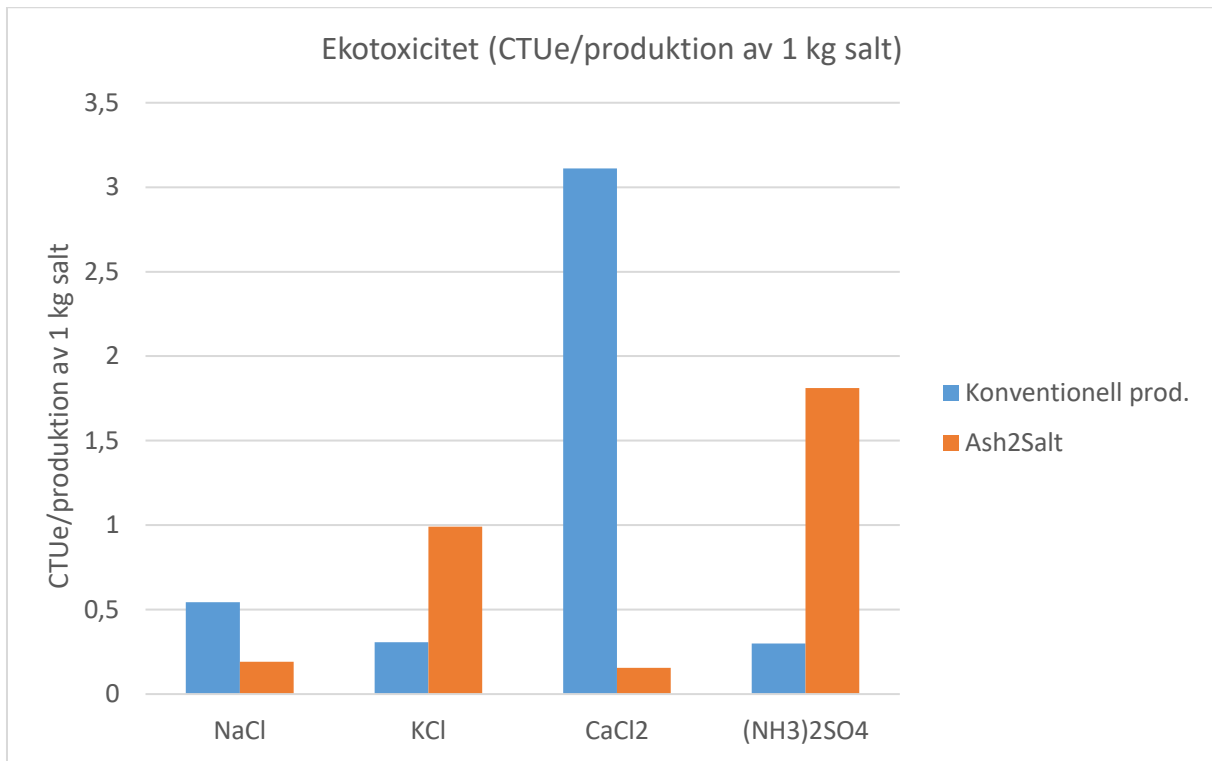
Tabell 13 Totala värden på resursförbrukning för produktion av salter, uttryckta i kg Sb-ekv/kg salt. Värden från konventionell produktion av salter har hämtats från ecoinvent.

Salt	Konventionell produktion	Producerad från Ash2Salt	Enhet
NaCl	7,84E-04	6,98E-05	kg Sb-ekv/kg salt
KCl	1,71E-03	3,60E-04	kg Sb-ekv/kg salt
CaCl ₂	3,77E-03	5,68E-05	kg Sb-ekv/kg salt
(NH ₃) ₂ SO ₄	2,03E-03	1,15E-03	kg Sb-ekv/kg salt

5.2.3 Ekotoxicitet

En jämförelse av utsläpp av ekotoxiska ämnen mellan de olika salterna och produktionssätten kan ses i Figur 12 nedan. För två av salterna, kaliumklorid och ammoniumsulfat, visar resultatet att ekotoxisk miljöpåverkan vid produktion av ett kg av respektive salt är högre för dem återvunna ur flygaska med Ash2Salt-processen. Detta beror delvis på att ekonomisk allokering tillämpats i denna LCA, vilket medför att kaliumklorid allokeras mer miljöpåverkan p.g.a. det

höga priset, samt att framställning av ammoniumsulfat kräver extra insatsmedel (i form av svavelsyra) jämfört med de andra salterna från Ash2Salt-processen. Både kalciumklorid och natriumklorid producerad ur avfallsflygaska understiger värden för ekotoxicitet jämfört med konventionellt producerade salter.



Figur 12 Jämförelse av ekotoxicitet från konventionell produktion av salter (blå) och salter producerade från Ash2Salt-processen (orange), uttryckt i CTUe/FE.

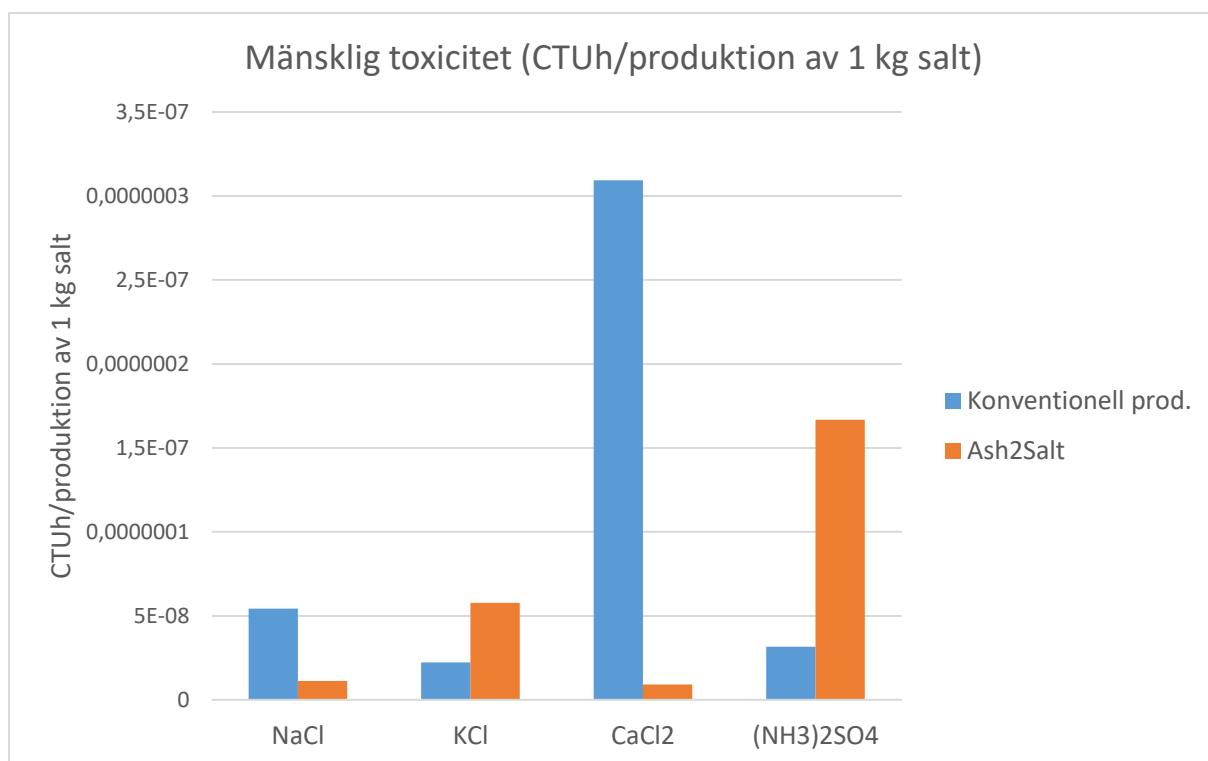
I Tabell 14 nedan redovisas värden för utsläpp av ekotoxiska utsläpp för produktion av 1 kg salt för respektive salt och produktionssätt uttryckt i CTUe/kg producerat salt.

Tabell 14 Totala värden på ekotoxicitet för produktion av salter, uttryckta i CTUe/kg salt. Värden för produktion av konventionella salter har hämtats från ecoinvent.

Salt	Konventionell produktion	Producerad från Ash2Salt	Enhet
NaCl	0,54	0,19	CTUe/kg salt
KCl	0,31	0,99	CTUe/kg salt
CaCl ₂	3,11	0,16	CTUe/kg salt
(NH ₃) ₂ SO ₄	0,30	1,81	CTUe/kg salt

5.2.4 Människlig toxicitet

Jämförelsen av utsläpp av toxiska ämnen skadliga för mänsklig hälsa fr produktion av 1 kg salt mellan de olika saltsorterna och produktionssätten redovisas i Figur 13 nedan. Resultaten visar ungefär liknande förhållanden emellan salterna som för jämförelsen av ekotoxicitet (se Figur 12 ovan).



Figur 13 Jämförelse av mänsklig toxicitet från konventionell produktion av salter (blå) och salter producerade från Ash2Salt-processen (orange), uttryckt i CTUh/FE.

I Tabell 15 nedan redovisas värden för utsläpp av toxiska ämnen som påverkar mänsklig hälsa för produktion av 1 kg salt för respektive salt och produktionssätt uttryckt i CTUh/kg producerat salt.

Tabell 15 Totala värden på mänsklig toxicitet för produktion av salter, uttryckta i CTUh/kg salt.

Salt	Konventionell produktion	Producerad från Ash2Salt	Enhet
NaCl	5,42E-08	1,12E-08	CTUh/kg salt
KCl	2,23E-08	5,77E-08	CTUh/kg salt
CaCl ₂	3,09E-07	9,10E-09	CTUh/kg salt
(NH ₃) ₂ SO ₄	3,16E-08	1,67E-07	CTUh/kg salt

5.3 Känslighetsanalyser

Eftersom livscykelanalysen innehåller en del förenklingar och antaganden har ett antal känslighetsanalyser utförts för att undersöka olika parametrars inverkan på slutresultatet. De känslighetsanalyser som genomförts i denna LCA är

- Förändring av transportavstånd mellan avfallsförbränningsanläggningen där flygaskan produceras och platserna där flygaskan behandlas
- Jämförelse av en alternativ konventionell produktionsprocess av kalciumklorid
- Användning av en alternativ allokeringsprincip för salterna som produceras ur flygaska med Ash2Salt-processen; allokering baserad på massa istället för ekonomisk allokering

5.3.1 Förändring av transportavstånd

I denna LCA gjordes antagandet att lokaliseringen av förbränningsanläggningen där flygaskan uppkom var placerad i Södertälje. Detta antagande användes endast vid beräkning av transportsträckor och baserades på ett viktat medelvärde av transportavstånden från de anläggningar som levererar flygaska till Ragn-Sells anläggning på Högbytorp. I resultaten i avsnitt 5.1 kan ses att lokaliseringen spelade stor roll för behandlingsprocesserna på Langöya (återfyllnad av kalkbrott) och i de tyska saltgruvorna då transportavståndet var avsevärt kortare till Högbytorp än till t.ex. Langöya i Norge.

Mot bakgrund av detta utfördes en känslighetsanalys med avsikt att undersöka hur slutresultatet påverkas av en förändring av transportavståndet från avfallsförbränningsanläggningen till platserna där behandlingsprocesserna av flygaska sker, alternativt transportavståndet mellan behandlingsplatsen och deponin (som i fallet för asktvätten). Analysen utfördes genom en procentuell förändring av transportavståndet mellan avfallsförbränningsanläggningen och platserna för behandlingsprocesserna för de processer som jämförts i denna LCA. Antagandet har testats för miljöpåverkanskategorin klimatpåverkan. Resultatet kan ses i Tabell 16 nedan.

Tabell 16 Resultatet för känslighetsanalysen för miljöpåverkanskategorin klimatpåverkan där transportavstånden ändrades med antingen $\pm 30\%$, $\pm 50\%$ eller $+100\%$. Inverkan på slutresultatet anges i % av totala klimatpåverkan av behandlingsprocesserna uttryckt i % av kg CO₂-ekv/FE.

	Förändring	Antal km	Inverkan på slutresultatet
Ash2Salt	+100%	75	+13,3%
Asktvätt	$\pm 50\%$	50	$\pm 22,3\%$
Deponi	+100%	75	+36,8%
Kalkbrott	$\pm 50\%$	282	$\pm 42,0\%$
Saltgruvor	$\pm 30\%$	400	$\pm 23,6\%$

I resultatet i Tabell 16 ovan ses att den modell av de undersökta processerna som påverkas mest av en förändring av transportavståndet är återfyllnad av ett kalkbrott på ön Langöya, där procentuellt sett transporten mellan avfallsförbränningsanläggningen och behandlingsplatsen är längst. För stabilisering av saltgruvor i Tyskland förändrades transportavståndet endast med 30 % för att den tänkta lokaliseringen fortfarande ska vara inom Sverige.

Transportavståndet för asktvättsscenarioet uppskattades för avståndet mellan förbränningsanläggningen, där asktvätten är lokaliserad, och deponin där den tvättade askan deponeras. Uppskattningen gjordes till 10 mil, dvs. deponin antas finnas i en närliggande stad. I denna känslighetsanalys testades avstånden 5 och 15 mil men påverkade endast slutresultatet för klimatpåverkanskategorin med 22 %, dvs. osäkerheten på det uppskattade avståndet hade inte stor inverkan på resultatet.

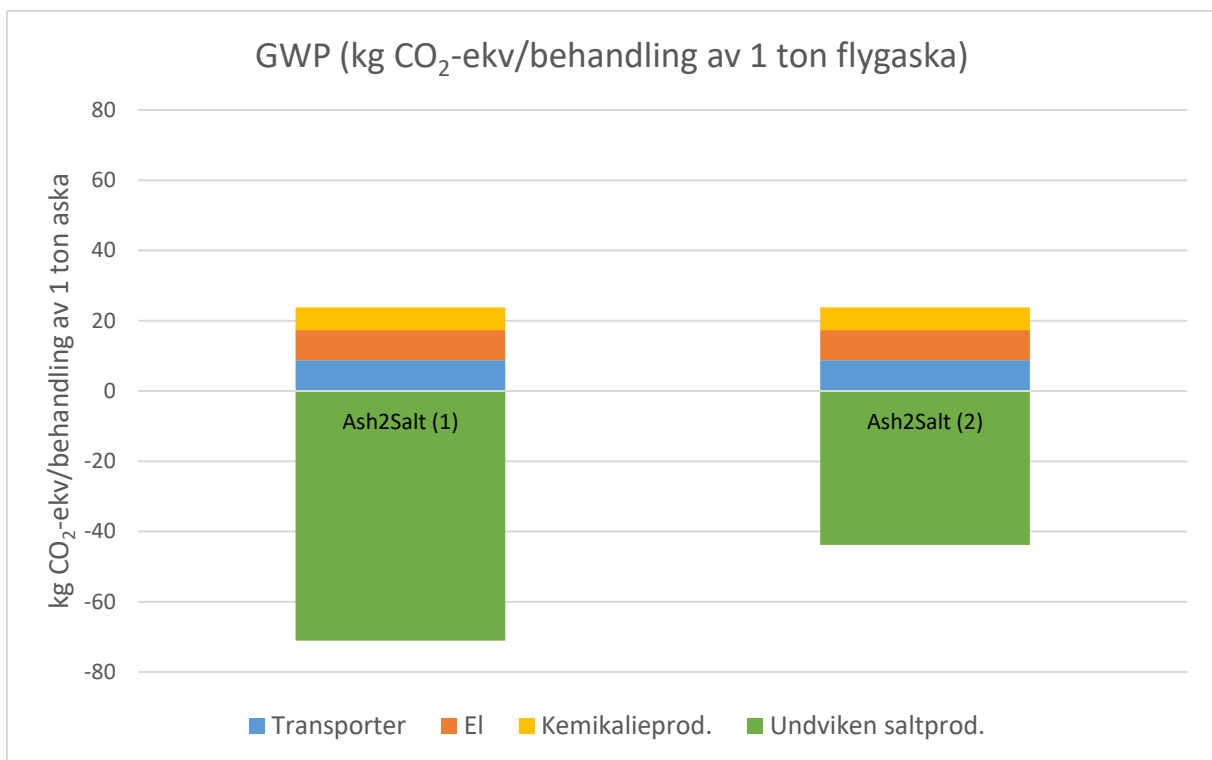
För Ash2Salt-processen och deponi av flygaska på Högbytorp testades känsligheten för transportavståndets inverkan på slutresultatet genom en ökning av avståndet på 100 %. Detta ledde endast till en ökning av växthusgasutsläpp på 13 % för Ash2Salt-processen, medan utsläppen för deponi på Högbytorp ökade med nästan 37 %. Detta resultat visar på att

transportavstånden för flygaskan för Ash2Salt-processen inte påverkar slutresultatet för klimatpåverkan lika mycket som för deponiprocessen på Högbytorp.

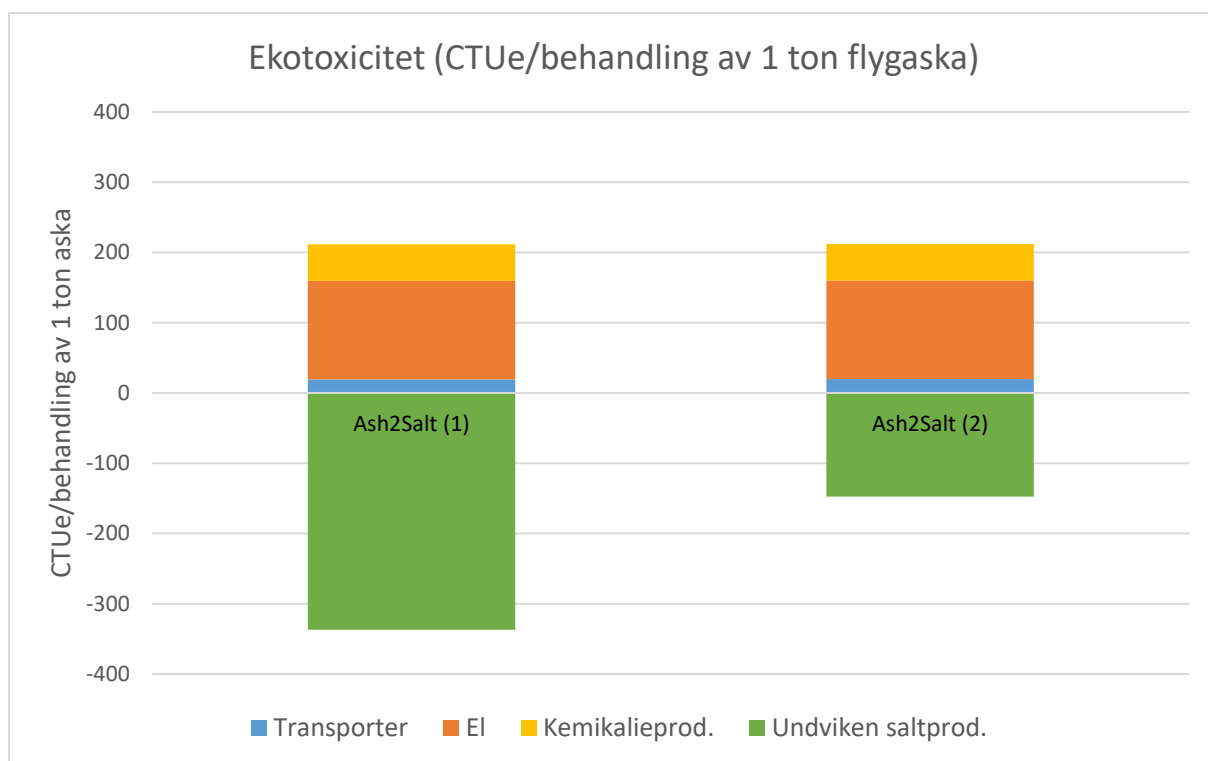
5.3.2 Alternativt produktionssätt av kalciumklorid

Ett viktigt antagande i denna LCA är att salter som produceras ur avfallsflygaska med Ash2Salt-processen ersätter konventionellt producerade salter. Vilka dessa konventionella produktionsprocesser är har antagits baserat på de vanligast förekommande produktionsätten samt tillgänglighet av livscykelanalyser för diverse saltsort i databasen ecoinvent. Vid förekomst av fler tillgängliga livscykelanalyser (som i fallet för kalciumkloridproduktion) testas här den alternativa produktionsprocessen för att analysera antagandets inverkan på slutresultatet.

Kalciumklorid kan produceras med ett flertal processer, men de processer med tillgängliga LCA-data på ecoinvent är produktion av kalciumklorid som biprodukt med Solvay-processen (vilken har antagits ersätta kalciumklorid i denna LCA) samt som biprodukt från epiklorhydrinproduktion av allylklorid. I Figur 14 och Figur 15 visas resultatet från känslighetsanalysen där en annan produktionsprocess av kalciumklorid antas ersätta den kalciumklorid som produceras med Ash2Salt-processen. Två miljöpåverkanskategorier har undersökts; klimatpåverkan samt ekotoxicitet.



Figur 14 Jämförelse av klimatpåverkan, uttryckt i kg CO₂-ekv/ton aska, från Ash2Salt-processen där antagandet om vilken produktionsprocess som ersätter kalciumklorid har alternerats. (1) motsvarar Solvay-processen och (2) motsvarar epiklorhydrinframställning. I båda processerna framställs kalciumklorid som biprodukt.



Figur 15 Jämförelse av ekotoxicitet, uttryckt i CTUe/ton aska, från Ash2Salt-processen där antagandet om vilken produktionsprocess som ersätter kalciumklorid har alternerats. (1) motsvarar Solvay-processen och (2) motsvarar epiklorhydrinframställning. I båda processerna framställs kalciumklorid som biprodukt.

I Figur 14 ovan kan ses att kalciumklorid som produceras med metod (2) har en mindre miljöpåverkan än metod (1). Detta leder till att det totala värdet för ekotoxicitet blir positivt, dvs. utsläppen av ekotoxiska ämnen är större för behandling av 1 ton aska med Ash2Salt-metoden än vad den undvikna produktionen av salter är. Resultatet visar att den beräknade miljönyttan med Ash2Salt-processen är beroende av valet av de produktionsprocesser som antas ersättas. För kategorin klimatpåverkan är dock det totala resultatet fortfarande negativt (se Figur 15). I Tabell 17 nedan presenteras värden för den totala miljöpåverkan i de två valda miljöpåverkanskategorierna.

Tabell 17 Totala värden på miljöpåverkan från behandling av 1 ton aska med Ash2Salt-processen, där två olika produktionsprocesser för kalciumklorid antas ersätta samma mängd kalciumklorid producerad ur flygaska.

	GWP [kg CO ₂ -ekv.]	Ekotox [CTUe]
(1) Solvay-processen	-47,3	-125,5
(2) Epiklorhydrinframst.	-20,0	64,5

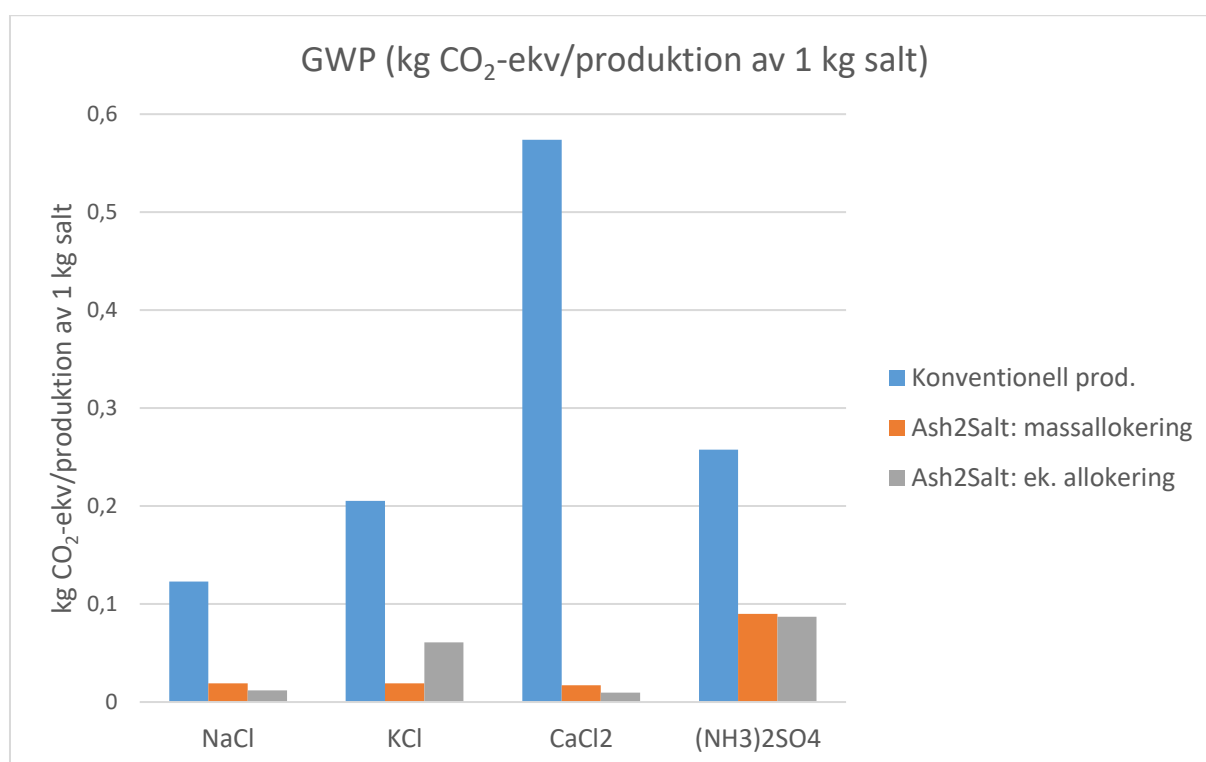
5.3.3 Fysisk allokering av salter

Med syfte att testa hur stor inverkan antagandet om ekonomisk allokering spelar in på beräkningen av miljöpåverkan från produktion av de diverse salterna genomfördes en känslighetsanalys där en alternativ allokeringsprincip testades. Istället för att allokera miljöpåverkan från saltutvinningen baserat på de respektive salternas priser allokerades istället

miljöpåverkan baserat på massförhållandena mellan de utvunna saltmängderna. Priserna som användes för den ekonomiska allokeringen, samt den mängd av respektive salt som produceras i Ash2Salt-processen redovisas i Tabell 18. De två olika allokeringsprinciperna undersöktes för två av de valda miljöpåverkanskategorierna; klimatpåverkan och ekotoxicitet. Resultatet från känslighetsanalysen kan ses nedan i Figur 16 och Figur 17.

Tabell 18 Priser och mängder av de salter som produceras ur flygaska med Ash2Salt-processen.

	Mängd (kg):	Pris [kr/ton]:
Natriumklorid	93	400
Kaliumklorid	39	2050
Kalciumklorid	188	350
Ammoniumsulfat	5	500

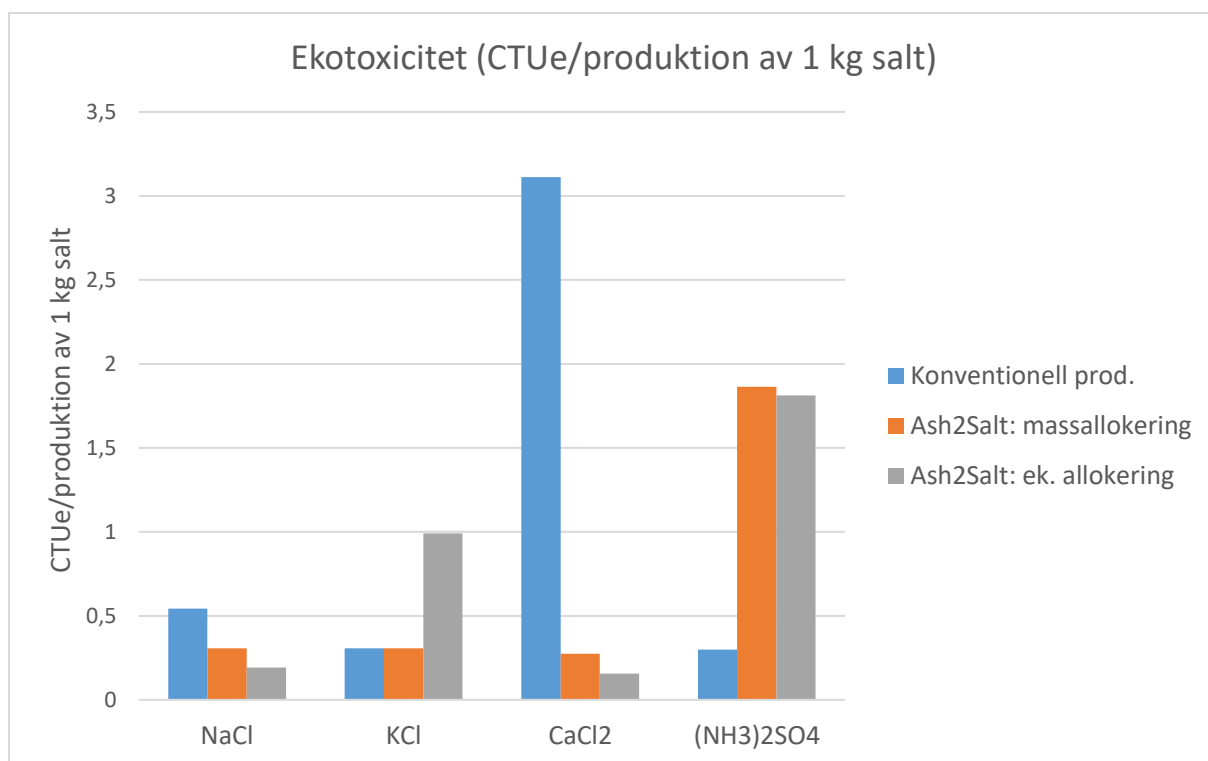


Figur 16 Jämförelse mellan konventionell produktion av salter, salter utvunna med Ash2Salt-processen baserat på massallokering samt ekonomisk allokering, uttryckta i kg CO₂-ekv/produktion av 1 kg salt.

I Tabell 19 nedan redovisas värden på klimatpåverkan för produktion av 1 kg salt för respektive produktionsprocess och allokeringsmetod.

Tabell 19 Värden för klimatpåverkan uttryckta i kg CO₂-ekv/kg salt för produktion av 1 kg salt på konventionellt sätt samt för Ash2Salt-processen där två olika allokeringsprinciper jämförs.

	Konv. prod.	Ash2Salt - Fys. allok.	Ash2Salt - ek. allok.	Enhet
Natriumklorid	0,12	0,02	0,01	kg CO ₂ -ekv
Kaliumklorid	0,21	0,02	0,06	kg CO ₂ -ekv
Kalciumklorid	0,57	0,02	0,01	kg CO ₂ -ekv
Ammoniumsulfat	0,26	0,09	0,09	kg CO ₂ -ekv



Figur 17 Jämförelse mellan konventionell produktion av salter, salter utvunna med Ash2Salt-processen baserat på massallokering samt ekonomisk allokering, uttryckta i CTUe/produktion av 1 kg salt.

I resultaten kan ses att både natriumklorid och kalciumklorid återvunnen ur flygaska har lägre miljöpåverkan än respektive konventionell metod oavsett val av allokeringsmetod. Detta beror främst på att salterna är billiga jämfört med kaliumklorid och att ammoniumsulfat kräver extra insatsmedel, samt att de framställs i större mängder i Ash2Salt-processen.

I jämförelsen av klimatpåverkan (se Figur 16) har produktionen av både kaliumkloriden och ammoniumsulfaten lägre utsläpp av växthusgaser. Skillnaden mellan den ekonomiska och fysiska allokeringen är större för kaliumklorid, vilket främst beror på att priset för kaliumklorid är mycket högre än för resterande salter vilket resulterar i högre utsläppsallokering. Detta kan även ses i resultatet för ekotoxicitet (se Figur 17 ovan). I Tabell 20 redovisas värden för ekotoxicitet för produktion av 1 kg salt för respektive produktionsprocess och allokeringsmetod.

Tabell 20 Värden för ekotoxicitet uttryckta i CTUe/kg salt för produktion av 1 kg salt på konventionellt sätt samt för Ash2Salt-processen där två olika allokeringsprinciper jämförs.

	Konv. prod.	Ash2Salt - Fys. allok.	Ash2Salt - ek. allok.	Enhet
Natriumklorid	0,54	0,31	0,19	CTUe
Kaliumklorid	0,31	0,31	0,99	CTUe
Kalciumklorid	3,11	0,28	0,16	CTUe
Ammoniumsulfat	0,30	1,86	1,81	CTUe

6 Diskussion

Ash2Salt-processen möjliggör recirkulering av rena produkter återvunna ur avfall tillbaka till samhället och medför även att askresten kan deponeras på en deponi för icke-farligt avfall. Mot bakgrund av detta utfördes denna livscykelanalys för att jämföra Ash2Salt-processen med dagens befintliga behandlingsprocesser och undersöka de eventuella miljöfördelarna med recirkulering av produkter ur ett livscykelperspektiv. Resultatet visade att för de fyra studerade miljöpåverkanskategorierna och som funktion av den valda funktionella enheten ”behandling eller kvittblivning av 1 ton aska” var Ash2Salt den processen med lägst miljöpåverkan för samtliga miljöpåverkanskategorier. Detta beror främst på att hänsyn tagits till det antagande att Ash2Salt-processen medför undviken produktion av konventionellt producerade salter, dvs. salter producerade ur flygaska med Ash2Salt-processen ersätter konventionellt producerade salter.

6.1 Förenklingar och antaganden

I livscykelanalysen har ett antal förenklingar och antaganden gjorts, vilket innebär att resultatet innehåller en viss grad av osäkerhet. En del av dessa har testats i känslighetsanalyser i avsnitt 5.3, men många antaganden bidrar trots det till en viss osäkerhet för resultatet. Resultatet ger dock en hänvisning till vilka processer och delprocesser som påverkar miljön mest för de miljöpåverkanskategorier som studerats i denna LCA.

Exempelvis har det antagits i denna LCA att de processer som har ett vattenreningssteg använder samma kemikalier i samma mängder som Ash2Salt-processen. I verkligheten är detta inte fallet utan olika tillsatser används för de olika processerna. Antagandet att kemikalieåtgången är detsamma för samtliga processer gjordes p.g.a. brist på tillgänglig data. Det ansågs dock som ett rimligt antagande i och med att syftet med vattenreningen ofta är att fälla ut tungmetaller samt att syftet med livscykelanalysen är att jämföra processerna med varandra.

6.2 Andra miljöpåverkanskategorier

De miljöpåverkanskategorier som valdes för denna livscykelanalys valdes tidigt i arbetsprocessen med målet att inkludera relevanta och intressanta aspekter av processernas miljöpåverkan. Under arbetets gång, när mer kunskap samlats om de olika processerna, har det framkommit att det sker utsläpp av ammoniak till vatten och luft från de olika processerna. Ammoniak tillsätts till rökgasreningen för att minska utsläppen av kväveoxid och tillsätts ofta i överskott vilket gör att flygaskans ammoniakinnehåll kan variera. Ammoniak är lösligt i vatten och utsläpp av ämnet påverkar därför samtliga behandlingsprocesser i och med att vatten tillsätts för tvätt av flygaskan eller tillsätts för härdning av flygaskan. Bedömningen gjordes i detta arbete att det inte rörde sig om stora mängder ammoniak och därför undersöktes inte heller de miljöpåverkanskategorier som påverkas av ammoniakutsläpp, dvs. övergödning samt försurning. En närmare kartläggning av ammoniakutsläpp från de studerade processerna hade varit intressant att undersöka och jämföra dess miljöpåverkan mellan de olika behandlingsprocesserna.

Andra miljöpåverkanskategorier som hade varit av intresse att vidare undersöka och jämföra är t.ex. vattenanvändning och markanvändning. De processer som studerats i denna LCA förbrukar olika mängd vatten och av olika anledningar; för tvätt av flygaskan men även för att förbättra materialegenskaperna vid deponering. I vissa av processerna är det även möjligt att återanvända vattnet i processen. P.g.a. brist på tillgänglig data kunde inte en jämförelse av vattenförbrukning genomföras i denna LCA.

En jämförelse av de olika processernas markanvändning hade även varit av intresse att jämföra. Detta beror på att två av processerna för behandling av flygaska (återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya samt stabilisering av saltgruvor i Tyskland) använder befintliga gruvor och brott som inte ursprungligen har bearbetats för behandlingen av flygaska, utan är ett resultat av tidigare gruvbrytning. För de processer där den behandlade askan läggs på deponi ovan jord är markanvändningen större då deponierna konstruerats med syfte att förvara avfall.

6.3 Systemgränser

Långtidseffekter från deponier har inte inkluderats i denna LCA. Detta beror främst på databrist samt att askan eller askblandningen är behandlad och därmed inte passar in i befintliga modeller av flygaska som läggs på deponi. För behandlingen på Langöya (återfyllnad av kalkbrott) och i de tyska saltgruvorna sägs det att kalkbrotten och saltgruvorna är täta samt att det inte finns något grundvatten på någon av platserna. Därmed kan inga föroreningar läcka samt transporteras vidare och förorena grundvatten. Ur LCA-synpunkt borde därför dessa modelleras som att inga utsläpp sker till miljön, vilket även gjorts i denna analys.

6.4 Alternativa saltproduktionsprocesser

En del antaganden som rör de producerade salterna ur flygaska från Ash2Salt-processen har även krävts för denna LCA. Det främsta antagandet är vilka konventionella produktionsprocesser som ersätts av salterna producerade ur flygaskan. Som tidigare nämnts baseras dessa val på tillgängliga livscykelanalyser samt hur vanlig produktionsprocessen är. Kalciumklorid är ett salt som kan produceras från många olika processer och ofta som en biprodukt vid framställning av andra kemiska ämnen. I t.ex. Helsingborg produceras en kalciumkloridlösning av Tetra Chemicals genom tillsats av saltsyra till kalksten (Tetra Chemicals, 2010). Sannolikheten för att denna produktionsprocess ersätts av den kalciumklorid som produceras ur flygaska med Ash2Salt-metoden är förmodligen större än den process som antagits i denna LCA (som biprodukt från Solvay-processen), men då en befintlig LCA för denna process saknas kunde inte produktionsprocesserna jämföras i denna studie.

En känslighetsanalys utfördes istället för en alternativ produktionsprocess av kalciumklorid, som biprodukt från epiklorhydrinframställning. Denna analys utfördes för att testa känsligheten i antagandet om vilken produktionsprocess som antas ersätta salterna producerade ur flygaska. Resultatet visade att för kategorin klimatpåverkan blir det totala värdet för Ash2Salt-processen fortfarande negativt, men för kategorin ekotoxicitet blev istället det totala värdet för Ash2Salt-processen positivt, vilket kan ses i Figur 14 och Figur 15. Detta beror främst på att för de två befintliga livscykelanalyserna har ekonomisk allokering utförts, där kalciumkloriden allokeras med 67 % av miljöpåverkan i Solvay-processen, medan i framställningen av epiklorhydrin allokeras endast 16,2 % av miljöpåverkan till produktionen av kalciumklorid.

6.5 Allokering

I denna LCA jämfördes även miljöpåverkan från konventionell produktion av salter med salter producerade från flygaska med Ash2Salt-processen med den funktionella enheten ”produktion av 1 kg salt”. En ekonomisk allokering gjordes av salterna från Ash2Salt-processen, men detta antagande testades även i en av känslighetsanalyserna genom att utföra en massbaserad allokering av salterna. För kategorin klimatpåverkan fick alla salterna producerade ur avfallsflygaska med Ash2Salt-processen lägre värden än för respektive konventionell produktionsprocess, med avseende på båda allokeringmetoderna. Värt att notera i livscykelanalysen över jämförelsen av saltproduktion är att för kalciumkloriden och ammoniumsulfaten jämförs saltlösningar (från Ash2Salt-processen) med fasta salter.

Vid allokering av miljöpåverkan av Ash2Salt-processen till salterna gjordes i denna LCA valet att endast allokera miljöpåverkan från saltutvinningsprocessen till de respektive salterna. Det är möjligt att även inkludera de tidigare delprocesserna (transport, asktvätt och vattenrening) och allokera dessa till salterna som produceras, men i denna LCA gjordes valet att allokera miljöpåverkan från dessa delprocesser till hanteringen av flygaska. Detta motiveras främst med att huvudsyftet för alla dessa processer som jämförs är att behandla ett avfall och ta hand om detta på deponi snarare än att framställa produkter. Trots att askan i sig är ett avfall och därmed inte har något ekonomiskt värde allokeras ändå miljöpåverkan till denna då syftet med processerna är just att behandla avfall. Utvinning av salter med Ash2Salt-processen anses istället vara ett sätt att hantera salthaltigt vatten som inte går att föra ut till en marin recipient då närhet till vatten saknas.

6.6 Avfallsförbränningens roll

I takt med att kapaciteten för avfallsförbränning i Sverige fortsätter att öka fram till år 2020 (Sahlin, 2016) medför detta även att mängden genererad flygaska förmodligen kommer att öka. Staffas et al (2016) slutsats från rapporten ”behandling och återvinning av outnyttjade resurser i flygaska från avfallsförbränning” lyder att ingen av dagens behandlingsmetoder är långsiktigt hållbara och att ett behov av en hållbar lösning snart är akut. Avsaknaden av en hållbar flygaskhantering i sin tur skapar problem för avfallets fortsatta roll som ett miljöriktigt bränsle i de svenska värme- och kraftvärmeverken.

Att avfall är ett miljöriktigt bränsle för fjärrvärmeproduktion är dock omdiskuterat. Förespråkare för avfallsförbränning i Sverige menar ofta att förbränning av avfallet ersätter deponering som alternativ behandlingsmetod och att behandling genom förbränning därmed ”lyfter” avfallet i avfallstrappan. Finnveden (2017) resonerar å andra sidan att delar av det material som går till avfallsförbränning istället hade kunnat återvinnas, och att förbränning på så vis ger ökade utsläpp. Oavsett resonemang ger avfallsförbränningen idag upphov till stora mängder aska som inte hanteras på ett långsiktigt hållbart sätt. Den gemensamma faktorn för behandlingsmetoderna idag är främst att flygaskan ska stabiliseras och sedan deponeras för att minska miljöpåverkan, medan man i ett LCA-perspektiv kan se att den allra minsta miljöpåverkan fås om man kan använda flygaskan som en resurs och recirkulera produkter ur askan istället för enbart deponering.

7 Slutsats

Målet med denna livscykelanalys har varit dels att jämföra miljöpåverkan från fem behandlingsprocesser för flygaska från avfallsförbränning med den funktionella enheten ”behandling eller kvittblivning av 1 ton aska” samt att jämföra miljöpåverkan från återvinning av fyra olika salter från en av behandlingsprocesserna (Ash2Salt-processen) med konventionellt producerade salter med den funktionella enheten ”produktion av 1 kg salt”. De fem behandlingsprocesserna som har jämförts med Ash2Salt-processen är asktvätt i anslutning till förbränningsanläggning med utsläpp av salter till havet, deponi efter stabilisering och solidifiering på Högbytorp, återfyllnad av ett nedlagt kalkbrott på ön Langöya i Oslofjorden samt stabilisering och återfyllnad av nedlagda saltgruvor i Tyskland. De fyra salterna som jämförts är natriumklorid, kaliumklorid, kalciumklorid och ammoniumsulfat.

Resultatet från jämförelsen av behandlingsprocesser för flygaska visade att Ash2Salt-processen hade lägst miljöpåverkan för de fyra valda miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan, resursförbrukning, ekotoxicitet och mänsklig toxicitet. Detta beror främst på att undviken produktion av konventionella salter har allokerats till processen eftersom processen möjliggör återvinning av salter. Den process som hade störst miljöpåverkan för de studerade miljöpåverkanskategorierna var stabilisering och återfyllnad av nedlagda saltgruvor i Tyskland. Detta beror främst på de långa transportavstånden.

Resultatet från jämförelsen av salter producerade ur avfallsflygaska med Ash2Salt-processen och konventionellt producerade salter visade att för två av miljöpåverkanskategorierna (klimatpåverkan och resursförbrukning) hade samtliga salter återvunna ur flygaska lägre miljöpåverkan än de konventionellt producerade. För de resterande två kategorierna (ekotoxicitet och mänsklig toxicitet) hade två av salterna, kaliumklorid och ammoniumsulfat, högre miljöpåverkan än de konventionella. Detta beror främst på att ekonomisk allokering användes samt att produktion av ammoniumsulfat kräver extra insatsmedel i form av svavelsyra vilket inte krävs för resterande salter. En känslighetsanalys utfördes där en massbaserad allokering av miljöpåverkan från saltåtervinningen tillämpades för miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan och ekotoxicitet. Vid tillämpning av massbaserad allokering fick kaliumkloriden lägre miljöpåverkan än vid ekonomisk allokering för båda kategorierna, medan miljöpåverkan för produktion av ammoniumsulfat inte påverkades nämnvärt av vilken allokeringssprincip som tillämpades.

En viktig slutsats man kan dra från denna studie är att den behandlingsmetod för flygaska där produkter kan återvinnas och recirkuleras till samhället hade klart lägst miljöpåverkan än jämfört med de befintliga behandlingsprocesser där det främsta syftet är att minska miljöpåverkan genom stabilisering och deponering. Detta möjliggör för en hållbar framtida lösning för hantering av flygaska då fler processer för återvinning av produkter ur flygaskan, trots högre andel insatsmaterial, kan ha lägre miljöpåverkan än befintliga processer om undviken produktion allokeras till processen för återvinning.

8 Vidare studier

De områden som har identifierats i denna livscykelanalys där det finns ett behov av vidare utveckling är att inkludera fler relevanta miljöpåverkanskategorier (t.ex. övergödning och vattenanvändning) samt att inkludera långtidseffekter av deponier för att på så sätt räkna in flygaskans hela livscykel. Då den behandlingsprocess som möjliggör återvinning av salter ur flygaska hade lägst miljöpåverkan i samtliga undersökta kategorier skulle det ur ett LCA-perspektiv även vara intressant att jämföra fler behandlingsprocesser där produkter kan återvinnas ur askan, exempelvis att jämföra metallåtervinning ur askan med saltåtervinning.

Som tidigare nämnts kan det även vara av intresse att utföra fler livscykelanalyser på konventionella saltproduktionsprocesser eftersom den undvikna saltproduktionen som allokeras till Ash2Salt-processen beror av vilka processer som antas ersättas av salterna. För att kunna bestämma den eventuella miljönyttan med att ersätta salt producerat från jungfruliga råvaror med återvunnet salt krävs tillgång på livscykelanalyser över fler saltproduktionsprocesser.

9 Referenser

- Ahlgren, S., Björklund, A., Ekman, A., Karlsson, H., Berlin, J., Börjesson, P., Ekvall, T., Finnveden, G., Janssen, M., Strid, I. (2015). "Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems – key issues and recommendations". *Biofuels, Bioprod. Bioref.* 9:606-619.
- Andersson, S., Karlfeldt Fedje, K., Wagner, M. (2016) "Lakning, zinkåtervinning och termisk behandling av avfallsflygaska". *Energiforsk rapport 2016:330*.
- Arm, M. (2003). "Mechanical properties of residues as unbound road materials". Doctoral thesis, Stockholm.
- Avfall Sverige (2005) "Avfall blir värme och el – en rapport om avfallsförbränning". RVF rapport 2005:02.
- Avfall Sverige (2011). [Elektronisk]. "Tekniken". Tillgänglig: <http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/tekniken/> [2017-03-10].
- Avfall Sverige (2016). "Svensk avfallshantering 2016".
- Baumann, H., Tillman, A-M. (2004) "The Hitch Hiker's guide to LCA". Studentlitteratur.
- Biototal (2014). [Elektronisk]. "Produkter för lantbruk – ammoniumsulfat". Tillgänglig: <http://www.biototal.se/lantbruk/ammoniumsulfat> [2017-05-19].
- Birgisdóttir, H., Bhandar, G., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H. (2007). "Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model". *Waste management* 27:8: S75-S84.
- Bourgault, G. (2016). "Implementation of impact assessment methods in ecoinvent 3.3".
- Doka, G. (2009) "Life cycle inventories of waste treatment services". Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2009.
- Doka, G. (2005). "Assessing long-term effects of municipal solid waste". Proceedings of the 1st BOKU Waste Conference 'Waste Management in the Focus of Controversial Interests' 4 – 6 April 2005, Vienna, Austria.
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., Finnveden, G. (2007) "What life-cycle assesment does and does not do in assessments of waste management". *Waste Management* 27:989-996.
- Finnveden (2017) "Avfallsförbränning – en klimatpolitisk gökunge" *NyTeknik*, 13 mars. Tillgänglig: <http://www.nyteknik.se/opinion/avfallsforbranning-en-klimatpolitisk-gokunge-6831387> [2017-05-31].
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. (2009) "Recent developments in Life Cycle Assessment". *Journal of Environmental Management* 91:1–21.
- Flyhammar, P. (2015). "Hantering av flygaska från avfallsförbränning. Dagens hantering och framtida vägval.". *Avfall Sverige Rapport 2015:27*.

Golsteijn, L. (2014). [Elektronisk]. "How to use USEtox characterisation factors in SimaPro". Tillgänglig: <https://www.pre-sustainability.com/how-to-use-usetox-characterisation-factors-in-simapro> [2017-05-23]. PRÉ Sustainability.

Hauschild, M., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margni, M., De Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R. (2013) "Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment". *Int J Life Cycle Assess* 18:683–697. DOI 10.1007/s11367-012-0489-5.

Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T. (2010). "Implementation of life cycle impact assessment methods". *ecoinvent report No. 3, v2.2*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

IPNI (International Plant Nutrition Institute) (u.å.a). "Nutrient source specifics – Potassium Chloride". *Faktablad om gödselmedel*.

IPNI (u.å.b). "Nutrient source specifics – Ammonium Sulfate". *Faktablad om gödselmedel*.

ISO 14040, (2006a). "Miljöledning – livscykelanalys – principer och struktur".

ISO 14044, (2006b). "Miljöledning – livscykelanalys – krav och vägledning".

K+S group (u.å.). [Elektronisk]. "Locations of underground waste disposal plants". Tillgänglig: http://www.ks-entsorgung.com/en/entsorgungswege/utd/standorte_utd.html [2017-04-11].

Klinglmair, M., Sala, S., Brandão, M. (2013). "Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues". *Int J Life Cycle Assess*, DOI 10.1007/s11367-013-0650-9.

Lindfors, L-G., Ekvall, T., Eriksson, E., Jelse, K., Rydberg, T. (2012) "The ILCD handbook in a nutshell – a brief analysis of the ILCD handbook and the Draft Guidance on Product Environmental footprint".

Miljömål.se (2016). [Elektronisk]. "Sveriges miljömål". Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/Miljomalen/> [2017-04-24].

Miljøstyrelsen (2015) "Sambehandling af RGA og scrubbevæske fra forbrændingsanlæg med HALOSEP processen". Miljøprojekt nr. 1648.

Nationalencyklopedin (u.å.) "Klor-alkaliprocessen". Tillgänglig: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/klor-alkaliprocessen> [2017-05-13].

NOAH AS. (2017a). [Elektronisk]. "Behandlingssted Langöya". Tillgänglig: <http://www.noah.no/for-kunder/behandlingssted/langoya/> [2017-04-26].

NOAH AS. (2017b). [Elektronisk]. "Fakta om Langöya". Tillgänglig: <http://www.noah.no/for-kunder/behandlingssted/langoya/fakta-om-langoya/> [2017-04-26].

NOAH AS. (2017c). [Elektronisk]. "Tidligst oppstart av deponiet i 2021". Tillgänglig: <http://brevik.noah.no/om-noah/prosess-2-mai/> [2017-04-27].

NOAH AS. (2017d). [Elektronisk]. "Slik behandler NOAH avfallet". Tillgänglig: <http://brevik.noah.no/om-deponiet/noahs-prosess/> [2017-04-27].

- NOAH AS. (2017e). [Elektronisk]. ”Utpumping av rensat vatten till hav”. Tillgänglig: <http://www.noah.no/utslipp-sjo/> [2017-05-02].
- Nordmark, D., Lindgren, E., Vamling, M., Lagerkvist, A. (2011) ”Processoptimering av asktvätt”. Avfall Sverige rapport 2011:03.
- van Oers, L., Guinée, J. (2016). ”The abiotic depletion potential: background, updates and future”. Resources 2016, 5, 16.
- van Oers, L., de Koning, A., Guinée, J.B., Huppes, G. (2002) ”Abiotic resource depletion in LCA”. Road and Hydraulic Engineering Institute, 25 juni 2002.
- Obersteiner, G., Binner, E., Mostbauer, P., Salhofer, S. (2007). ”Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data”. Waste management 27:8:S58-S74.
- Ore, S., Todorovic, J., Ecke, H., Grennberg, K., Lidelöv, S., Lagerkvist, A. (2007). ”Toxicity of leachate from bottom ash in a road construction”. Waste management 27:11:1626–1637.
- Ragn-Sells (2016). [Elektronisk]. ”Stockholm/Höbytorp”. Tillgänglig: <http://www.ragnsells.se/sv/Vad-vi-gor/Nagra-av-vara-anlaggningar/StockholmHogbytorp/> [2017-02-10].
- Ragn-Sells (2014). ”Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken”. Ändringsansökan, Ragn-Sells Heljestorp AB. Oktober 2014.
- Ragn-Sells (u.å.). Produktblad Ash2Salt-processen.
- Röös, E. (2013). ”Analysing the carbon footprint of food – insights for consumer communication”. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala 2013.
- Sahlin, J. (2016) ”Kapacitetsutredning 2016 – avfallsförbränning och avfallsmängder till år 2020”. Avfall Sverige rapport 2016:13
- SCB (2013). ”Askor i Sverige 2012”. Statistik utförd på uppdrag av Svenska Energiaskor.
- SGI (2015). [Elektronisk]. ”Geoteknisk stabilitetsutredning i jord”. Tillgänglig: <http://www.swedgeo.se/sv/vagledning-i-arbetet/ras--skred-och-slamstrommar/fran-inventering-till-atgard/stabilitetsutredning/> [2017-05-18].
- SLU (2016). [Elektronisk]. ”Vad är livscykelanalys?” Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/energi-teknik/forskning/lca/vadar/> [2017-02-08].
- Staffas, L., Karlfeldt Fedje, K., Pettersson, A., Johansson, I. (2016) ”Behandling och återvinning av outnyttjade resurser i flygaska från avfallsförbränning”. Energiforsk rapport 2016:327.
- Steenari, B-M., Zhao, D. (2010). ”Vattentvätt av flygaska från avfallsförbränning”. Waste Refinery rapport WR-17.
- Stenberg, G. (2016). ”Salt recovery from waste to energy incineration fly ash – a process based on evaporation of brine”. Master’s thesis, Chalmers University of Technology. Göteborg, Sweden.
- Svenska energiaskor (2010) ”PM Rökgasreningsrester till Langöya och saltgruvor”.

Svensk fjärrvärme (2016). [Elektronisk]. "Tillförd energi". Tillgänglig: <http://www.svenskfjarrvarme.se/Statistik--Pris/Fjarrvarme/Energitillforsel/> [2017-03-22].

Svensk fjärrvärme. (2015). [Elektronisk]. "Flygaska – vad är det och hur hanteras det?". Tillgänglig: <http://www.svenskfjarrvarme.se/Nyheter/Nyhetsarkiv/2015/Flygaska---vad-ar-det-och-hur-hanteras-det/> [2017-04-27].

Tetra Chemicals (2010). [Elektronisk]. "Limestone-hydrochloric acid process". Tillgänglig: http://www.tetrachemicalseurope.com/index.asp?page_ID=527 [2017-05-21].

UEV GmbH (u.å.). [Elektronisk]. "Waste disposal". Tillgänglig: <http://www.uev.de/en/waste-disposal.html> [2017-04-11].

Bilaga A: Beräkning av medeltransportavstånd

I Tabell A1 och A2 nedan presenteras transportavstånden mellan Ragn-Sells avfallsanläggning Högbytorp i Bro kommun och de förbränningsanläggningar som levererar sin flygaska till Ragn-Sells. Medeltransportavståndet är beräknat som ett viktat medelvärde av mängden flygaska samt transportavståndet från de anläggningar som redovisas i Tabell A1 och A2.

Tabell A1 Tabell över de förbränningsanläggningar som levererar flygaska till Ragn-Sells avfallsanläggning Högbytorp samt transportavstånd mellan dessa.

	Högdalen	Avesta	Brista	Enköping	Jordbro
Flygaska [ton]	47 430	1224	4131	765	6120
Avstånd [km]	52	120	31	41	68
[ton]*[km]	2 447 388	146 880	128 474,1	31 288,5	417 384

Tabell A2 Fortsättning av tabell över de förbränningsanläggningar som levererar flygaska till Ragn-Sells avfallsanläggning Högbytorp samt transportavstånd mellan dessa.

	Nynäshamn	Strängnäs	Uppsala	Bollnäs	Söderenergi
Flygaska [ton]	3060	1377	12 240	9180	44 370
Avstånd [km]	102	73	45	245	77
[ton]*[km]	312 120	99 832,5	545 904	2 249 100	3 394 305

Avstånden uppskattades med hjälp av Google Maps. Alla värden för de viktade avstånden summerades (9 772 676 ton*km), och dividerades sedan med den totala mängden flygaska (129 897 ton). Detta gav slutresultatet på det viktade medeltransportavståndet till 75,2 km.

Med vetskapen om att den största andelen av flygaskan levereras från söder om Stockholm gjordes antagandet att den fiktiva förbränningsanläggningen är lokaliserad i Södertälje. Från Södertälje beräknades sedan transportavstånden till ön Langöya i Norge och till saltgruvor i Tyskland, se Tabell A3 nedan. För den sistnämnda beräknades transportavståndet till saltgruvan Herfa-Neurode.

Tabell A3 Lista över de transportavstånd som använts i beräkningar i denna LCA.

	Avstånd [km]:
Högbytorp, SE	75,2
Langöya, NO	566
Herfa-Neurode, DE	1330

Bilaga B: Utlakningsbara ämnen i flygaska

I Tabell B1 nedan redovisas ett medelvärde av resultat från standardiserade laktest (L/S = 10) utförda av Ragn-Sells för ett flertal av de flygaskor som tas emot på Högbytorp från de olika förbränningsanläggningarna.

Tabell B1 Medelvärde av de laktest som utförts av Ragn-Sells för ett flertal av de flygaskor som tas emot på Högbytorp.

Ämne	[mg/kg TS]:
Cl	91 000
SO4	20 000
NH4-N	540
Sb	1,407
As	0,1562
Ba	32
Pb	270
F	58
Cd	0,1418
Ca	32 000
K	19 000
Co	<0,01
Cu	1,42
Cr	4,785
Mo	3,4
Na	21 000
Ni	<0,01
Se	0,166
Zn	31

Bilaga C: Inventeringsanalyser för de studerade askbehandlingsprocesserna samt val av ecoinvent-data

I denna bilaga listas delar av de inventeringsanalyser som genomförts för respektive behandlingsprocess som studerats i denna LCA. Alla data som har använts i analysen kan inte redovisas p.g.a. sekretess.

Ash2Salt-processen

I Tabell C1 nedan listas delar av de indata som använts vid beräkning av processens miljöpåverkan i denna LCA, samt de data från LCA-databasen ecoinvent som har använts. Alla data kan inte redovisas p.g.a. sekretess, markerade med "x" i tabellerna nedan, och baseras på information från EasyMining samt en konfidentiell budgetoffert.

Tabell C1 Inventeringsanalys över Ash2Salt-processen.

	Enhet	Antal	ecoinvent-data	Referens (ecoinvent)
Transport - flygaska	km	75,2	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6, RER	([System], 2014a)
Lastmaskin inom området	h	x	machine operation, >=74,57 kW, steady-state, GLO	(Menard, 2013)
Elförbrukning	kWh	x	market for electricity, medium voltage, SE	(Treyer, 2015a)
Svavelsyra	kg	x	market for sulfuric acid (100%), GLO	([System], 2011a)
NaOH	kg	x	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state, GLO	(Parada Tur, 2011)
NaHS	kg	0,11	market for sodium hydrosulfide, GLO	([System], 2012)
FeCl3	kg	0,12	market for iron (III) chloride, without water, in 40% solution state, GLO	([System], 2011b)
Flockulant	kg	6,77E-04	market for polyacrylamide, GLO	([System], 2014c)
Natriumklorid	kg	93,2	sodium chloride production, powder, RER	(Hischier, 2010)
Kaliumklorid	kg	39,1	potassium chloride production, RER	(Nemecek, 2010)
Kalciumklorid	kg	87,7	calcium chloride, soda production, solvay process, RER	(Osses, 2010)
Kalciumklorid	kg	87,7	epichlorohydrin production from allyl chloride, RER	(Chudacoff, 2010)
Ammoniumsulfat	kg	5,08	ammonium sulfate production, RER	(Heil, 2010)

Asktvätt i anslutning till avfallsförbränningsanläggning

Förbrukningstalen för behandlingsprocessen för asktvätt är delvis baserade på samma budgetoffert som för Ash2Salt-processen och kan därför ej heller redovisas i detalj. I Tabell C2 nedan redovisas delar av de data som använts i modellen av processen.

Tabell C2 Inventeringsanalys över asktvätsprocessen.

	Enhet	Antal	ecoinvent-data	Referens (ecoinvent)
Elförbrukning	kWh	50	market for electricity, medium voltage, SE	(Treyer, 2015a)
NaOH	kg	x	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state, GLO	(Parada Tur, 2011)
NaHS	kg	0,11	market for sodium hydrosulfide, GLO	([System], 2012)
FeCl3	kg	0,12	market for iron (III) chloride, without water, in 40% solution state, GLO	([System], 2011b)
Flockulant	kg	6,77E-04	market for polyacrylamide, GLO	([System], 2014b)
Transport - aska till deponi	km	100	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6, RER	([System], 2014a)

I Tabell C3 nedan listas de halter av utsläpp som antas ske till marin recipient från vattenreningsanläggningen för behandlingsprocessen för asktvätt, samt de karakteriseringsfaktorer som använts vid miljöpåverkansbedömningen.

Tabell C3 Tabell över de utsläpp som antas ske till marin recipient från asktvätsprocessen, samt karakteriseringsfaktorer för respektive ämne.

Ämne	Enhet	Halt	CF, Ekotoxicitet [CTU]	CF, Mänsklig toxicitet [CTU]
As	kg/m ³	1,00E-05	15 200	2,77E-02
Pb	kg/m ³	5,00E-06	375	1,20E-04
Cd	kg/m ³	5,00E-07	9710	4,28E-04
Cu	kg/m ³	3,00E-05	55 200	8,63E-07
Cr	kg/m ³	4,00E-05	1290	3,03E-09
Hg	kg/m ³	5,00E-07	22 100	1,43E-02
Ni	kg/m ³	5,00E-05	14 900	4,04E-05
Zn	kg/m ³	5,00E-05	38 600	1,28E-03

Stabilisering, solidifiering och deponi på Högbytorp

I Tabell C4 nedan redovisas delar av de data som använts vid beräkning av miljöpåverkan för den befintliga behandlingsprocessen på Högbytorp. Alla data som använts i denna LCA kan inte redovisas p.g.a. sekretess.

Tabell C4 Inventeringsanalys över den befintliga behandlingsprocessen på Högbytorp.

	Enhet	Antal	ecoinvent-data	Referens (ecoinvent)
Transport - flygaska	km	75,2	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6, RER	([System], 2014a)
Transport - stabiliseringsmaterial	km	x	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6, RER	([System], 2014a)
Elförbrukning	kWh	x	market for electricity, medium voltage, SE	(Treyer, 2015a)
Transport inom deponin (diesel)	l	0,9	diesel, burned in building machine	(Kellenberger, 2010)

Återfyllnad av kalkbrott på ön Langöya

Data som använts i modellen över behandlingsprocessen på Langöya är främst uppskattade utifrån andra behandlingsprocesser (Ash2Salt och Högbytorp) då tillgängliga data har saknats. I Tabell C5 redovisas delar av de data som använts vid beräkning av miljöpåverkan från behandlingsprocessen.

Tabell C5 Inventeringsanalys över askbehandlingsprocessen som sker på Langöya av företaget NOAH AS idag.

	Enhet	Antal	ecoinvent-data	Referens (ecoinvent)
Transport - flygaska	km	563	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6, RER	([System], 2014a)
Transport - färja till Langöya	km	3	transport, freight, inland waterways, barge, RER	(Spielmann, 2010a)
Transport - Restsyra från KRONOS Titan	km	70	transport, freight, inland waterways, barge tanker, RER	(Spielmann, 2010b)
Elförbrukning	kWh	19,5	market for electricity, medium voltage - NO	(Treyer, 2015b)
NaOH	kg	x	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state, GLO	(Parada Tur, 2011)
NaHS	kg	0,11	market for sodium hydrosulfide, GLO	([System], 2012)
FeCl3	kg	0,12	market for iron (III) chloride, without water, in 40% solution state, GLO	([System], 2011b)
Flockulant	kg	6,77E-04	market for polyacrylamide, GLO	([System], 2014b)

I Tabell C6 nedan redovisas de medelutsläpp som sker till hav från vattenreningsanläggningen på Langöya, samt de karakteriseringsfaktorer som använts vid miljöpåverkansbedömningen.

Tabell C6 Tabell över de medelutsläpp som sker till marin recipient från processen på Langöya, samt karakteriseringsfaktorer för respektive ämne.

Ämne	Enhet	Mängd	CF, Ekotoxicitet [CTU]:	CF, Mänsklig toxicitet [CTU]:
As	kg	2,07E-06	15 200	2,77E-02
Cd	kg	6,42E-06	9710	4,28E-04
Cr	kg	9,10E-07	1290	3,03E-09
Ni	kg	1,83E-06	14 900	4,04E-05
Pb	kg	2,77E-06	375	1,20E-04
Hg	kg	2,38E-08	22 100	1,43E-02

Stabilisering av gamla saltgruvor i Tyskland

I Tabell C7 nedan listas de data som använts vid beräkning av miljöpåverkan för behandlingsprocessen där flygaska används för stabilisering av gamla saltgruvor i Tyskland. Data är delvis baserat på tidigare beskrivna behandlingsprocesser samt inventering av materialåtgång för dammlika avfall i Doka (2009).

Tabell C7 Inventeringsanalys över behandlingsprocessen för stabilisering av gamla saltgruvor i Tyskland.

	Enhet	Antal	ecoinvent-data	Referens (ecoinvent)
Transport - flygaska	km	1330	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6, RER	([System], 2014a)
Elförbrukning	kWh	16,3	market for electricity, medium voltage - DE	(Treyer, 2015c)
LDPE plast	kg	5,16	market for packaging film, low density polyethylene - GLO	(Bourgault, 2011a)
Sågtimmer	m ³	0,0132	market for sawnwood, softwood, raw, dried (u=10%) - RER	(Treyer, 2013)
Tegel	kg	7,73	market for clay brick - GLO	([System], 2011c)
Murbruk	kg	0,62	market for cement mortar - RoW	(Bourgault, 2011b)
Anhydrit	kg	1,28	market for anhydrite - GLO	([System], 2011d)
Gips	kg	1,90	market for plaster mixing - GLO	([System], 2011e)

Referenser

Bourgault, G. (2011a) market for packaging film, low density polyethylene, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Bourgault, G. (2011b) market for cement mortar, RoW, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Chudacoff, M. (2010) epichlorohydrin production from allyl chloride, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Doka, G. (2009) "Life cycle inventories of waste treatment services". Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2009.

Heil, A. (2010) ammonium sulfate production, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Hischier, R. (2010) sodium chloride production, powder, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Kellenberger, D. (2010) diesel, burnt in building machine, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Menard, J-F. (2013) machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, steady-state, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Nemecek, T. (2010) potassium chloride production, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Osses, M. (2010) soda production, solvay process, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Parada Tur, S. (2011) market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Spielmann, M. (2010a) transport, freight, inland waterways, barge, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Spielmann, M. (2010b) transport, freight, inland waterways, barge tanker, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2011a) market for sulfuric acid, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2011b) market for iron (III) chloride, without water, in 40% solution state, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2011c) market for clay brick, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2011d) market for anhydrite, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2011e) market for plaster mixing, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2012) market for sodium hydrosulfide, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2014a) transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6, RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

[System]. (2014b) market for polyacrylamide, GLO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Treyer, K. (2013) market for sawnwood, softwood, raw, dried (u=10%), RER, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Treyer, K. (2015a) market for electricity, medium voltage, SE, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Treyer, K. (2015b) market for electricity, medium voltage, NO, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Treyer, K. (2015c) market for electricity, medium voltage, DE, APOS, ecoinvent database version 3.3.

Bilaga D: Tillåtna utsläppsgränsvärden för utgående vatten från vattenreningsanläggning

I Tabell D1 nedan redovisas gränsvärden för maximalt tillåtna utsläpp av föroreningar i vatten som släpps ut från vattenreningsanläggningar till Göta Älv för Ragn-Sells avfallsanläggning i Heljestorp. Dessa gränsvärden anses representativa för tillåtna gränsvärden och har använts som utsläppsvärden från vattenreningsanläggning för behandlingsprocessen asktvätt med utsläpp av salthaltigt vatten till marin recipient.

Tabell D1 Tabell över maximalt tillåtna gränsvärden för utsläpp av föroreningar i vatten från vattenreningsanläggning för Ragn-Sells avfallsanläggning i Heljestorp (Ragn-Sells, 2014).

Ämne	Halt [mg/l]
Arsenik	0,01
Bly	0,005
Kadmium	0,0005
Koppar	0,03
Krom	0,04
Kvicksilver	0,0005
Nickel	0,05
Zink	0,05
BOD ₇	10
TOC	100
Sum cancerogena PAH16	0,01
Sum övriga PAH16	0,2
Oljeindex	3
NH ₄ -N	10
Tot-N	25
Tot-P	0,5
Susp	50

Referenser

Ragn-Sells (2014). ”Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken”. Ändringsansökan, Ragn-Sells Heljestorp AB. Oktober 2014.

Bilaga E: Beräkning av medelutsläpp från vattenreningsanläggning på Langöya

I Tabell E1 nedan listas de ackumulerade utsläppsvärdena som NOAH redovisar månatligen. I denna LCA har ett medelvärde beräknats för utsläppen under det senaste året (mars 2016 till februari 2017) för att inkludera skillnaderna över året.

Tabell E1 Redovisning av ackumulerade värden för utsläpp, samt beräkning av medelvärden av utsläpp som sker till Oslofjorden från vattenreningsanläggningen på Langöya (NOAH.no, 2017e).

	As [g/år]	Cd [g/år]	Cr [g/år]	Ni [g/år]	Pb [g/år]	Hg [g/år]	PAH (16) [g/år]	PFOS [g/år]	PFOA [g/år]	6:2 FTS [g/år]	N [kg/år]
feb-17	176	436	58	504	292	3	4	0	0	0	5750
jan-17	87	216	28	182	123	1	2	0	0	0	2792
dec-16	844	2728	375	683	1049	9,72	19,87	1,37	1,37	1,99	24 059
nov-16	844	2728	375	683	1049	9,72	19,87	1,37	1,37	1,99	24 059
okt-16	844	2728	375	683	1049	9,72	19,87	1,37	1,37	1,99	24 059
sep-16	844	2728	375	683	1049	9,72	19,87	1,37	1,37	1,99	24 059
jun-16	821	2490	368	642	1024	9,48	19,24	1,33	1,33	1,92	23 410
maj-16	735	2216	324	585	981	7,63	17,18	1,19	1,19	1,17	20 897
apr-16	574	1611	254	478	901	6,09	13,32	0,92	0,92	1,31	15 896
mar-16	428	1384	199	380	802	5,22	9,81	0,7	0,7	0,99	11 824
Medelvärde	619,7	1926,5	273,1	550,3	831,9	7,13	14,503	0,962	0,962	1,335	17 680,5

Referenser

NOAH AS. (2017e). [Elektronisk]. "Utpumping av rensat vann til hav". <http://www.noah.no/utslipp-sjo/>, använd 2017-05-02.

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
pdf.fil: www.slu.se/energiogteknik

SLU
Department of Energy and Technology
P. O. Box 7032
SE-750 07 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000