

Tekniska, ekonomiska och miljömässiga förutsättningar för landfill mining

– En fallstudie vid NSR:s pilotutgrävning av Biocellreaktor 2001

Samuel Svensson

Examensarbete 2017

Miljö- och Energisystem

Institutionen för Teknik och samhälle

Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

**Tekniska, miljömässiga och ekonomiska förutsättningar för
landfill mining**

En fallstudie vid NSR:s pilotutgrävning av Biocellreaktor 2001

Samuel Svensson

Examensarbete

September 2017

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn Examensarbete
	Utgivningsdatum Juni 2017
	Författare Samuel Svensson

Dokumenttitel och undertitel

Tekniska, miljömässiga och ekonomiska förutsättningar för landfill mining

- En fallstudie av NSR:s pilotutgrävning av Biocellreaktor2001

Sammandrag

Nyckelord

Deponigas, Deponiåtervinning, Pilotstudie, Torkning, Metanutsläpp, Miljö, Landfill Mining, Plockanalys, Prestanda

Sidomfång 105	Språk Svenska	ISRN LUTFD2/TFEM--17/5126--SE + (1-105)
------------------	-------------------------	--

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document Master thesis
	Date of issue June 2017
	Authors Samuel Svensson

Title and subtitle

Technical, environmental and economic fundamentals for landfill mining
 - A case study of the pilot excavation of Bicellsreactor2001

Abstract

In a global effort to reduce the human impact on the environment researchers and companies are looking into the prospect to extract valuable resources from discarded waste stacked up in landfills all over the world. Through excavating old landfills (also called: Landfill Mining) greenhouse gas emissions can be avoided, important resources recovered and at the same time reduce pollutants and provide some companies with a way to make monetary profit. Landfill mining has been around for the last 40 years in varying extents but its only recently that focus has been turned to global gas emissions and the extracting of resources. This study is based on a pilot excavation of a landfill in Sweden where the technical, economic and environmental aspects have been investigated.

According to the results, efficient sorting can be achieved using simple sorting gear and drying of excavated waste can reduce weight which have a positive effect on the costs. An investigation of greenhouse gas emissions from the excavation shows that methane confined in the soil will not account for any dominant amount in relation to the entire landfill mining process. The investigation into the economic and environmental aspects shows that the profitability is entirely dependent on the quality and usability of the unearthed soil and the emissions of greenhouse gases will vary from an insignificant to a small decrease in emissions.

Keywords

Case Study, Deponigas, Drying, Environment, Landfill Mining, Methane emissions, Picking analysis

Number of pages 105	Language Svenska	ISRN LUTFD2/TFEM--17/5126--SE + (1-105)
-------------------------------	----------------------------	---

Förord

Detta examensarbete utfördes på Filbornadeponin i Helsingborg under perioden januari 2017-juni 2017 och utgör den avslutande delen av min civilingenjörsutbildning inom Ekosystemteknik med inriktning Miljösystem vid Lunds Tekniska Högskola (LTH). Arbetet syftar till att undersöka de tekniska, ekonomiska och miljömässiga förutsättningarna för landfills mining i allmänhet men Biocellreaktor2001 i synnerhet.

Jag vill rikta ett extra stort tack till Eric Rönnols, min handledare på NSR för ett stort engagemang och för möjligheten att vara delaktig i ett stort antal varierande uppgifter. Jag vill även tacka Håkan Ohlsson vars hjälp på anläggningen gjorde examensarbetet möjligt. Ett stort tack går även ut till alla på anläggningen som skjutsat mig, lånat ut nycklar, öppnat dörrar eller hjälpt mig på annat sätt.

Från Linköpings Universitet vill tacka min handledare Nils Johansson som kommit med avgörande kommentarer och stöd. Niclas Svensson för all hjälp med modelleringen och besöket i Linköping och Joakim Krook vars inledande engagemang som gjorde examensarbetet möjligt.

Slutligen vill jag självklart tacka min huvudhandledare Charlotte Malmgren för oräkneliga kommentarer och intensiva handledningar samt Charlotte Retzner för sin expertis.

Innehållsförteckning

1	Inledning	9
1.1	Bakgrund	9
1.2	Pågående forskningsprojekt	10
1.3	Syfte och frågeställningar	10
1.4	Avgränsningar	11
1.5	Disposition	11
2	Metod	13
2.1	Generell metod	13
2.2	Metod för litteraturstudien	14
2.3	Metod för fallstudien	15
2.3.1	Utgrävning	16
2.3.2	Siktning och sortering	17
2.3.3	Behandling	19
2.4	Modell för beräkning av ekonomisk- och miljömässig prestanda	21
2.4.1	Modellutveckling	21
2.4.2	Modellförutsättningar	24
2.5	Ekonomisk analys	24
2.6	Miljöanalys	24
2.6.1	LCA-metoden	25
2.6.2	Systemgränser och funktionell enhet	25
2.6.3	Systemexpansion och allokering	25
2.7	Scenariokonstruktion och inputdata	26
2.7.1	Triangulering	26
3	Litteraturstudien	27
3.1	Avfallshantering	27
3.1.1	Deponering	28
3.1.2	Miljöeffekter från deponering	29
3.1.3	Deponeringsförbud och Deponiskatt	31
3.2	Landfill Mining	32
3.2.1	Lagstiftning	32
3.2.2	Institutionella hinder	33
3.2.3	Drivkrafter	33
3.2.4	Ekonomi bakom Landfill Mining	34

3.2.5	Positiv miljöpåverkan vid Landfill Mining	34
3.2.6	Negativ miljöpåverkan vid Landfill Mining	35
3.3	Materialindelning	36
3.3.1	Bränslefraktionen	36
3.3.2	Jordfraktionen	37
3.3.3	Metaller	38
3.3.4	Materialsammansättning vid tidigare LFM-projekt	39
3.4	Tidigare resultat för BCR1	40
3.5	Landfill mining – Praktiken	41
3.6	Filborna och Biocellreaktor 2001	43
3.6.1	Biocellreaktortekniken	44
3.6.2	Biocellreaktor 2001	45
3.6.3	Drivkrafter för NSR	46
4	Fallstudien	47
4.1	Pilotprojektet	47
5	Resultat och analys: fallstudien	49
5.1	Utgrävning	49
5.1.1	Dagböcker	49
5.1.2	Metanmätning vid utgrävning	49
5.1.3	Analys av resultaten – utgrävning	49
5.2	Siktning och sortering	50
5.2.1	Plockanalys på bränslefraktionen	50
5.2.2	Tvätt av bränslefraktionen	51
5.2.3	Bränsleprov	52
5.2.4	Torkning- och siktningseffektivitet	53
5.2.5	Analys – siktning och sortering	53
5.3	Behandling	55
5.3.1	Kemisk analys	55
5.3.2	Handsikt	56
5.3.3	Temperaturmätning i jord- respektive bränslefraktionen	57
5.3.4	Analys av resultaten – behandling	57
5.4	Modellförutsättningar – materialsammansättning och deponigas	58
5.4.1	Materialsammansättning	58
5.4.2	Deponigas	59
5.4.3	Analys av resultat – Materialsammansättning och deponigas	60

5.5	Användning i modellen	61
6	Scenarierna	63
6.1	Antaganden och utformning.....	63
6.2	Lågkostnadsscenario	65
6.3	Högekostnadsscenario.....	65
6.4	Referensscenario	68
7	Resultat och analys: ekonomisk och miljömässig prestanda	69
7.1	Ekonomisk prestanda	69
7.1.1	Analys av resultaten – ekonomisk prestanda	70
7.1.2	Analys av kritiska faktorer	71
7.1.3	Jämförelse med tidigare studier	72
7.2	Miljömässig prestanda.....	74
7.2.1	Analys av miljömässiga beräkningar	75
7.2.2	Jämförelse med tidigare studier	76
8	Diskussion.....	77
8.1	Frågeställningarna	77
8.2	Avslutande diskussion.....	81
9	Slutsatser.....	83
10	Referenser	84
	Bilagor.....	89

Förkortningar:

VU – Verksamhetsutövare

LFM – Landfill Mining

NSR – Nordvästra Skånes Renhållning

LiU – Linköpings Universitet

BCR – Biocellreaktor

BCR1 – Biocellreaktor 2001 (den biocellreaktor som undersöktes i projektet)

LSA – Lag om Skatt på Avfall (1999:673)

KRT-box – Kombireaktorteknik box. En byggnad av betong med ventilationsmöjligheter.

1 Inledning

Det första kapitlet inleds med en kort bakgrund (kap 1.1) och genomgång av forskningsprojektet (kap 1.2) inom vilket detta arbete är en del. Följer gör syfte och frågeställningar (kap 1.3) och avgränsningar (kap 1.4). Slutligen presenteras arbetets disposition (kap 1.5) och en genomgång av relevant terminologi (kap 1.6).

1.1 Bakgrund

I takt med att planeten utsätts för allt större miljömässiga utmaningar och minskande resurstillgångar (Rockström et al., 2009) blir arbetet med att styra samhällen mot en mer hållbar utveckling allt viktigare. Som en del i detta arbete har EU-kommissionen i sitt dokument *Roadmap for a Resource Efficient Europe* utformat en målsättning om att: Avfall ska behandlas som en resurs. Att återvinning och återanvändning ska bli ekonomiskt attraktiva alternativ. Att energiåtervinning är begränsat till icke-återvinningsbara material och att material som kan återvinnas inte längre ska deponeras (Europeiska Kommissionen, 2011).

EU har beslutat att medlemsländerna ska utgå från den så kallade avfallshierarkin i lagstiftning och politik inom avfallsområdet. I avfallshierarkin är förebyggande arbete högst prioriterat, följt av: återanvändning, materialåtervinning, annan återvinning och slutligen deponering (Naturvårdsverket, 2016).

Både i historisk och modern tid har deponering varit det vanligaste sättet att göra sig av med avfall. Uppskattningsvis finns det mellan 150 000 och 500 000 avslutade och pågående deponier bara inom EU (Hogland et al., 2011). Idag vet vi dock att deponering är en bortskaffningsmetod som innebär problem, både lokala i form av bland annat utsläpp av metaller men även för samhället i stort i form av exempelvis utsläpp av växthusgaser och slöseri med resurser som hamnar i deponierna (Daskalopoulos et al., 1997; Flyhammar, 1997; Sormunen et al., 2008).

Det är mot bakgrund av dessa utsläpp och förlorade resurser som begreppet landfill mining (LFM) är intressant. Konceptet att en deponi helt eller delvis grävs upp och att material i deponin antingen material- eller energiåtervinnas är ett tänkbart sätt att förflytta avfall uppåt i avfallshierarkin från ”deponering” till ”materialåtervinning” och ”annan återvinning”. På detta sätt kan deponier vilka idag är en stor kostnad för samhället potentiellt förvandlas till en betydande källa av resurser och energi. Trots detta har resursaspekten av LFM fått förhållandevis lite uppmärksamhet i litteratur (Krook et al., 2012). LFM i sin helhet är fortfarande på forskningsnivå där arbetet ofta sker i form av mindre pilotprojekt där ekonomiska och miljömässiga förutsättningar testas (Karlsson och Åslund., 2014).

Nils Johansson (2016) efterfrågar i sin avhandling dokumentering och analyser från LFM-projekt som täcker olika typer av deponier. Detta skulle medföra en bättre grund för beslutsfattare att bedöma huruvida LFM är intressant. Projekten bör analyseras utifrån tillgänglig teknik, ekonomisk lönsamhet och en miljömässig prestanda. Detta arbete är en fallstudie på ett sådant projekt där en specifik typ av deponi; en bicellreaktor, utvärderas för att fördjupa den tekniska, miljömässiga och ekonomiska kunskapen om LFM.

1.2 Pågående forskningsprojekt

Detta examensarbete är en del av ett pågående forskningsprojekt som är ett samarbete mellan Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) och Linköpings Universitet (LiU) som påbörjades år 2013. Inom ramen för forskningsprojektet, påbörjades i december år 2016 ett pilotprojekt *Landfill mining, BCR1*. Syftet med pilotprojektet är att genom dokumentation och analys vid utgrävning av deponerat material och efterföljande bearbetning utveckla konceptet LFM.

Pilotprojektets målsättning är (Rönnols et al., in press):

- I pilotskala testa tekniker för utgrävning, sortering/behandling och återvinning av blandat hushålls- och verksamhetsavfall,
- Bedöma värdet hos från avfallet producerade råvaror, bränsle och konstruktionsmaterial till industrin
- Testa och bedöma behovet av specifika skyddsåtgärder för att undvika lokala miljöproblem vid "landfill mining",
- Beräkna den långsiktiga miljövinsten och minskningen av utsläpp av växthusgaser till följd eliminering av deponerat avfall.

Under pilotprojektet som pågick under vintern år 2016 och våren 2017 utfördes flertalet undersökningar. Ansvarig var Eric Rönnols (NSR). Inom ramen för detta examensarbete skedde praktisk medverkan i de undersökningar som genomfördes under våren 2017. Före arbetet med examensarbetet påbörjades, skedde ett antal moment: utgrävning, transport till torkning, insamling av data i form av dagböcker och metanmätning. För dessa undersökningar har författaren av denna rapport tagit del av resultaten för vidare analys, men inte varit involverad i det praktiska arbetet. För resterande undersökningar som presenteras i arbetet har författaren antingen personligen varit involverad som utförare eller provtagare.

Vad som skiljer undersökningarna vid detta projekt från tidigare utförda LFM-projekt är huvudsakligen tre olika moment: undersökning av metanutsläpp vid utgrävningen, torkning av avfallet efter siktning och tvätt av bränslefraktionen. De två förstnämnda har efterfrågats i tidigare forskning men inte stötts på varken av forskarna vid Linköpings Universitet som handledde arbetet eller av författaren vid arbetet med litteraturstudien. Dessa moment ligger till grund för den inledande frågeställningen som presenteras efter syftet.

1.3 Syfte och frågeställningar

Syftet med detta examensarbete är att presentera och analysera resultaten från pilotutgrävningen av Biocellreaktor 2001 (BCR1) samt använda resultaten för att beräkna ekonomisk och miljömässig prestanda vid en eventuell framtida utgrävning av BCR1. Genom att identifiera kritiska moment vid landfill mining (LFM) och analysera hur BCR1s specifika förutsättningar förhåller sig till deponier i allmänhet hoppas författaren bidra med kunskaper som kan vara användbara för aktörer som är intresserade av LFM. Syftet är även att ge förslag till hur man kan utveckla den teknik med vilken man bearbetar det uppgrävda avfallet. Förslagen bygger på de lärdomar som kommer från deltagande i det praktiska arbetet i anknytning till fallstudien samt analys av ekonomisk och miljömässig prestanda utifrån tidigare forskning.

Frågeställningar:

- Vilka slutsatser kan man dra angående: metanutsläpp vid utgrävningen, tvätt av bränslefraktionen, siktning och torkning av avfallet?
- Vad är den ekonomiska och miljömässiga prestandan vid en fullskalig utgrävning av BCR1 utifrån de undersökta scenarierna?
- Hur påverkas generaliserbarheten av resultatet av att deponin som undersöks är en biocellreaktor?
- Vilka lärdomar kan man dra från arbetsprocessen när det kommer till beräkningsmodellen och fallstudien?

1.4 Avgränsningar

Nedan presenteras generella avgränsningar som gjorts i arbetet med rapporten.

Vid beräkningar av den miljömässiga prestandan är påverkan avgränsad till utsläpp av växthusgaser vilket på ett betydande sätt påverkar omfattningen av resultaten. På intet sätt är växthusgasernas klimatpåverkan den enda miljöpåverkan som följer från ett landfill mining projekt vilket bör beaktas vid värdering av resultaten. Andra aspekter som bör beaktas är exempelvis: försurning, övergödning och utsläpp av ozonnedbrytande ämnen.

I detta arbete ligger fokus på de tekniska utmaningarna som är relaterade till LFM-projekts ekonomiska och miljömässiga prestanda. Utöver dessa utmaningarna står LFM-projekt även inför institutionella och juridiska hinder som på många sätt är minst lika viktiga. Dessa berörs endast kortfattat.

Utöver berörda områden såsom teknisk prestanda och utsläpp till luft så har provtagning även skett på lakvatten under utgrävningen. Dessa tester kommer inte beröras vidare då tidiga resultat visar på mycket liten påverkan på lakvatten av pilotutgrävningen (Rönnols et al., in press), men kostnaden för lakvattenhantering inkluderas i den ekonomiska analysen.

1.5 Disposition

Kapitel 1 – Inledning. Det första kapitlet inleds med en kort bakgrund (kap 1.1) och genomgång av forskningsprojektet (kap 1.2). Följer gör syfte och frågeställningar (kap 1.3) samt avgränsningar (kap 1.4). Slutligen presenteras arbetets disposition (kap 1.5).

Kapitel 2 – Metod. I följande kapitel presenteras inledningsvis den generella metoden (kap 2.1) för hela arbetet. Efter detta följer en genomgång av metoden för litteraturstudien (kap 2.2), fallstudien (kap 2.3), modelleringen (kap 2.4), de ekonomiska- respektive miljömässiga uträkningar (kap 2.5 resp. 2.6) samt scenariokonstruktionen (kap 2.7).

Kapitel 3 – Litteraturstudien. I detta kapitel förmedlas den teoretiska bakgrund som behövs för att förstå konceptet landfill mining. Inledningsvis (kap 3.1) presenteras avfallshantering och deponering som både praktiskt och teoretiskt ligger till grund för LFM. Följer gör en presentation av LFM (kap 3.2 till 3.5). Slutligen presenteras Filborna och Biocellreaktor 2001 (kap 3.6)

Kapitel 4 – Fallstudien. I detta kapitel presenteras fallstudiens utformning (kap 4.1) vilken bygger på det pilotprojekt som utfördes under vintern år 2016 och våren år 2017.

Kapitel 5 – Resultat och analys: fallstudien. I följande kapitel presenteras resultat och analys från fallstudien (kap 5.1 till 5.4). Var del inleds med redovisning av resultat följt av analys utifrån tidigare forskning samt hur resultatet används i modelleringen av den ekonomiska och miljömässiga prestandan. Kapitlet avslutad med en sammanfattning (kap 5.5).

Kapitel 6 – Scenarierna. Följande kapitel presenterar generella antagande angående utformning, kostnader och utsläpp (6.1) samt går igenom de tre scenarierna som undersöks: Lågkostnadsscenario (6.2), Högkostnadsscenario (6.3) och Referensscenario (6.4).

Kapitel 7 – Resultat och analys: ekonomisk och miljömässig prestanda. Följande kapitel redogör resultat och analys för den ekonomiska- (kap 7.1) och miljömässiga (kap 7.2) prestandan.

Kapitel 8 – Diskussion. I följande kapitel diskuteras resultaten och analysen från föregående kapitel, frågeställningarna besvaras och rekommendationer görs för framtida forskning. Fokus ligger på hur kritiska faktorer förhåller sig mot tidigare forskning och resultatens generaliserbarhet.

Kapitel 9 – Slutsatser från fallstudien och de ekonomiska- och miljömässiga beräkningarna.

2 Metod

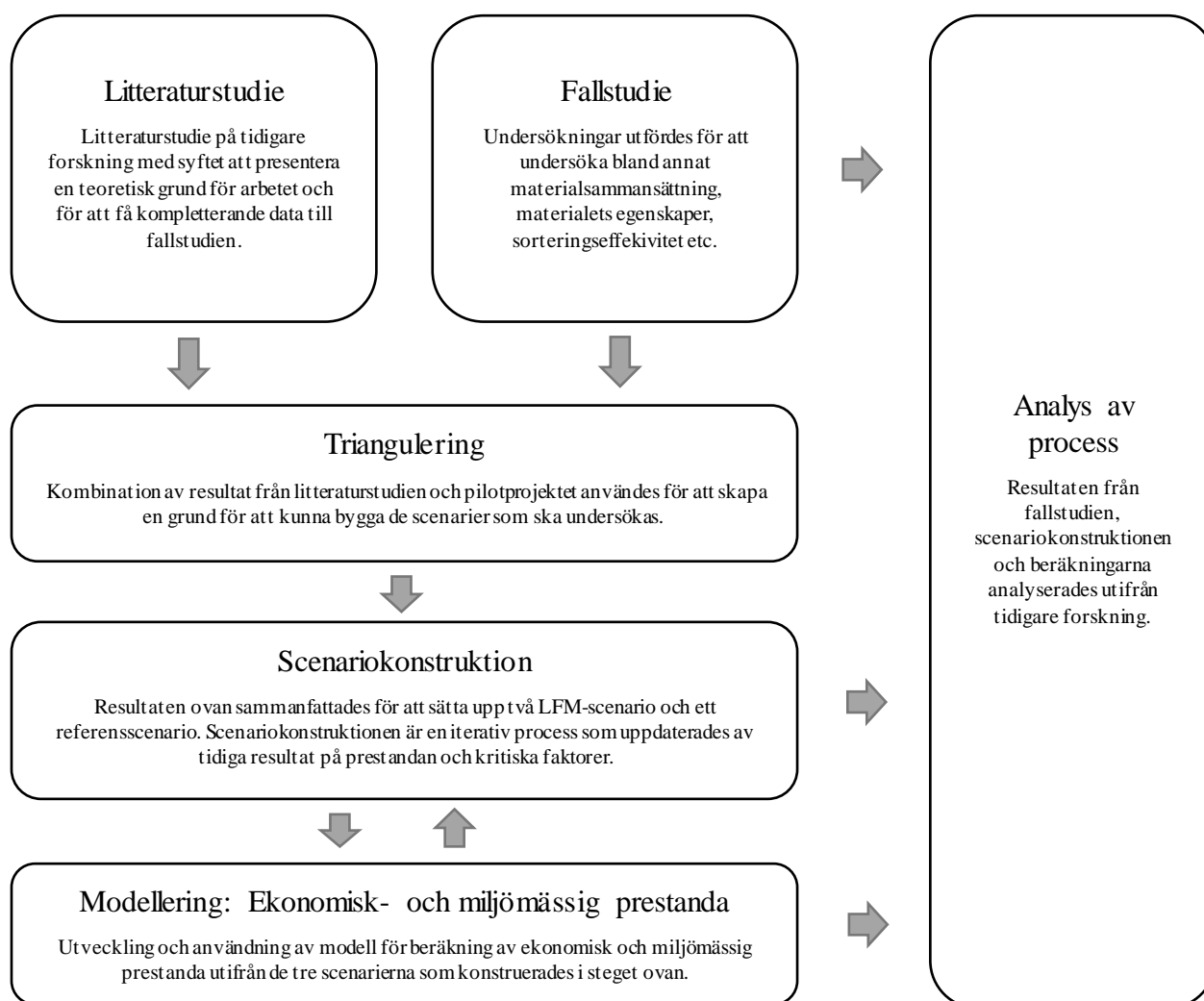
I följande kapitel presenteras inledningsvis den generella metoden (kap 2.1) för hela arbetet. Efter detta följer en genomgång av metoden för litteraturstudien (kap 2.2), fallstudien (kap 2.3), modelleringen (kap 2.4), de ekonomiska- respektive miljömässiga uträkningar (kap 2.5 resp. 2.6) samt scenariokonstruktionen (kap 2.7).

2.1 Generell metod

Detta examensarbete baseras både på pilotprojektet som utfördes av NSR vintern 2016 och våren 2017 och en litteraturstudie som utfördes parallellt under våren 2017. Inom ramen för pilotprojektet utfördes en utgrävning av ca 500 ton av totalt 91 000 ton avfall från BCR1 vilket pågick under vintern 2016. Under utgrävning och efterföljande behandling gjordes flera undersökningar, exempel på detta är dagböcker över arbetstid och använt bränsle, mätningar av metanläckage vid utgrävningen och plockanalys av det uppgrävda materialet. Detta material kommer tillsammans med kompletterande data från litteraturstudien ligga till grund för att konstruera tre olika scenarier: ett lågkostnadsscenario, ett högkostnadsscenario samt ett referensscenario där BCR1 förblir deponerad. Den ekonomiska och miljömässiga prestandan för dessa tre scenarier beräknas med hjälp av en modell från Linköpings Universitet (LiU) som utvecklades under arbetets gång för att hantera aktuella data. Figur 1 nedan visar en skiss över arbetets generella metod.

Litteraturstudier – För att skapa en teoretisk grund samt komplettera data från fallstudien utfördes en litteraturstudie. En litteraturstudie möjliggör för forskning att bygga på tidigare etablerad kunskap och minskar risken att forskning upprepas i onödan. Litteraturstudien möjliggör även för en extern läsare att förstå arbetet och hur kunskaper kan tolkas och användas (Höst. et al, 2006).

Fallstudier – En fallstudie kan användas för att ingående undersöka ett fenomen eller objekt. Vid analys av en fallstudie används ofta kvalitativ vetenskaplig metod. Detta innebär att man syftar till att skapa djupare förståelse av insamlade data för att kunna dra slutsatser (Höst. et al, 2006). Alternativet är kvantitativ forskning där man använder statistiska och matematiska metoder för att studera data. För analysen av fallstudien i detta arbete användes en kvalitativ metod då detta lämpar sig väl till arbetets syfte och att fallstudier oftast inte är tillräckliga för statistisk analys de detta kräver större uppsättningar data (Höst., et al, 2006).



Figur 1. En schematisk bild över de ingående delarna i denna studie. Data från pilotprojektet och litteraturstudien kombinerades för att konstruera 3 scenario på vilka man sedan beräknade den ekonomiska- och miljömässiga prestandan.

2.2 Metod för litteraturstudien

Sökningar med termerna "landfill mining", "Environment", "Economics" "Excavation" och "Material Composition" gjordes i olika kombinationer på söktjänster som Google Scholar och Lubsearch. Artiklarna som hittades sorterades efter relevans utifrån tid och innehåll. Detta utgjorde sedan grunden för att beskriva teorin bakom landfill mining samt att identifiera viktiga faktorer och data som kan komplettera den platsspecifika data som fås från fallstudien.

Litteraturstudien innefattar bl.a. de tidigare dokument som framställts i samband med forskningssamarbetet mellan LiU och NSR: Karlsson och Åslund (2014) och Hansson och Sjögren (2016).

2.3 Metod för fallstudien

Nedan följer en kort genomgång av fallstudiens utformning, de ingående momenten och undersökningarna som gjorts. Följer gör en genomgång av metoden för undersökningarna.

Inom ramen för fallstudien skedde ett antal undersökningar som syftade till att både undersöka de tekniska förutsättningarna för LFM men även bidra med data över kostnader och utsläpp för att kunna beräkna den ekonomiska- och miljömässiga prestandan vid en fullskalig utgrävning. De tekniska förutsättningarna involverar exempelvis huruvida siktning i trumsikt är en lämplig sorteringsmetod och hur väl torkning av uppgrävt material kan minska materialets vikt.

För att ge läsaren en överskådlig bild av praktiska LFM-processen har processen delats in i 5 olika moment (figur 2): förarbete, utgrävning, siktning och sortering, behandling och slutanvändning. Fallstudien bygger huvudsakligen på data från tre av momenten: **utgrävning, siktning och sortering** samt **behandling**, och de undersökningar som utfördes vid dessa moment. Fördelningen av undersökningarna kan ses i figur 2. Anledningen till att dessa tre moment står i fokus är att fallstudien bygger på pilotprojektet som utfördes av NSR (kap 1.2) där dessa tre moment undersöktes.



Figur 2. Översikt som visar hur pilotprojektets tester är fördelade på de tre huvudområdena Utgrävning, Siktning & Sortering samt Behandling.

Nedan följer en kort presentation av momenten och hur de använts i arbetet, detta görs för att ge läsaren en bakgrund till metoden av de undersökningar som presenteras längre ner i texten. En mer genomgående beskrivning sker i kapitel 5 - Fallstudien.

Utgrävning – Momentet innefattar utgrävningen av BCR1 och de undersökningar som relaterar till utgrävningen. Resultaten bidrog både med data för kostnader och utsläpp men även genom att ge underlag till utformning av scenarierna som undersöks i beräkningen av den ekonomiska och miljömässiga prestandan.

Siktning & sortering – Momentet innefattar siktning och sortering av avfallet som grävdes upp vid utgrävningen och de undersökningar som relaterar till detta. Vid siktningen delades det uppgrävda avfallet upp i två fraktioner: bränslefraktion och jordfraktion. Efter siktningen torkades båda fraktionerna. Data som erhöles innefattar bland annat siktningseffekt (hur mycket material som hamnar i var fraktion) och torkningseffekt (hur mycket vatten som evaporerar vid torkning). Resultaten ligger även till grund som underlag för utformningen av scenarierna.

Behandling – Momentet innefattar behandlingen av avfallet som grävts upp samt siktats och sorterats. Syftet med momentet är att undersöka avfallets kemiska innehåll och kvalitet samt

se hur de förändrades vid torkning och upprepade siktningar. Om avfallet visar sig ha oönskade egenskaper eller innehåll kan materialet behöva behandlas genom exempelvis kompostering eller stabilisering. Resultaten användes huvudsakligen för utformning av scenarierna men även för uppskattning av materialsammansättningen för BCR1.

2.3.1 Utgrävning

Nedan presenteras metoden för de undersökningar som utfördes i samband med utgrävningen.

2.3.1.1 Dagböcker

För att samla data om kostnader, tidsåtgång och utsläpp för utgrävning men även siktning och transport, så protokollfördes hanterade mängder och arbetade timmar av maskinförarna som utförde utgrävning och siktning. Denna information användes sedan tillsammans med data för maskinspecifika kostnader och schablonbaserad bränsleförbrukning för att sammanställa information om kostnader och utsläpp från pilotutgrävningen. Informationen kombinerades sedan med observationer och antaganden om hur arbetet skulle kunna effektiviseras¹ för att få fram data som kunde extrapoleras till en fullskalig utgrävning. Den ökade effekten då arbetet sker i större skala beror exempelvis på användandet av större maskiner och mindre tid för ledning i förhållande till utgrävd mängd.

2.3.1.2 Metanmätningar

Sedan 2001 har NSR låtit göra årliga mätningar av metanutsläpp vid Filborna avfallsanläggning. I samband med pilotprojektet och utgrävningen av BCR1 i december 2016 utförde FluxSense, ett företag som utför mätningar av gaser, även mätningar före och under arbetet. Detta skedde för att undersöka eventuella förhöjda utsläpp av metangas under utgrävningen. Utöver utsläppsmätning gjordes också kontinuerlig koncentrationsmätning invid området för att se om det uppstod några skillnader under arbetet (Flux Sense, 2016).

Metoden som användes kallas MeFIR och har tagits fram just för mätning av metangasemissioner från avfallsdeponier. Det är en optisk mätmetod men en tidsupplösning på omkring 10 sekunder och en mycket hög känslighet som kan mäta gas i koncentrationer i ppb-nivåer (miljarddelar). Luft på mätplatsen sugs in i en mätcell som är kopplad till en infraröd spektrometer (FTIR). Genom att mäta mängden IR-ljus som absorberas som funktion av våglängden kan man mäta kolvätemängden (ibid).

När mätningen skett extrapolerades sedan resultatet för att appliceras på den fullskaliga utgrävningen av BCR1. Detta utfördes enligt ekvationen nedan:

$$Utsläpp^2 = \frac{Tid(h) * \text{ökad emission } CH_4^3 \left(\frac{kg}{h}\right)}{Utgrävd mängd(ton)} * Fullskalig utgrävning(ton)$$

¹ En generell effektiviseringskoefficient på 20% användes (Rönnols, 2017).

² Extrapolerat utsläpp vid fullskalig utgrävning.

³ Metan har ett GWP-100 värde på 28 (IPCC, 2013).

Extrapoleringen är väldigt enkel och förutsätter att utsläppens karaktär inte förändras vid en storskalig utgrävning.

2.3.2 Siktning och sortering

Nedan presenteras metoden för de undersökningar som utfördes i samband med siktning och sortering av avfallet.

2.3.2.1 Plockanalys

Plockanalys är en analys av sammansättningen hos en viss mängd avfall genom manuell sortering i olika fraktioner. Analysen kan både ge information om avfallsfraktionernas kvantitet och kvalitet. Denna typ av analys blir allt vanligare då kommuner utvecklar sina insamlingssystem för avfall. Plockanalyser kan bidra med information om hur väl sorteringen av avfall fungerar och har även blivit viktigare då kvalitetskrav på avfall till behandling ökar (Avfall Sverige, 2013).

Genomförande:

Plockanalysen utfördes tillsammans med Envir AB (figur 3) med stöd av deras personal. Sammanlagt sorterades ca 300 kilo av avfallet ur bränslefraktionen vilket delades upp i 12 fraktioner; plast, papper, trä, textil, gummi, övrigt brännbart (blöjor, bindor, etc.), järnhaltig metall, aluminium, koppar, inert material (sten, keramik, glas, etc.), farligt avfall (tjerpapp), elektronik och finfraktion. Avfallet sorterades för hand vid 2 arbetsstationer med lämplig skyddsutrustning som armerade handskar och munskydd.



Figur 3. Bild på skyddsutrustning och arbetsförhållande under vilka plockanalysen utfördes. Avfallet sorterades för hand med hjälp av en kniv samt tång och placerades sedan sorterade i separata behållare (bruna påsar) (Bild: Samuel Svensson).

2.3.2.2 Bränsleprov

För att avgöra kvaliteten och innehållet i bränslefraktionen utfördes flera bränsleanalyser där man mätte bland annat fukthalt, askhalt, effektivt värmevärde och klorhalt. Analyserna genomfördes externt av analyslaboratoriet Eurofins⁴. Detta gjordes för att få information om

⁴ Ackrediterat enligt SS-EN ISO/IEC 17025:2005.

bränslefraktionens kvalitet och huruvida innehållet ligger inom ramarna för vad som godkänns vid energiåtervinning i 2 olika avfallsförbränningsanläggningar. Anläggningarna som jämfördes med är Öresundskrafts anläggning (Filbornaverket) i Helsingborg och Tekniska verkens anläggning (Gärstaverket) i Linköping.



Figur 4. Bilden visar det bränsleprov som tagits från bränslefraktionen. Provet skickades sedan in för extern analys hos Eurofins (Bild: Samuel Svensson).

2.3.2.3 Torkning och tvätt

En del av materialet från plockanalysen torkades sedan i Enviro AB:s ugn för att beräkna Total Solids (TS) även kallad torrsubstanshalt. Vid torkningen avdunstar allt vatten hos de torkade proverna och kvar är det fasta materialet. TS-halten är intressant för att avgöra hur stor andel av materialet som är vätska vilket påverkar sammansättning och egenskaper. Efter torkning så tvättades en mindre del av materialet för hand för att undersöka hur stor andel av fraktionerna som var jordliknande material. Resultaten användes även tillsammans med den uppskattade innehållet för jordfraktionen för att uppskatta den fullständiga sammansättningen av BCR1.

Genomförande:

Proverna torkades vid 160 grader under 48 timmar och vägdes både före och efter torkningen för att avgöra mängden avdunstat vatten. Efter torkningen tvättades proverna med hjälp av en tvättbalja, vatten, en stålborste och en målarborste (figur 5). Fraktionerna vägdes före och efter tvätt.



Figur 5. Bilderna ovan visar plastfraktionen före (vänster) och efter (mitten) tvätt. Vid jämförelse av bilderna kan man tydligt se ett högt jordinnehåll. På bilden till höger kan man se den anordning med vilket fraktionen tvättades. Större bilder finns att tillgå i bilaga 2. (Bild: Samuel Svensson).

2.3.3 Behandling

Nedan presenteras metoden för de undersökningar som utfördes i samband med undersökningen av materialets kvalitet. Undersökningarna utfördes för att ta reda på om materialet behövde behandlas vidare.

2.3.3.1 Kemisk analys

För att få en mer fullständig bild av det uppgrävda materialet utfördes en totalhaltsanalys som fastställde fraktionernas kemiska sammansättning. Utöver totalhaltsanalysen utfördes även lakteter för att undersöka hur mycket föroreningar som lakas ur avfallet. Lakteter används för att miljöbedömning av olika material som ska deponeras, användas eller efterbehandlas (SIG, 2015). Provtagning skedde under fallstudiens gång och proverna utfördes av Eurofins.

2.3.3.2 Handsikt

På jordfraktionen genomfördes en manuell siktning av materialet för att bedöma materialets storlekssammansättning, samt materialsammansättning. Målet var att försöka få en uppfattning i vilken storleksfraktion metallerna var fördelade för att förklara det höga metallinnehållet av bland annat aluminium som framgick vid den kemiska analysen under arbetets gång.

Genomförande:

Handsiktning skedde med hjälp av en uppsättning siktar som placerades på varandra (figur 6). Jordfraktionen placerades i den översta sektionen och sedan skakades siktarna under 15 minuter för att säkerställa att de olika fraktionerna var väl siktade. Siktningen skedde för hand men det finns även apparatur för mer rigorös skakning över längre tid för att förbättra resultatet. Med hjälp av en våg vägdes först det totala siktade provet, och sedan de utsorterade fraktionerna på storlekarna: större än 32 mm, mellan 32 mm och 16 mm, mellan 16 mm och 8 mm, mellan 8 mm och 4 mm, mellan 4 mm och 2 mm, mellan 2 mm och 1 mm samt mindre än 1 mm, totalt 7 fraktioner. Fraktionerna granskades sedan för utsortering av metall och tvätt skedde på 2-1mm fraktionen med syftet att underlätta urskiljning av metallbitar.



Figur 6. Handsiktingen skedde med hjälp av ett set av siktar som placerade spå varandra med minskade maskstorlek. Efter siktning vägdes och dokumenterades de uppsiktade fraktionernas (Bild: Samuel Svensson).

2.3.3.3 Temperaturmätning i jord- respektive bränslefraktionen

För att bedöma den biologiska aktiviteten i jord- respektive den bränslefraktionen så mättes temperaturen (figur 7) inledningsvis två gånger i veckan och sedan en gång i veckan då temperaturförändringarna blev mindre. Mätningarna utfördes med ett mätspjut och skedde vid avfallsträngarnas yta, 0,1–0,2 m in samt 1,3m in.



Figur 7. Under 4 veckors tid mätes temperaturen i både jord- och bränslefraktionen, på bilden ovan kan man se mätspjutet som användes vid temperaturmätningen instucket i bränslefraktionen (Bild: Samuel Svensson).

2.4 Modell för beräkning av ekonomisk- och miljömässig prestanda

Modellen som användes för beräkningar av ekonomisk och miljömässig prestanda är utvecklad av LiU och har tidigare använts vid liknande beräkningar för LFM-projekt. Nedan följer en beskrivning av modellens uppbyggnad (figur 8):

Materialsammansättning: Mängden avfall och dess sammansättning av: jordliknande material, papper, plast, trä, textil, metaller och övrigt förs in i modellen. Jordliknande material består huvudsakligen organiskt avfall som brutits ned till jord men innefattar även en del andra mindre partiklar (grus, sand, etc.).

Sorteringseffektivitet: Parametrarna för sorteringsanordningens olika sorteringseffektivitet fastställs.

Materialflöde: Avfallet delas enligt input ovan upp i tre olika fraktioner: Bränslefraktion, Jordfraktion och Metaller.

Andel jordfraktion som måste återdeponeras alternativt kan användas som konstruktionsmaterial bestäms. Resultatet blir jord- respektive bränslefraktionens fullständiga sammansättning, alltså hur mycket av jordliknande material, papper, plast, etc. som går till energiåtervinning, materialåtervinning, respektive återdeponering/konstruktion.

Miljömässiga uträkningar: Resultatet från materialflödet kombineras med inputdata i form av utsläpp och undvikna utsläpp från: maskinernas drivmedel (elektricitet och diesel), utsläpp vid konstruktion/återdeponering, energiåtervinning av respektive material i bränslefraktionen: papper, plast, trä och textilier, samt utsläpp av deponigas. Undvikna utsläpp i samband med att energiåtervinningen kommer från ersatt fjärrvärme och el. Respektive materials energivärde används för att beräkna mängden producerad energi. Utförligare metod för de miljömässiga beräkningarna beskrivs nedan i kapitel 2.6.

Ekonomiska beräkningar: Resultatet från materialflödena kombineras med respektive kostnadspost. Beräkningarna bygger på att vikterna i processen kartläggs och respektive kostnadspost uttrycks i kostnad per ton. Detta möjliggör för modellen att automatiskt anpassas utifrån förändringar i massbalansen vid förändrade input av exempelvis materialsammansättning eller andel som måste deponeras. Utförligare metod för de ekonomiska beräkningarna beskrivs nedan i kapitel 2.5.

Miljömässig och ekonomisk prestanda: Utsläpps- och kostnadsposterna ovan räknas samman och resultatet blir en uppskattning av processens prestanda.

2.4.1 Modellutveckling

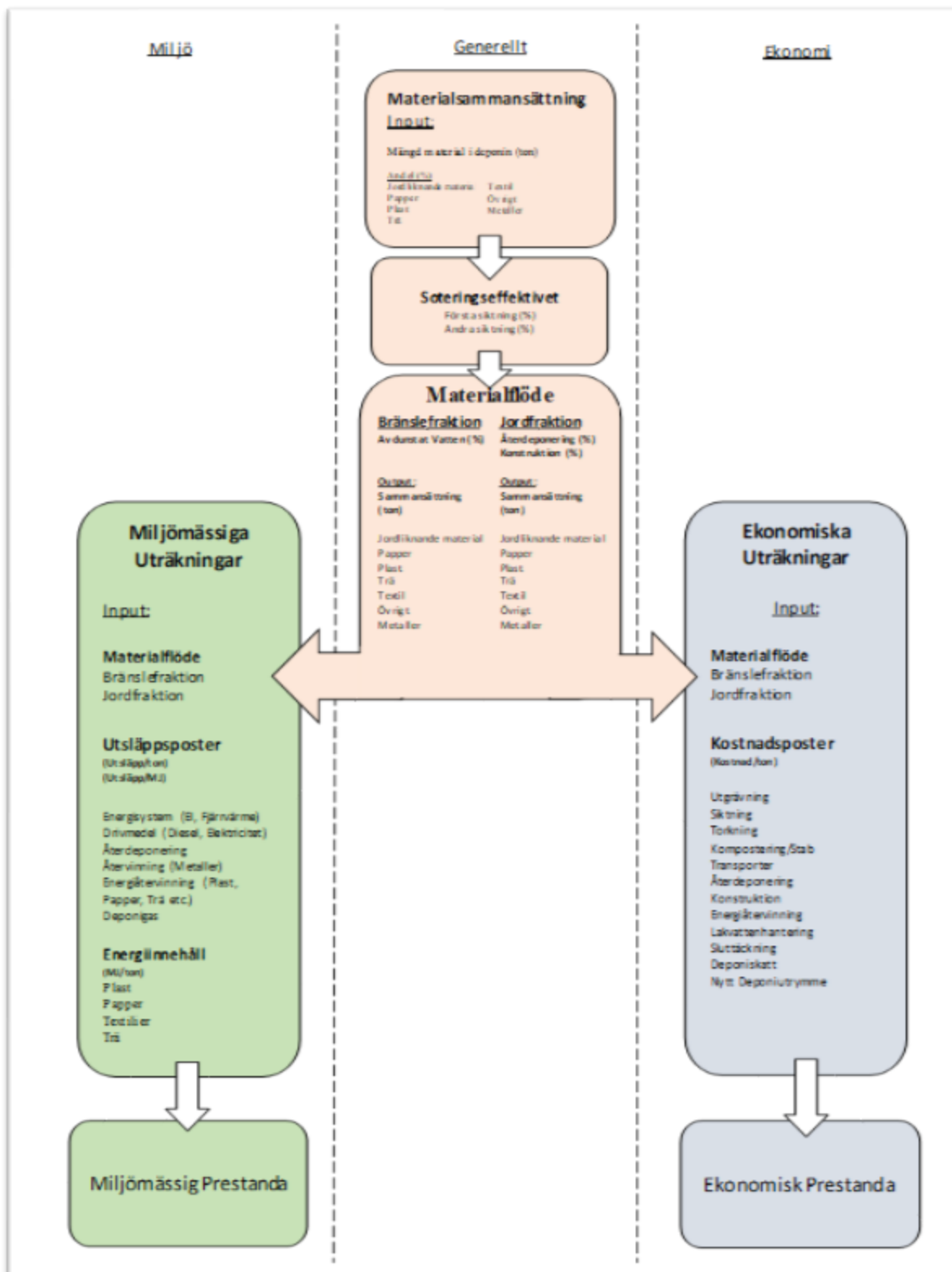
Inom ramen för examensarbetet utvecklades modellen ytterligare för att kunna hantera de nya data som resulterade från fallstudien, arbetet handledes av Niclas Svensson vid LiU (Svensson, 2017).

Modellen anpassades för att hantera bland annat:

- Avgång av vatten vid torkning
- Fallstudiens specifika materialsammansättning och sorteringseffekt

- Viktfördelning vid komplexare scenario med två siktningar
- Kostnads/Utsläppsposter från dagböcker

I figur 8 nedan presenteras en schematisk skiss över modellens uppbyggnad. De fallspecifika inputdata som används bygger på resultaten från fallstudien vilka presenteras i kapitel 5 och samtlig input redogörs i kapitel 6 då de tre scenariernas utformning presenteras.



Figur 8. Skiss över modellens uppbyggnad och olika delar. Skissen är uppdelad i tre olika sektioner, där den mellersta representerar materialflöden och tillhörande input/output. Till höger och vänster om mitten representeras de miljömässiga respektive ekonomiska delarna där materialflödet från mitten tillsammans med data för utsläppsposter och kostnadsposter leder till respektive prestanda.

2.4.2 Modellförutsättningar

Utöver resultaten från fallstudien krävs antaganden angående biocellreaktors materialsammansättning och deponigaspotential för att kunna konstruera de aktuella scenarierna:

Materialsammansättningen för BCR1 uppskattades utifrån sammansättningen av bränsle- respektive jordfraktionen utifrån resultaten från plockanalysen/tvätt samt handsiktningen.

Utöver utsläpp vid utgrävningen beräknades även utsläpp av deponigaser. Detta utfördes genom att utföra en exponentiell regression på data över uppsamlad gas mellan januari 2010 och december 2015. Regressionen resulterar i en ekvation som kan antas motsvara den framtida gaspotentialen (Svensson, 2017). Gaspotentialen kombinerades med intern information angående metanhalt, uppsamlingsgrad och oxidationsgrad från NSR. Kontroll utfördes genom att jämföra de uträknade deponigasflödet med det uppmätta deponigasflödet för 2016. Uträkningar kan ses i bilaga 3.

2.5 Ekonomisk analys

En ekonomisk analys kan utföras på många olika sätt beroende på analysens syfte. För LFM-projekt är det huvudsakligen två olika metoder som förekommer, dessa är kostnads-nyttoanalys och livscykelkostnad (LCC) (Laner et al., 2016; Winterstetter et al., 2015; Zhou et al., 2015). En konstans-nyttoanalys fokuserar huvudsakligen på samhällsekonomiska kalkyler och används ofta för till exempel infrastrukturprojekt. Metoden innebär att man identifierar samtliga inkomster och kostnader för ett projekt och ställer dessa mot varandra. I en LCC fokuserar man på att inkludera alla kostnader under ett projekts livslängd, detta kan vara investerings-, energi-, drift- och underhållskostnader.

I detta arbete kommer den ekonomiska analysen huvudsakligen likna en kostnads-nyttoanalys vilket rekommenderas av bland annat Van der Zee et al. (2004). Då arbetet sker i samarbete med NSR i egenskap av verksamhetsutövare (VU) kommer analysen ske ur deras perspektiv med kostnadsposter som lämpar sig för VU. Då olika VU:s har olika förutsättningar när det kommer till exempelvis maskintillgänglighet och arbetsytor gäller det att noga beakta de antaganden som gjorts angående val av maskiner och arbetsupplägg. Det samhällsekonomiska perspektivet utesluts ur den ekonomiska analysen då den samhällsekonomiska nyttan fortfarande behöver mer forskning för att kunna rättfärdiga styrmedel för LFM (Naturvårdsverket 2015), detta innebär att det är VU:s ekonomiska situation som kommer avgöra huruvida ett LFM-projekt genomförs.

2.6 Miljöanalys

Den miljömässiga analysen bygger på en Livscykelanalys (LCA) -inspirerad metod och analyserar aktuella scenarios klimatpåverkan i måttet Global Warming Potential (GWP₁₀₀)⁵ uttryckt i CO₂-ekvivalenter. Data för scenarionas ingående processer baseras på både generella data hämtad från LCA-databasen EcoInvent, och platsspecifika data erhållna från NSR och genom fallstudien.

⁵ Metan har ett GWP-100 värde på 28 (IPCC, 2013).

2.6.1 LCA-metoden

LCA-processen kan delas in i fyra delar: formulering av mål och omfattning, inventering av flöden, kvantifiering av dess miljöpåverkan och analys av resultaten. Förhållandet mellan dessa fyra delar är inte linjärt utan det sker under hela processens gång ett utbyte och en förändring av delarna (Baumann och Tillman, 2004). Exempelvis kan det vara nödvändigt att förändra mål och omfattning efter att man har inventerat vilka flöden som är intressanta. Sedan 2014 finns LCA standardiserat inom ISO där generella principer och ramverk har numret 14040 och detaljerade krav specificeras i 14041–14049 (ISO, 2017).

Då detta arbete bara följer en LCA-inspirerad metod kommer inte alla delar och form som krävs under ISO 14040 vara inkluderade. Detta beror på att ett fullständig LCA skulle innebära att arbetets omfång skulle bli för stort. Den LCA-inspirerade metoden bygger istället på några av de nyckelkoncept och begrepp som ligger till grund för LCA-processen. Dessa är funktionell enhet, systemgränser, systemexpansion (även kallat systemutvidgning) och allokering. Utöver dessa begrepp har även LCA-processens upplägg där mål och omfattning, inventering, kvantifiering av miljöpåverkan och analys har skett kontinuerligt under arbetets gång.

2.6.2 Systemgränser och funktionell enhet

Den funktionella enheten är den enhet som används för att på bästa sätt förmedla det man vill visa. Exempelvis kan det vid en undersökning av bostäder vara ”m² bostadsyta” eller för produktionen av en dryck ”m³ dryck”. I detta arbete kommer den funktionella enheten huvudsakligen vara ”ton uppgrävt avfall” när resultaten inte presenteras för hela utgrävningen. Denna enhet valdes för att den passar syftet väl och har använts vid flera tidigare studier (Frändegård, et al., 2013; Laner et al., 2016; Zhou et al., 2015; IWCS, 2009) vilket underlättar jämförelser.

Generellt brukar man följa processens olika flöde från ”vaggan till graven” men beroende på omfattning och syfte kan även omfång såsom ”vagga till vagga” användas. I ”vagga till grav” är syftet att innefatta allt från utvinningen av råvaror till dess att de åter lämnar systemet i form av avgaser, avfall eller föroreningar (SLU, 2017). I detta arbete har ”vagga till grav” används med data från LCA-databasen Ecoinvent. Systemgränserna för scenarierna som används i arbetet presenteras mer ingående i kapitel 6.

2.6.3 Systemexpansion och allokering

I arbetet har begreppet systemexpansion nyttjats vilket innebär att effekter från biprodukter på andra system inkluderas. Detta innebär att material och energi som genererats under LFM-processen beräknats ersätta motsvarande resurs. För metaller beräknades att jungfrulig produktion av metaller med låg kvalitet ersätts, produktion av värme ersätter svensk fjärrvärme från avfall och elproduktionen ersätter svensk medelmix.

Vid modellering av växthusgasutsläpp från energiåtervinning görs antagandet att biomassa är koldioxidneutralt vilket är vanligast vid LCA-beräkningar med förbränning (Svensson, 2017). Detta innebär att utsläppen begränsas till fossil koldioxid, alltså den från plast och gummi. Alternativet är att betrakta BCR1 som en kolsänka vilket skulle innebära att energiåtervinning

av uppgrävt material innebär emission av kol som annars skulle vara bundet i deponin. Då det frigjorda utrymmet i BCR1 förväntas återanvändas som deponi efter aktuellt LFM-projektet så görs bedömningen att en del koldioxid åter kommer att bindas vid framtida deponering. Detta resonemang är dock inte oproblemiskt då det framtida innehållet i deponin kommer skilja sig från det nuvarande på grund av bland annat förbudet mot deponering av brännbart avfall och organiskt avfall.

Allokering är ett begrepp som används då processer resulterar i flera olika produkter och utsläpp skall fördelas på dessa produkter (Baumann och Tillman, 2004). I detta arbete sker ingen allokering då vi tittar på processernas utsläpp och inte utsläppen för de specifika produkterna.

2.7 Scenariokonstruktion och inputdata

2.7.1 Triangulering

För att fastställa de data som krävdes för att kunna utföra de ekonomiska och miljömässiga beräkningarna har resultat från både fallstudien och litteraturstudien nyttjats. Triangulering innebär att information insamlas med flera olika metoder för att söka ett så giltigt svar som möjligt (Le Duc, 2009; Patton, 1999). Fallstudien har både legat som grund för utformningen av scenarierna men även den indata som används. Litteraturstudien har använts för att konfirmera och kontrollera fallstudiens resultat, men även för att komplettera med den data som inte kunde fås genom fallstudien.

Då pilotuppgrävningen endast utfördes på en del av deponin är det viktigt att fallstudiens siffror inte appliceras direkt utan kontrolleras med hjälp av kompletterande data. I vissa fall har informationen från fallstudien och litteraturstudien kompletterat varandra och i andra fall har de varit motsägande. Vid sistnämnda fall har ett medelvärde mellan resultaten använts om det inte föreföll något uppenbart fel eller att skillnaderna hade godtagbara anledningar. En sådan anledning kan exempelvis vara variationer mellan innehållet i BCR1 och andra deponier som återfinns i litteratur som grundas i att BCR1 är en biocellreaktor.

3 Litteraturstudien

I detta kapitel presenteras den teoretiska bakgrund som behövs för att förstå konceptet landfill mining. Inledningsvis (kap 3.1) presenteras avfallshantering och deponering som både praktiskt och teoretiskt ligger till grund för LFM. Följer gör en presentation av LFM (kap 3.2 till 3.4) som både utgör teori och tidigare forskning. Syftet är att ge läsaren förståelse för val av metod, utformning av scenario, resultaten och den följande analys/diskussionen.

3.1 Avfallshantering

På moderna avfallsanläggningar bedrivs många olika verksamheter. Detta innefattar bland annat olika typer av behandling av avfall, mottagning, sortering, mellanlagring och deponering. De dominerande hanteringsmetoderna för hushållsavfall är energiåtervinning, materialåtervinning och biologisk återvinning (Avfall Sverige, 2016a).

Energiåtervinning – Idag energiåtervinns årligen ungefär 2,3 miljoner ton hushållsavfall i Sverige vilket motsvarar cirka 232kg per person och år eller mer än 50% av det insamlade hushållsavfallet (ibid). Förbränningen sker huvudsakligen i avfallsförbränningsanläggningar vilket är en kommersiellt gångbar teknik som inte är lika känslig för varierande materialkvalitet som andra tekniker (Bosman et al, 2012). Nackdelen med energiåtervinning är att man inte tar tillvara på de materiella tillgångarna i det avfall man förbränner utan endast den energi som kan utvinnas i form av fjärrvärme och elektricitet.

Vid förbränning är avfallets materialsammansättning och fukthalt viktig. Detta avgör hur mycket energi som kan utvinnas, även kallat värmevärde men också utsläppen som resulterar från förbränningen och restprodukternas karaktär. Det har visat sig att mängden matavfall och plast har störst inverkan på hur väl materialet fungerar som bränsle och för hur stora växthusgasutsläppen blir vid förbränning. Minskad andel matavfall ökar värmevärdet vilket är avgörande för hur mycket användbar energi som resulterar från förbränningen och minskad andel fossil plast minskar den fossila utsläppen av växthusgaser (Avfall Sverige, 2016b). Vid förbränning uppkommer rest i form av bottenaska (15-20%) och flygaska (3-5%) från rökgasreningen. Andelen rest beror på materialet som förbränns och vilken förbränningsteknik som används. Genom siktning och lagring av bottenaskan kan man utvinna en fraktion som kallas slaggrus som har goda egenskaper för konstruktionsändamål vid sluttäckning av deponier eller i bullervallar (Avfall Sverige, 2011).

År 2016 var kapaciteten för avfallsförbränning i Sverige cirka 6,7 miljoner ton, varav 1,4 miljoner ton importerar på grund av överkapacitet i anläggningarna (Avfall Sverige, 2016b). Detta innebär att avfall fraktas till Sverige huvudsakligen ifrån Norge, Storbritannien och Irland. År 2020 förväntas importbehovet ligga på mellan 1,1 och 2,0 miljoner ton. Den stora variationen beror på hur den framtida utbyggnaden kommer se ut där 1,1 miljoner ton motsvarar låg till ingen utbyggnad och 2,0 miljoner ton att samtlig planerad kapacitet byggs ut (ibid).

Materialåtervinning – Materialåtervinningen av hushållsavfall kommer från återvinning av bland annat plastförpackningar, returpapper, metallförpackningar, pantburkar, glas och kartong. Sammanlagt materialåtervinns ungefär 35% av hushållsavfallet vilket motsvarar

cirka 168 kg per person. Vid materialåtervinning kan avfallet ersätta andra material vilket leder till ett minskat behov av jungfruligt material och på så sätt många gånger även minskad miljöpåverkan i form av minskade utsläpp av växthusgaser (Avfall Sverige, 2016c).

Biologisk behandling – Då en betydande del av vårt hushållsavfall är biologiskt nedbrytbart behandlas ungefär 15% av avfallet genom rötning eller kompostering. Den huvudsakliga skillnaden mellan rötning och kompostering är att rötningen sker under anaeroba förhållande (utan tillgång till syre) och kompostering sker vid aeroba förhållande (med tillgång till syre). Vid både rötning och kompostering produceras biogödsel som kan användas som jordförbättrare (materialåtervinning) (Avfall Sverige, 2016d). Jordförbättrare är nedbrutet organiskt material som används i exempelvis jordbruk för att öka jordens näringshalt och förbättra dess struktur. Den betydande skillnaden mellan rötning och kompostering är att vid rötning så produceras även biogas som huvudsakligen består av metan och koldioxid. Biogasen kan sedan efter uppgradering användas som bränsle i förbränningsanläggningar eller fordon i form av en förnyelsebar energikälla (energiåtervinning). Om biogasen inte samlas upp kan den läcka ut vilket är ett stort problem då metan är en mycket potent växthusgas. Vid kompostering produceras även stora mängder värme (ibid).

3.1.1 Deponering

Den del av avfallet som kommer in till anläggningen men inte kan material- eller energiåtervinnas på grund av miljömässiga eller tekniska skäl kommer att deponeras. Anledningar kan vara: avfallsets utformning som gör det svårt att återvinna (till exempel: resårbotten i sängar som består av många ihopsatta material) avfallsets egenskaper har oönskad effekt på återvinningen (till exempel svavel i gips som är problematiskt för kraftvärmeverk), eller för att det i dagsläget inte finns ekonomiska och miljömässiga återvinningsförfarande (till exempel för förorenade jordar) (Avfall Sverige, 2012).

I förordning (2001:512) om deponering av avfall, delas deponeringsverksamheten i tre olika faser (3 §).

- Aktiv fas – ”tiden från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi till dess deponeringen upphört och aktiva åtgärder för kontroll och utsläpps begränsning inte längre behövs”
- Driftsfas – ”del av den aktiva fasen som omfattar tiden från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi fram till dess att deponin är sluttäckt”
- Efterbehandlingsfas – ”del av den aktiva fasen som omfattar tiden för aktiva åtgärder för utsläpps begränsning och kontroll efter driftsfasen”

En deponi anses avslutad först när sluttäckningen har godkänts av tillsynsmyndigheten och efterbehandlingsfasen pågår under av tillsynsmyndigheten beslutad tid (minst 30 år, 32–33 §). Det finns tre olika typer av deponier: Inert, Icke-farligt och Farligt-avfall; beroende på typ och årliga mängder är tillsynsmyndighet antingen länsstyrelsen eller miljödomstolen.

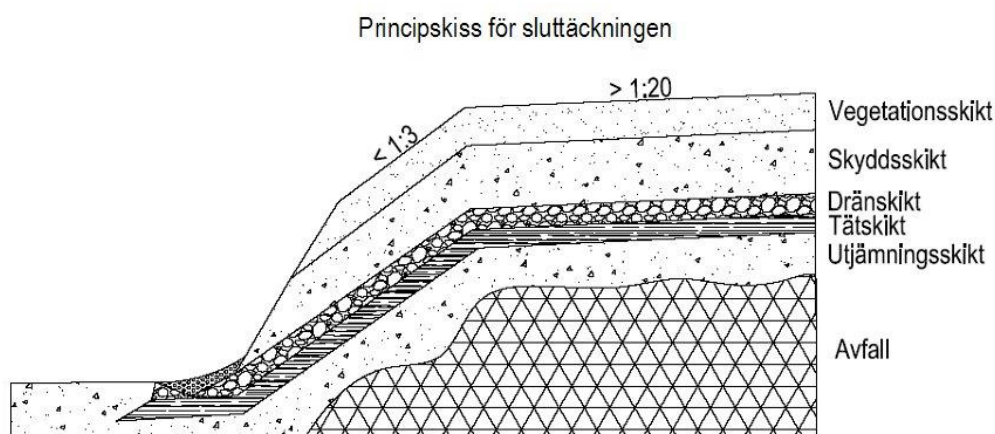
3.1.1.1 Deponins utformning

Vid en genomskärning av en deponi för farligt- eller icke-farligt kan man urskilja tre delar (Avfall Sverige, 2012):

Botten – En geologisk barriär vars syfte är att under flera hundra, kanske tusentals år ta hand om de små mängder lakvatten som genereras, samt utgöra en säkerhet om andra barriärer av någon anledning mister sin funktion. Utöver den geologiska barriären finns även bottentätning med ett dränerande materialskikt och ett uppsamlingsystem för det lakvatten som bildas under drifttiden då det inte skett någon sluttäckning.

Cellväggar – Runt avfallet återfinns täta väggar. I dessa kan det förekomma mellantäckning och brunnar för deponigas.

Sluttäckning – Täckningen är uppbyggd av flera skikt (figur 9) vars syfte är att under lång tid förhindra att vatten och syre tränger in i avfallet. Ovan avfallet finns ett utjämningskikt (eller avjämningskikt) vars syfte är att få deponiytan så jämn som möjligt. Materialet i utjämningskicket varierar mellan olika sluttäckningar men ska principiellt inte innehålla material med högre klassificering (inert, icke-farligt och farligt avfall) än materialet det täcker (Avfall Sverige, 2012). Ovan utjämningskiktet finns ett tätskikt ofta bestående av bentonitmattor eller syntetiska geomembran vars syfte är att hindra nederbörd från att tränga in i deponin och på så sätt minska mängden lakvatten (Naturvårdsverket, 2004). Ovan tätskiktet återfinns ett dräneringskikt vars funktion är att avleda nederbörd från tätskiktet. Överst i tätskiktet återfinns skydds- respektive växtskikt vars syfte är att skydda underliggande lager från exempelvis tjäle. Ofta sås gräs i växtskiktet för att minimera risken för erosion och sättningar men även för att öka andelen nederbörd som evaporerar och på så sätt minska mängden vatten som tränger in i deponin. Syre förhindras tränga in till avfallet då detta kan leda till metaller lättare lakar ut och bidrar till oönskade föroreningar (Avfall Sverige, 2012).



Figur 9. Principskiss för sluttäckningen, med ingående skikt ovan det deponerade avfallet (NSR 2016).

3.1.2 Miljöeffekter från deponering

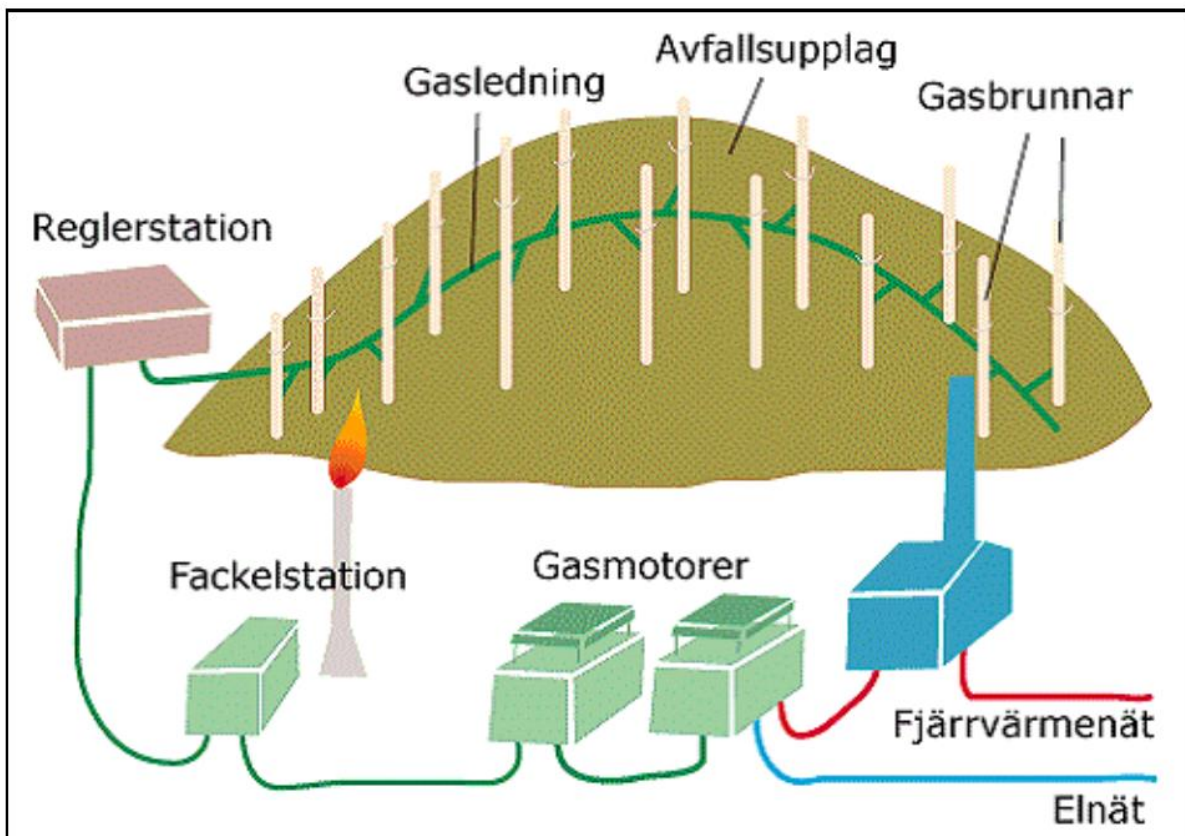
Idag vet vi att det finns många potentiella problem med deponering som bortskaffningsmetod. Avfall Sverige (2012) delar upp effekterna i tre olika kategorier:

emissioner till vatten – lakvatten, emissioner till luft – deponigas samt övriga emissioner: damm, buller och lukt, genomgången nedan följer denna uppdelning.

Vatten - I äldre deponier återfinns ofta höga halter av metaller och farliga kemikalier som kan vara problematiskt för både människors hälsa och den närliggande naturmiljön (Hogland et al., 2011). Om någon av barriärerna som presenterades i föregående kapitel inte fungerar som tänkt riskerar vatten att läcka in och ut ur deponin, och bilda så kallat lakvatten. Vattnet kan komma från nederbörd, yt- och grundvatten eller från det deponerade avfallet. Detta riskerar att få kemiska ämnen i deponin att reagera och förändras samt att vattnet kan agera som en transport av metaller och kemikalier ut till omgivningen. Detta leder till att tätningsarbetet och efterföljande kontrollarbete är en mycket viktigt men också kostsam process (Naturvårdsverket, 2008).

Luft – Sedan år 2005 är det förbjudet att deponera organiskt avfall (Förordning om deponering av avfall, 9 §) men på grund av material som deponerades innan år 2005 återfinns fortfarande stora mängder organiskt avfall i kommunala avfallsdeponier och industrideponier. Under de anaeroba förhållandena i deponin bryts detta material ner och bildar deponigas som huvudsakligen består av metan (CH_4) och koldioxid (CO_2). Den anaeroba fasen kan pågå i decennier och har inledningsvis en hög andel koldioxid och en låg andel metan. Under nedbrytningsprocessen minskar andelen koldioxid och mängden metan ökar och förhållandet är ungefär 50 % vardera. Med tiden sjunker sedan både andelen koldioxid och metan och ger under den nästkommande humusfasen plats för en ökad mängd kvävgas. Både koldioxid och metan är växthusgaser men metan är ungefär 28 gånger så kraftig (IPCC, 2013) vilket gör den speciellt intressant. Idag beräknas ungefär 18% av de antropologiska utsläppen av metan komma från just deponier (Avfall Sverige, 2012).

För att hantera utsläppen kan man idag samla upp deponigasen genom gasledningar som placerats i deponin (figur 10), eller oxidation av metanen genom passiva deponigassystem. Om gasen tas upp via gasledningar kan den sedan användas till att producera fjärrvärme och elektricitet eller facklas bort, vilket förbränner metanen till koldioxid för att undvika höga växthusgasutsläpp (ibid).



Figur 10. Schematisk skiss över ett uppsamlingsystem för deponigas (Avfall Sverige, 2012).

Övriga – Emissioner av damm och buller förekommer huvudsakligen under den aktiva deponifasen och vid etablering av ny deponeringsverksamhet men luktemissioner kan förekomma från deponerat avfall trots förebyggande åtgärder. Luktspridningen beror ofta på diffusa utsläpp av gas och aerosoler från deponin. Genom att optimera gasupptaget och fackla bort metan då gasproduktionen är för låg för energiproduktion kan man minska uppkomsten av lukt (Avfall Sverige, 2012).

3.1.3 Deponeringsförbud och Deponiskatt

I arbetet för att implementera EU-direktivet om deponering av avfall (99/31/EG) har två huvudsakliga strategier använts;

- Långsiktig minskning av utsläppen från deponier genom att arbeta med deponiernas utformning
- Minskningen av avfallsmängder och vad som får deponeras.

Den sistnämnda har lett till åtgärder som exempelvis producentansvar för vissa avfallsslag, sorteringskrav för brännbart avfall, förbud mot att deponera utsorterat brännbart avfall, förbud mot att deponera organiskt material samt skatt på deponerat avfall (Naturvårdsverket, 2017).

Av ovan nämnda åtgärder är förbudet mot deponering av organiskt och brännbart avfall av störst intresse för detta arbetet. Förbudet mot att deponera organiskt material återfinns i förordningen (2001:512) om deponering av avfall 10 § och innebär att ett gränsvärde för

mängd totalt organiskt kol (TOC) i avfall som ska deponeras inte får överskridas. Tillsynsmyndigheten får ge dispens i det enskilda fallet vilket totalt kan innebära att gränsvärdet för tillåten mängd TOC höjs. Avfallet får inte blandas ut enbart i syftet att uppfylla förutsättningarna för att få deponeras (15 §). Gränsvärdet för totalhalten organiskt kol är: 3 % för inert deponi, 5 % för icke-farlig deponi och 6 % vid deponi för farligt avfall.

Enligt lag (1999:673) om skatt på avfall skall deponiskatt betalas då avfall förs in på en avfallsanläggning där farligt avfall eller annat avfall slutgiltigt förvaras (deponeras) eller förvaras under längre tid än 3 år. Sedan år 2000 har skatten succesivt ökat från 250kr/ton till idag då skattesatsen är 500kr/ton (Skatteverket, 2017).

3.2 Landfill Mining

De första rapporterna från genomförda LFM-projekt kan spåras till Israel och 1950-talet då syftet var att gräva ut en deponi för att få fram jordförbättrare till jordbruket (Savage et al., 1993). Detta projekt fortsatte att vara det enda dokumenterade projektet fram till 1980-talet då ett mindre antal landfill-mining projekt utfördes huvudsakligen i syfte att hantera föroreningar eller att utöka deponiutrymme (ibid, Bockreis och Knapp, 2011, Hogland et al., 2004). Under 1990-talet ökade antalet LFM-projekt men drivkrafterna skilde sig något mellan USA och Europa. I USA var den huvudsakliga drivkraften brist på deponiutrymme till följd av en striktare miljölagstiftning och i Europa och Asien var det ett ökat saneringsbehov och växande städers ökande efterfrågan på mark som var drivande (Krook et al., 2012). Under 2000-talet sjönk intresset för LFM igen, ekonomisk osäkerhet, lägre behov av deponivolymer på grund av deponeringsförbud och utökad återvinning som möjliga orsaker (ibid). De senaste åren har dock området fått ökad uppmärksamhet med en stor ökning i antalet publicerade vetenskapliga artiklar.

År 2013 hade det genomförts cirka 60 kända LFM-projekt runt om i världen, de flesta har skett i USA; 19 stycken, och resterande i Europa; 29 stycken och Asien 9 stycken (Reclaim, 2015). LFM-projekt förekommer ännu endast i blygsam skala, huvudsakligen i form av forskningsprojekt på pilotnivå. Dessa projekt fokuserar ofta på deponiernas materialsammansättning (Hull et al., 2005; Hogland et al., 2004), tekniska prestanda (Quaghebeur et al., 2013) samt miljöpåverkan (Naturvårdsverket, 2015).

Utvärderingar av bland annat Quaghebeur et al., (2013) och Zhou et al., (2014) har visat på betydande potential i LFM genom återvinning eller återanvändning av fraktioner såsom: metaller, konstruktionsmaterial, brännbar fraktion och plast.

3.2.1 Lagstiftning

I Sverige finns idag ingen lagstiftning som specifikt reglerar LFM vilket innebär att LFM-projekt berörs av många olika lagar och föreskrifter som gäller deponiverksamhet i allmänhet.

Inledningsvis faller LFM-projekt in under Miljöbalken (MB) (1998:808). Verksamheten ska beakta de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap 2–5§. Specifikt berörs 5§ att verksamheter ska hushålla med råvaror och energi, samt utnyttja möjligheterna att: minska mängden avfall, minska mängden skadliga ämnen i material och produkter, minska de negativa effekterna av

avfall, och återvinna material. I 15 kap 10§ berörs även bestämmelse om skyldigheten att beakta avfallshierarkin.

Ett LFM-projekt klassas som en miljöfarlig verksamhet vilket kräver tillstånd enligt 9 kap. 1§ MB då projektet bland annat innebär användning av mark eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för människor hälsa eller miljön. Beroende på omfattning kommer projektet klassas som en A, B eller C-verksamhet vilket specificeras i Miljöprövningsförodningen (SFS 2013:251).

Relevant för LFM-projekt är även lag (1999:673) *om skatt på avfall* (LSA) då det ofta blir aktuellt med återdeponering av otjänligt material (Johansson et al., 2017). Skatten är utformad som så att skatt tas ut för allt avfall som förs in till en anläggning enligt 1 § LSA, och avdrag får göras för skatt på avfall som förs ut från anläggning enligt 10 § LSA. Detta skulle kunna innebära att deponerat avfall som försetts med deponiskatt för att sedan i ett senare LFM-projekt grävs upp och fraktas utanför anläggningen skulle innebära skatteavdrag enligt 10 § LSA ovan. Men enligt skatteverket strider detta mot EU:s statsstödsregler då skattebefrielse för återdeponering av restavfall från LFM är att betrakta som ”statligt stöd till miljöskydd” vilket inte får lämnas till ”företag befinner sig i svårigheter” (Naturvårdsverket 2015). Definitionen av ”företag befinner sig i svårigheter” bedöms innefatta företag som utför LFM vilket hindrar skattebefrielse (ibid). I LSA specificeras också skattebelopp 4§, vem som är skattskyldig 7§ samt bestämmelser angående undantag från skatteplikt 6§.

3.2.2 Institutionella hinder

Idag motverkas även resursutvinning från deponier genom att de institutionella villkoren för LFM inte är lika gynnsamma som de för gruvbrytning av mineraler. Detta beror delvis på att sekundära resurser; återvunnet material från avfall, regleras under andra institutionella ramverk än primära resurser; exempelvis motsvarande mineraler från gruvor. Idag klassas sekundära resurser som en miljöfråga och ligger under Miljödepartementet och Naturvårdsverket och primära resurser är istället en näringslivsfråga som ligger under Näringsdepartementet och SGU. Villkoren som följer av detta resulterar i att sekundära resursers konkurrenskraft missgynnas då utvinning av primära resurser stöds genom bland annat skattelättnader (Johansson, 2016).

3.2.3 Drivkrafter

De drivande krafterna bakom ett LFM-projekt kan vara många och skiljer sig mellan olika projekt. Principiellt kan de delas upp i miljö- och resursrelaterade. Miljörelaterade drivkrafter handlar om att på något sätt förbättra miljön genom att gräva upp deponin. Detta kan handla om minskning av utsläpp i lakvattnet som påverkar mänsklig hälsa, naturmiljön eller utsläpp av växthusgaser. Resursrelaterade drivkrafter är istället relaterade till extraerandet av resurser. Detta kan vara frigörande av deponiyta för byggande av hus, rekreationsområde eller för fortsatt deponering. Drivkraften kan också vara materialåtervinning av metaller som sedan kan säljas, en brännbar fraktion som kan energiåtervinnas eller en jordfraktion som kan användas som konstruktionsmaterial. (Kaartinen, et al., 2012)

För aktörer som utför ett LFM-projekt är drivkraften ofta en kombination av ovanstående. Huvudsyftet för utgrävningar av deponier har hitintills varit sanering av miljöskyddskäl,

skapandet av ny deponikapacitet, frigörande av mark för andra ändamål och återvinning av dagligt täckmaterial. Stora deponier är ofta lokaliserade i närheten av större orter och innebär idag många gånger ett planeringshinder (Naturvårdsverket, 2015).

3.2.4 Ekonomin bakom Landfill Mining

I dagsläget pekar de flesta ekonomiska analyser på att kostnaden för att genomföra ett LFM-projekt mest troligt kommer att vara högre än intäkterna från utvunnet material. Detta kan bero på ett fokus på deponier med lågvärdigt innehåll sorterade med otillräckliga sorteringsmetoder (Frändegård., et al, 2015; Johansson, 2016). Det finns dock exempel på studier som visat positiva ekonomiska kalkyler då man räknat med andra intäkter än bara försäljning av material, exempelvis frigjort deponiutrymme. Då deponier idag ofta är sammanväxta med städer innebär det att marknadsvärdet för marken kan vara mycket högt vilket visat sig många gånger vara avgörande för den ekonomiska lönsamheten (Wagner och Raymond, 2015; Frändegård et al., 2015).

För att göra det konkurrenskraftigt att återvinna metaller, jordfraktion (i form av jordförbättrare och konstruktionsmaterial) och bränsle ur nedlagda avfallsanläggningar krävs ökad kunskap om var resurserna finns, hur stora de är och lämpliga tekniska lösningar för sortering av avfallet. Utöver vidare forskning krävs även ökade ekonomiska incitament i form av höjda marknadspriser för de resurser som återfinns i deponier. Idag har metall och mineral generellt ett positivt värde i en ekonomisk kalkyl samtidigt som jordfraktionen och bränslefraktionen har ett negativt värde (Naturvårdsverket, 2015). Frändegård et al. (2015) har visat att skattekostnaderna för att återdeponering av uppgrävt material som inte går att använda kan representera 30–50 % av de totala kostnaderna i ett LFM-projekt. Detta är dock inte fallet överallt, vid en kostnads-nyttoanalys av ett LFM-projekt i Kina (Zhou et al., 2015) visade resultatet att de tre största intäktsposterna var just energiåtervinning, återanvändning av jordfraktionen och frigjord deponiyta. Detta beror bland annat på hög efterfrågan på material till energiåtervinning och andra gränsvärden för användning av jordfraktionen som jordförbättrare.

Kostnaderna för LFM-projekt varierar mycket beroende på ovanstående faktorer. För Zhou et al., (2015) blev kostnaderna (exklusive intäkterna) motsvarande 109 kr⁶ per uppgrävt ton, och kostnader inklusive intäkter resulterade i en nettovinst på motsvarande 53 kr/ton. Vid en sammanfattning av kostnader (exklusive intäkter) från sex tidigare utgrävningar i USA före 2009 (IWCS, 2009⁷) varierade kostnaden mellan 30 kr/ton och 117 kr/ton. Intäkterna redogjordes inte vilket kan bero på att LFM-projekten huvudsakligen utfördes för att avhjälpa utsläpp relaterade till deponierna.

3.2.5 Positiv miljöpåverkan vid Landfill Mining

Erfarenheterna från LFM och dess potentiella påverkan på miljön är fortfarande knapphändig då det i huvudsak rör sig om prospekterande lämplighetsstudier genom utgrävning i några få

⁶ 1 USD = 8,61 Svenska Kronor, 2017-06-03

⁷ Vid omräkning från volym till vikt användes omvandlingsfaktorn 0,65 ton/m³ enligt resultat från fallstudien och ovan nämnda dollarkurs.

deponier. Trots bristande erfarenheter så kan återvinning från nedlagda deponier potentiellt innebära stora positiva effekter för miljö och människors hälsa (Naturvårdsverket, 2015).

Miljövinster kan komma från avhjälpning av befintliga problem med utsläpp men även från återvinningen av metaller och energiåtervinningen av den brännbara fraktionen. Då avfallet grävs upp möjliggörs åtgärder som kan göra deponin säkrare genom exempelvis botten tätning och installation av dränerings- eller gasinsamlingsystem. Genom att gräva upp och låta organiskt material brytas ner aerobts som annars skulle brutits ner anaerobt till deponigas (se kap 3.1) kan stora utsläpp undvikas. Energiutvinning kan potentiellt ersätta konventionell energiproduktion som i omvärlden idag i huvudsak fortfarande är fossil (Krook, 2013).

3.2.6 Negativ miljöpåverkan vid Landfill Mining

Utöver miljövinster finns även potentiella risker med LFM. Dessa innefattar potentiella utsläpp av miljöfarliga ämnen vid utgrävningen men vissa studier pekar även på låga eller till och med negativ påverkan med hänseende till växthusgaser (Winterstetter et al, 2015; Laner et al, 2016). Dessa studier påpekar att den miljömässiga vinsten är högst platspecifik och beror på bland annat materialsammansättning, utformning av referensfallet och koncentrationen av energiintensiva metaller såsom aluminium. Viktigt är också att ta hänsyn till i vilket land som projektet sker. Höga halter av fossil plast eller gummi i bränslefraktionen kan få en negativ inverkan om energiåtervinningen sker i ett land med mycket förnyelsebar energi (ibid).

Vid en tidigare utgrävning av Ringstorpdeponin i Helsingborg gjordes metanmätningar vid skopan av grävmaskinen under pågående arbete. Mätningarna visade på förhöjda halter av metangas vid varje skoptag. Karlsson och Åslund (2014) kommenterar detta och påpekar att detta kan vara av särskilt intresse för en deponi som BCR1 vilken har ett mycket högt organiskt innehåll. De framför att metan bundet i porer i massorna kan medföra att stora metanmängder frigörs vid en utgrävning. Risker för utsläpp i samband med utgrävning berörs kort i exempelvis Frändegård, et al., (2013), Laner et al., (2016) men utesluts ur beräkningarna.

Utsläpp till närmiljön som konsekvens från LFM är ett område med bristande forskningsgrund (Johansson et al, 2017). Riskerna är många gånger samma som återfinns vid deponering i allmänhet och är bland annat: transporter, buller, jordskred, dålig lukt, risk för infektioner, damm, eldrisk, risk för hälsa och säkerhet, och läckage av metaller och kemikalier. Utgrävning av deponier har även visat sig kunna väcka lokala protester och oro (ibid).

Den forskning som finns angående LFM och utsläpp av växthusgaser pekar som tidigare nämnt på att resultatet beror på många olika faktorer. Laner et al., (2016) visar i sin LCA-analys att påverkan från växthusgaser varierar⁸ mellan undvikna utsläpp på 630 kg CO₂-ekv/ton uppgrävt avfall till ett nettoutsläpp på 305 kg CO₂-ekv/ton. Den viktigaste faktorn visade sig vara referensscenariots utformning och utsläppen för den ersatta energi som användes.

⁸ Resultatet från 90-percentilen av utsläppen.

3.3 Materialindelning

Det material som grävs upp vid ett LFM-projekt kan delas upp i tre fraktioner; brännbar fraktion, jordfraktion och metaller (Särkkä, 2017). Andra benämningar finns representerade i litteraturen, exempelvis Kaartinen et al, (2013) delar istället upp materialet i jordfraktion, metaller och kalorifraktion men den sistnämnda motsvarar i allt utom namn bränslefraktionen. Viktigt att ha i åtanke är dock att bränslefraktionen består av många beståndsdelar varav exempelvis plasten i framtiden kanske kommer kunna materialåtervinnas på ett ekonomiskt försvarbart sätt. Detta skulle innebära att benämningen bränslefraktionen skulle bli felaktig. Idag är dock förbränning det enda praktiskt försvarbara alternativet för denna fraktion och därför kommer den härnäst att benämnas som bränslefraktion.

Uppdelning i bränslefraktion, metaller och jordfraktion sker ofta tidigt i arbetet genom att det uppgrävda materialet siktas (figur 11). Indelningen i bränsle- (figur 12) respektive jordfraktion (figur 13) är inte fullständigt korrekt då fraktionerna inte på något sätt är rena utan är endast skilda med hjälp av en sikt som sorterar efter storlek. I jordfraktionen kan man exempelvis se plast och trä och i den brännbara fraktionen jord och stenar. Anledningen till att denna uppdelning ändå görs är att den motsvarar det praktiska arbetet av hur materialet delas upp. Efter siktning kan vidare sortering göras med hjälp av tex en vindsikt som avskiljer plast eller en tvättanläggning som avskiljer en jordfraktion för att vidare rena fraktionerna.



Figur 11. Pågående siktning där en hjullastare placerar avfall i en trumsikt. Längst fram på bilden kan den brännbara fraktionen ses till vänster och jordfraktionen till höger. På bilden sker en andra siktning av den brännbara fraktionen (avfallet som placeras av hjullastaren) vilket innebär att förhållandena mellan brännbar fraktion och jordfraktion inte motsvarar det av vanligt avfall (Bild: Samuel Svensson)

3.3.1 Bränslefraktionen

Vid förbränning av bränslefraktionen (figur 12) i avfallsförbränningsanläggningar så produceras energi i form av fjärrvärme och elektricitet. Denna energi kan sedan användas för att värma upp bostäder under vintermånaderna och elektriciteten kan antingen föras ut på elnätet eller användas internt. Huruvida förbränningen av bränslefraktionen innebär mer eller mindre utsläpp av växthusgaser beror på utsläppen från energin som ersätts.

Växthusgasutsläppen från fjärrvärme beror huvudsakligen på andelen fossilt bränsle som används i energiåtervinningen och varierar från nära noll till nästan 200 gram CO₂-ekv/kWh (Fastighetsägarna, 2015).

Av det avfall som grävs upp vid ett LFM-projekt så kan andelen brännbart avfall variera stort beroende på det deponerade avfallet. Ofta ligger halterna på mellan 30–50% brännbart avfall. (Kaartinen et al, 2013; Quaghebeur et al, 2012). När avfallet siktas och fördelas efter storlek blir resultatet oundvikligt att viss andel jordliknande material följer med till fraktionen som är ämnad att gå till förbränning. Hur stor del av bränslefraktionen som består av jordliknande material beror på exempelvis vilken storlek på sikt som används och hur torrt materialet är. Andelen jordliknande material påverkar bränslefraktionens bränsleegenskaper såsom fukthalt, askhalt och effektivt värmevärde vilka är avgörande för materialets lämplighet som bränsle (VMR, 1999). Kaartinen et al, (2013) visar på cirka 15%⁹ jordliknande material i fraktionen 40–100 mm och Karlsson och Åslund (2014) presenterar ett resultat på 6%¹⁰ jordliknande material i >40 mm fraktionen vid tidigare plockanalys för deponin ”Lagringsytan” på Filbornaområdet. Karlsson och Åslund (2014) och forskare på LiU (Svensson, 2017; Johansson, 2017) har efterfrågat tvättning av bränslefraktionen för att närmare undersöka hur mycket av de olika ingående fraktionerna (plast, metaller, papper, etc.) som i själva verket består av jordliknande material. Under litteraturstudien fann författaren av denna rapporten inga exempel på utförd tvättning på någon fraktion i samband med en plockanalys.



Figur 12. Bilden visar den brännbara fraktionen som utskildes vid den första siktingen (Bild: Samuel Svensson).

3.3.2 Jordfraktionen

Vid uppgrävning av en deponi återfinns en stor andel jordliknande material (figur 13) som inte sällan står för 55–70% av innehållet (Kaartinen et al., 2013; Quaghebeur et al., 2012). Denna fraktion är ofta problematiskt då den innehåller mycket metaller och kemikalier som

⁹ Cirka 13–18% beroende på mätdjup. Osäkerhetsintervall på mellan cirka 6–20% respektive 7–30%.

¹⁰ Resultatet varierar mellan 5,2–7% beroende på om man räknar med stora stenar eller ej.

kan vara farliga för människors hälsa och naturmiljön. Beroende metallpartiklarnas storlek förändras dess lakningsegenskaper, alltså hur mycket av metallerna som frigörs när de kommer i kontakt med ett lösningsmedel (exempelvis vatten). Lakegenskaperna är proportionerliga mot partiklarnas yta (Othusitse och Muzenda, 2015) vilket innebär att större partiklar har mindre yta i förhållande till samma mängd metall i form av mindre partiklar, detta leder till att större partiklar lakar mindre. Metallerna tros i huvudsak finnas i form av joner och är därför inte utvinningsbara med dagens teknik (Quaghebeur et al., 2012).



Figur 13. Bilden visar den jordfraktion som utskildes vid den första siktningen (Bild: Samuel Svensson).

De huvudsakliga användningsområdena för jordfraktionen är i form av konstruktionsmaterial eller som jordförbättrare. Externt bruk (utanför avfallsanläggningen) som jordförbättrare eller för byggnaden av parkeringsplatser och vägar stöds idag inte av svensk lagstiftning. Beroende på föroreningsgrad kan jordfraktionen därför huvudsakligen användas som konstruktionsmaterial för deponier aningen under eller över tätskiktet. Om materialet är förorenat kan det behövas återdeponeras och tidigare forskning har visat på höga metallhalter i jordfraktionen som hindrar användning som konstruktionsmaterial (Johansson et al., 2017). Vid bedömning av hur farlig jordfraktionen är måste man ta hänsyn till mängden metall och hur tillgängligt metallen är för att tas upp av olika organismer (s.k. biotillgänglighet) (Jernkontoret, 2013).

3.3.3 Metaller

I svenska deponier uppskattas det finnas totalt 16 miljoner ton metaller i skrotform (figur 14). Av dessa utgör cirka 80% av järn och 20% av icke-järnhaltiga metaller (SGU, 2014).

Mängden metaller i en deponi beror i huvudsak på dess ålder och deponins användningsområde. Deponier som består av hushållsavfall förväntas ha längre halter av metaller och industrideponier har potentiellt högre. Deponier som var aktiva under 1970-talet och 1980-talet bedöms ha högst innehåll av metaller bland annat på grund av att metaller som deponerats tidigare har oxiderat (rostat) och att efter 1980-talet minskade mängden deponerade metaller kraftigt (ibid).

Idag bedömer Naturvårdsverket (2015) att återvinning ur nedlagda deponier endast kan bidra marginellt till svenska samhällets metallförsörjning. Mellan 2-6% av olika sammanlagda metallpotentialer bedöms finnas i deponier i och en övervägande majoritet i berggrunden. Denna hållning till resurspotentialen kritiserar dock av forskare vid Linköpings universitet som håller med om påståendet att kvantiteterna i förhållande till primära mineraler är begränsade men pointerar att ungefär hälften av alla brutna basmetaller (bly, koppar, tenn och zink) återfinns i olika typer av avfallssamlingar såsom deponier, högar av bearbetningsavfall och slagghögar (Johansson et al, 2017). De påpekar även att det är en fördel att mineralerna är koncentrerade i ett område (deponin) vilket underlättar uttag.

Sverige befinner sig i en ovanlig position med mycket goda möjligheter till primära metaller från gruvbrytning. Majoriteten av länderna i världen har där emot inte samma goda förutsättningar för gruvdrift som Sverige och för dem kan resursaspekten komma att vara mycket viktigare (Johansson, 2016)



Figur 14. Aluminium från plockanalysen av BCRI (Bild: Samuel Svensson).

3.3.4 Materialsammansättning vid tidigare LFM-projekt

Den specifika materialsammansättningen hos den deponi som ska grävas ut beror på många olika faktorer och har stor inverkan på ett LFM-projekts ekonomiska och miljömässiga prestanda (kap 3.2.4 till 3.2.6).

I tabell 1 nedan presenteras en sammanställning av materialsammansättningen för sju LFM-projekt mellan åren 1997 och 2010 framtagen av Reclaim (2015). Projekten är utförda i fyra olika länder: Belgien, Indien, Sverige och USA. Den genomsnittliga sammansättningen visar att det jordliknande materialet är den största fraktionen (genomsnitt: 26%, variation: 14% till 44%) följt av övrigt material (stenar, glas, keramik, etc.) (g: 18%, v: 7-34%) och slutligen trä (g: 15%, v: 4-23%), plast (g: 15%, v: 7-18%) och papper (g: 14%, v: 8-23%). Skillnaderna i materialsammansättning mellan projekten kan exempelvis bero på när deponierna anlades och vilken typ av avfall som placerades i deponin.

Tabell 1. Sammanställning av materialfördelningen i sju LFM-projekt. Data är tagen från Reclaim (2015) och den genomsnittliga sammansättningen utförd av författaren av detta arbete. För uträkning se Bilaga 4.

Material	Collier County USA	Edinburg USA	Burlington USA	Måsalycke Sverige	Filborna Sverige	Perugudi Indien	Remo Belgien	Genomsnittlig sammansättning
Jordliknande material %	14	18	20	17	19	40	44	26%
Papper %	12	16	13	29	14	-	8	14%
Plast %	18	15	14	7	19	11	17	15%
Trä %	23	4	19	19	14	12	7	15%
Textilier %	4	-	9	1	5	2	7	4%
Metaller %	11	13	10	5	8	0,2	3	8%
Övrigt (Sten, glas, etc.) %	7	27	9	15	19	34	10	18%
Källa:	Krogmann and Qu, 1997	Krogmann and Qu, 1998	Hulletal., 005	Hogland, 2002	Hogland tal., 1995	RenoSam, 2009	Quaghebeur et al, 2010	

3.4 Tidigare resultat för BCR1

Karlsson och Åslund utförde år 2014 en ekonomisk och miljömässig analys på BCR1 tillsammans med 2 andra deponier på filbornaområdet. En utgrävning genomfördes i mindre skala (ca >10m³ uppgrävt material jämfört med den aktuella utgrävningen på cirka 800 m³). Tillsammans med utgrävningen och en litteraturstudie uppskattades materialsammansättningen (tabell 2) i BCR1 genom analys av generella plockanalyser av avfall från tiden då materialet placerades i BCR1 (år 2001-2003). Dåvarande beräkningar uppskattade att BCR1 innehöll cirka 112 200 ton avfall.

Tabell 2. Materialsammansättningen av BCR1 som uppskattades av Karlsson och Åslund (2014).

Material	Andel
Jordliknande material	39,6%
Papper	3,4%
Plast, gummi	16,4%
Trä	9,1%
Textil	5,0%
Metall	3,0%
Övrigt	8,8%

Utifrån materialsammansättningen och en kombination av platsspecifika kostnader (för NSR) och data från en litteraturstudie beräknade de sedan den ekonomiska och miljömässiga prestandan för BCR1. Resultatet blev en total kostnad (inklusive intäkterna) för LFM-scenariot på 53 miljoner kr (mkr) och en kostnad på 54 mkr då materialet förblev deponerat. Detta innebar två jämnstora kostnader och ett nettoresultat nära noll. Karlsson och Åslund identifierade tre huvudsakliga kostnadsposter som dominerade LFM-scenariot vilket var separation, kompostering/stabilisering och energiåtervinning. De tre posterna stod vardera för ungefär 30% av kostnaden. För LFM-scenariot blev den sammanlagda kostnaden (exklusive intäkterna) 750 kr/ton för projektet och kostnaden för de ingående processerna kan ses i tabell 3.

För utsläppen av växthusgaser identifierades tre dominerande poster, energiåtervinning, ersatt energi och utsläpp av deponigaser. Hög andel fossilt material i den del av det uppgrävda avfallet som gick till energiåtervinning i förhållande till utsläppen från den ersatta energin pekades ut som orsak till de höga utsläppen. LFM-scenariot beräknades leda till 173 kg CO₂-ekv/ton i undvikna utsläpp.

Tabell 3. Sammanfattning av kostnader/ton, totalkostnader/intäkter samt totala utsläpp/undvikna utsläpp i ton CO₂-ekv vid en tidigare förstudie av BCR1.

Karlsson och Åslund (2014)	Kostnader (kr/ton)	Totala kostnader och intäkter* (mkr)	Totala utsläpp och undvikna utsläpp* (ton CO ₂ -ekv)
Post			
Utgrävning	10	1,3	64
Sikt	200	22,4	15**
Arrendeavgift	-	2,1	-
Kompostering/Stabilisering	350	18,2	15
Transport***	45	5,0	251
Försäljning Metaller	0	-11,1	0
Energiåtervinning	500	22,8	41 700
Ersatt Energi	-	-	-14 900
Lakvattenhantering (30 år)	3	-0,4	0
Sluttäckning	23	-2,5	58
Deponiskatt (för referens)	435	-48,8	-
Nytt deponiutrymme	76	-8,5	-
Utsläpp deponigas	-	-	-31 900
Totalt (positiv inkomst och undvikna utsläpp)	-	1,2	15 800

*De totala kostnaderna/utsläppen bygger på en större mängd uppgrävt material än för det aktuella fallet, 1 12 200 ton istället för 91 000 ton vilket innebär att den totala kostnader och utsläpp inte bör jämföras utan att ta hänsyn till detta.

** Inklusiv vindsikt

*** Sammanslagning av transport (35 kr/ton) och omlastningskostnader (10 kr/ton).

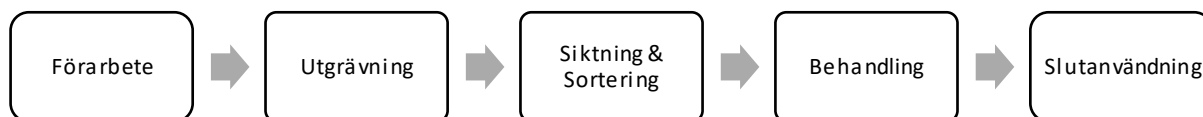
I arbetet antogs 100% sorterings effektivitet, alltså att samtlig plast, trä, gummi, etc. hamnade i bränslefraktionen och att samtligt jordliknande material hamnade i jordfraktionen. För att få bättre resultat efterfrågades tester där avfallet skulle siktas för att undersöka förhållandet mellan jordfraktionen och bränslefraktionen. I arbete efterfrågades även torkning av avfallet som grävdes upp. Viktminskningen genom torkningen är intressant då en minskad vikt på materialet som sorteras och behandlas innebär en minskad kostnad (Karlsson och Åslund, 2014).

3.5 Landfill mining – Praktiken

Informationen nedan bygger huvudsakligen på intervjuer med arbetsledare på NSR men är kompletterade med information från litteraturstudien.

Utförningen på ett LFM-projekt beror på många olika faktorer och skiljer sig mycket beroende på förutsättningar och syfte. Författaren har valt att dela upp ett LFM-projekt i 5

moment (figur 15): Förarbete, Utgrävning, Siktning & Sortering, Behandling och Slutanvändning. Denna uppdelning motsvarar inte alltid det praktiska arbetet då upplägget kan skilja beroende på anläggningstyp och projektsyfte men momenten ofta samma även om ordning och utförande kan skilja.



Figur 15. LFM-projektet uppdelat i fem momenten: Förarbete, Utgrävning, Siktning & Sortering, Behandling och Slutanvändning.

Förarbete - Inledningsvis krävs ett omfattande förarbete vid ett LFM-projekt. Detta innefattar moment som kartläggning, planering och tillståndsansökan. Kartläggningen innebär att man tar reda på information som är viktigt för genomförandet av projektet. Detta kan var uppskattad materialsammansättning, tillgängliga maskiner och sorteringsteknik. Kartläggningen är viktigt då förutsättningarna skiljer sig mycket mellan olika deponier och drivkrafterna skiljer sig mellan olika aktörer. Beroende på det uppgrävda materialet krävs även olika typer av efterbehandling, detta kräver liksom det praktiska arbetet planering och ledning.

Utgrävning - Nästa steg i ett LFM-projekt är den faktiska utgrävningen. Detta sker med hjälp av grävmaskiner som gräver ur hela eller bitar av deponin. Utformningen av utgrävningen kan skilja beroende på vilka maskiner som används, men även metoden för utgrävningen. Exempel på utformning kan vara en utgrävning som sker under bar himmel, eller under någon form av provisoriskt tak för att exempelvis minska lukt- och metan-emissioner samt skydda från nederbörd (Olsson, 2017).

Vilken utrustning och maskiner som används vid utgrävningen av ett LFM-projekt beror mycket på utgrävningens omfattning. Maskintyper kan anpassas efter mängden och typen av avfall som grävs upp, exempelvis finns specialutformade dumpers med större volymkapacitet som passar lätta material såsom avfall (Olsson, 2017; Rönnols, 2017).

Siktning & Sortering - När avfallet är uppgrävt finns det flera olika tänkbara tillvägagångsätt. Exempelvis kan materialet direkt siktas för uppdelning i olika fraktioner för att sedan förvaras till dess att vidare sortering sker. Alternativt kan materialet först torkas för att sedan siktas. För att kunna återvinna värdefulla metaller krävs någon form av sortering av avfallet. Detta med hjälp av transportabla anläggningar eller vid stationära sorteringsanläggningar. I dessa anläggningar används ofta en kombination av olika sorters sotering och nedan presenteras ett urval som förekommande vid sortering av avfall.

- Trumsikt. - Siktningen sker exempelvis med hjälp av en trumsikt där avfallet placeras med hjälp av grävmaskin i en roterande sikt i form av en trumma. Resultatet blir att jordfraktionen skiljs genom sikten och den större brännbara fraktionen fortsätter ut på andra sidan trumman (figur 11).

- Vindsikt - Genom att avfallet får passera över en kraftig luftström skiljs tyngre material exempelvis, sten, betong, och metaller från lättare material såsom plast.
- Jordtvätt – För behandling av förorenade jordar kan man använda en jordtvätt där materialet under högt tryck behandlas med vatten och delas upp i 2 fraktioner, en förorenad fin och en ren grov. Den grova fraktionen sorteras ut och kan sedan användas för exempelvis återfyllnad. Den fina fraktionen pumpas till en separator där fraktionen renas på kemisk väg genom aggregering. Det som blir kvar kan renas ytterligare eller köras till deponi (Svevia, 2017).
- Magnet/ECS – Utsortering av metaller kan ske med hjälp av att en anordning där en monterad magnet och en eddy current separator (ECS, virvelströmsseparator) placeras i anknytning till en sorteringsanordning exempelvis trumsikten som beskrevs ovan (Olsson, 2017).
- Sink and Float – Denna metod sorterar utifrån densitet och kan exempelvis användas för att sortera ut plast eller organiskt material från jordfraktionen.

Behandling - Beroende på materialets sammansättning och kvalitet kan materialet behöva behandlas vidare för att bli tjänligt. Detta kan exempelvis vara tvätt av avfallet för att minska mängden tungmetaller eller kompostering för att sänka den organiska halten i materialet.

- Kompostering och stabilisering

Slutanvändning - Slutligen ska det uppgrävda materialet säljas, förbrännas, återdeponeras, eller användas på annat sätt.

3.6 Filborna och Biocellreaktor 2001

Biocellreaktor 2001 (BCR1) som studeras i denna rapport ligger på Filbornadeponin som drivs av Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) och är belägen cirka 4,5 km nordost om Helsingborgs stadskärna. NSR ägs av sex närliggande kommuner¹¹ med Helsingborgs kommun som största ägare. Filbornadeponin är en av Sveriges största deponier innehållande över 10 miljoner m³ avfall genererat över mer än 50 år. Årligen hanteras cirka 400 000 ton avfall inom någon av verksamheterna: mottagning, återvinning, behandling, mellanlagring och deponering av avfall (Karlsson och Åslund, 2014).

På Filbornaområdet återfinns avfallsförbränningsanläggningen Filbornaverket som drivs av Öresundskraft och startade år 2013. Öresundskraft ägs i sin tur till 100% av Helsingborgs stad. Kraftvärmeverket har en nominell effekt på 18 MW el och 60 MW fjärrvärme (Öresundskraft, 2016).

¹¹ Bjuv, Båstad, Helsingborg, Höganäs, Åstorp och Ängelholm.



Figur 16. Översiktsbild över Filbornaområdet med BCR1s position markerat i vitt/rött (Google, 2017).

3.6.1 Biocellreakortekniken

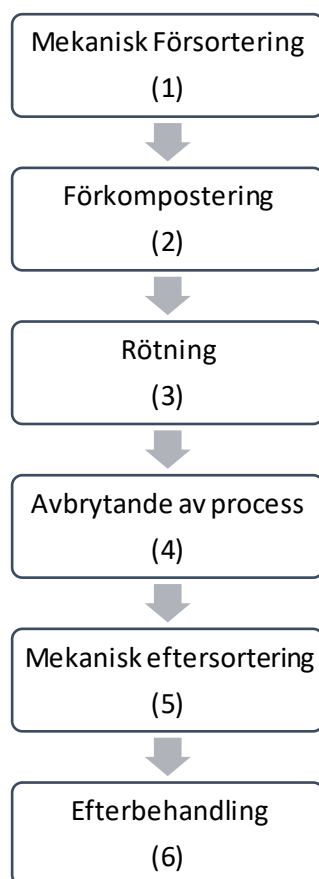
BCR1 har sitt ursprung i början på 2000-talet när utvecklingen av den tidigare biocelltekniken testades på Filborna. Syftet med de ursprungliga biocellerna som byggdes på 1990-talet var att genom särskilda metoder för uppläggning och kompaktering skapa goda förhållande för en effektiv gasbildningsprocess ur vilken man skulle utvinna biogas.



Figur 17. Pågående konstruktion av Biocellreaktor2001:s botten år 2001 (Meijer och Björnsson, 2004)

Biocellreaktorn (figur 18) var en vidareutveckling av biocellen där avfallet utöver specifika metoder för uppläggning och kompaktering även skulle försorteras (1) och förkomposteras (2) innan det rötades på plats i reaktorn (3). Förkomposteringen utfördes för att möjliggöra en snabb övergång till den anaeroba fasen (och produktion av deponigas). Efter rötningen skulle processen avbrytas genom att syre pumpades in i reaktorn och rötresterna grävdes ut (4).

Rötresterna skulle sedan eftersorteras (5) för att man sedan skulle återföra kvarvarande nedbrytbart material till reaktorn för fortsatt behandling (6). Se bilaga 9 för de ingående stegen i biocellreaktorprocessen.



Figur 18. Schema över stegen i biocellreaktorprocessen.

Sammanlagt har det förekommit ett 30-tal bioceller och biocellreaktorer runt om i Sverige (Bramryd, 2015) på bland annat Hagby och Filborna (RVF, 2001). På Filbornaområdet finns idag två biocellsreaktorer: Biocellreaktor 2001 och Biocellreaktor 2002, men inga bioceller.

3.6.2 Biocellreaktor 2001

Före den mekaniska försorteringen (figur 18) källsorterades materialet som lades i BCR1. Syftet var att sortera ut återvinningsbart material som fraktades till återvinning och öka mängden organiskt material för att optimera deponigasproduktionen (Retzner, 2017). Detta innebär att en viss del av det återvinningsbara materialet som annars skulle funnits i BCR1 (om BCR1 istället vore en vanlig deponi) redan har återvunnits. Detta innebär i sin tur att materialsammansättningen i BCR1 uppskattningsvis kommer utmärkas av låga halter återvinningsbart material exempelvis metaller och plast och höga halter av organiskt nedbrutet material i form av jordliknande material. Avfallet i BCR1 är en kombination av restavfall från hushåll och industri och lades på plats under perioden mars år 2001 – oktober år 2002 med 136 000 ton förbehandlat avfall, 79 000 ton (58%) hushållsavfall och 57 000 ton (42%) industriavfall (Karlsson och Åslund, 2014). Bottnen och sidorna på BCR1 består av

kompakterad lera (figur 17) och är godkänd för fortsatt framtida deponering av icke-farligt avfall (Rönnols, 2017).

Inledningsvis var målsättningen för NSR att kunna ta ut 160 Nm³ biogas/ton behandlat avfall. Detta motsvarade 85 000 MWh under en tidsperiod på 3–7 år. Resultatet blev att förväntad mängd gas var utvunnen efter 4 år, sedan dess har utvinningen fortsatt men minskat stadigt. En undersökning av den kvarvarande metangaspotentialen i samband med Karlsson och Åslunds (2014) arbete visar på att de framtida metangaspotentialen är låg. Sammanlagt har ungefär 300 Nm³ biogas utvunnits per ton avfall.

3.6.3 Drivkrafter för NSR

På grund av att avfallet i biocellreaktorn skulle grävas upp och efterbehandlas klassades den av NSR som en biologisk behandlingsmetod (kap 3.1) och ingen deponiskatt betalades. Inledningsvis höll länsstyrelsen med då man i ett föreläggande i slutet av år 2000 gav dispens inom ramen för deponeringsförbudet som trädde i kraft 2002. Länsstyrelsen ändrade sig dock i december 2002 till att BCR-metoden skulle omklassas till deponering av utsorterat brännbart avfall för att sedan strax därpå ge NSR dispens enligt deponeringsförordningen (2001:521) för fortsatt behandling i biceller och biocellreaktorer.

Om avfallet som i dagsläget behandlas i BCR1 klassificeras om till deponi för icke-farligt avfall för att deponigasproduktionen blir för låg skulle detta kunna innebära en betydande kostnad på över 45 mkr då materialet i BCR1 skulle beläggas med deponiskatt. Vid en fullskalig uppgrävning av BCR1 kan NSR undvika deponiskatten och skapa nytt deponiutrymme för den övriga verksamheten (Rönnols, 2017). NSR ser också detta som en möjlighet att vidare utforska LFM för att utveckla sina färdigheter inom konceptet.

4 Fallstudien

I följande kapitel presenteras pilotprojektet (kap 4.1) som ligger till grund för fallstudien av BCR1.

Fallstudien bygger på det pilotprojekt som utfördes under vintern år 2016 och våren år 2017. Före arbetet med fallstudien i denna rapport påbörjades (januari år 2017), var redan ett antal moment avklarade: Utgrävning, transport till torkning, insamling av data i form av dagböcker och metanmätningen. För dessa undersökningar har författaren av denna rapport tagit del av resultaten för vidare analys, men inte varit involverad i det praktiska arbetet. Vid övriga moment som skedde under våren år 2017 har författaren medverkat som antingen utförare av undersökningen eller som provtagare. Nedan presenteras pilotprojektets utformning.

4.1 Pilotprojektet

I samband med pilotprojektet grävdes sammanlagt 542 ton eller 0,6% av uppskattningsvis 91 000 ton sammanlagt avfall ut ur BCR1. Avfallet siktades till två fraktioner vid utgrävningsplatsen: Jordfraktion (<40 mm) och Bränslefraktion (>40 mm). Sedan transporterades 460 ton avfall till platsen där materialet skulle torkas under tidsperioden januari till mars. Skillnaden mellan det uppgrävda materialet och de som gick till torkning beror huvudsakligen på att bränslefraktionens volym blev så stor att allt material inte fick plats för torkning. Provtagning utfördes på det ursprungliga uppgrävda materialet samt de två utsiktade fraktionerna. Ca 300 kilo av bränslefraktionen sattes åt sidan för plockanalysen. Efter torkningen vägdes materialet igen för att kunna uppskatta mängden avdunstat vatten och bränslefraktionen siktades en andra gång.

I tabell 4 nedan redogörs kortfattat för tillvägagångsättet vid utgrävningen och efterarbetet följt av ett stycke som närmare beskriver arbetet. För vidare information om vilka maskiner som användes och tidsåtgång se Bilaga 1.

Tabell 4. Presentation av de tre momenten: utgrävning, sikning & sortering och behandling, med tillhörande kommentar och använd teknik.

Moment	Kommentar	Teknik
<i>Utgrävning</i>	Utgrävningen skedde under vintern 2016.	Grävmaskin, Hjullastare, Bandschaktare och Dumpers.
<i>Siktning & sortering</i>	Uppgrävt material siktades på plats och transporterades sedan till torkning. Efter torkning siktades bränslefraktionen en andra gång.	Trumsikt (40 mm), Dumpers och Hjullastare.
<i>Behandling</i>	Torkning skedde i KRT-boxar ¹² under perioden januari till mars år 2017.	KRT-box, Hjullastare och mätspjut.

¹² Kombireaktorteknik-boxar – Byggnad av betong med ventilationsmöjligheter. För bild se bilaga 8.

Utgrävningen skedde under vintern 2016 och grävarbetet utfördes i 3 etapper: 0–2 m, 2–4 m och 4–6 m för att undersöka hur materialet förändrades beroende på djup. Det uppgrävda materialet siktades på utgrävningsplatsen i en trumsikt och transporterades sedan till torkning. Efter torkning siktades bränslefraktionen en andra gång för att undersöka torkningens inverkan på sorterings effektiviteten samt hur mycket vatten som avdunstat under torkningen. Det var även tänkt att testa sorterings effekten av Magnet¹³ och Eddy Current Separator¹⁴ (ECS) på de olika fraktionerna men dessa undersökningar genomfördes inte.

Det siktade materialet kördes sedan till KRT-boxar¹⁵ där materialet torkades under tidsperioden januari till mars år 2017. I boxarna finns möjlighet att använda ett luftningssystem för att påskynda torkprocessen vilket på grund av tekniska problem inte var igång under försöket. Avfallet lades upp i strängar i boxarna och materialet vändes 2 gånger för att effektivisera torkningen. Under torkningen mättes materialets temperatur för att undersöka den biologiska aktiviteten.

På det uppgräva materialet utfördes ett antal tester. Testernas syfte var både att bidra med underlag för att beräkna ekonomisk och miljömässig prestanda vid en potentiell framtida utgrävning av BCR1, men även för att undersöka och dokumentera nya tester som efterfrågats i tidigare studier; mätning av metan vid utgrävning och effekten av torkning. I fallstudien tvättades även delar av materialet från plockanalysen för att undersöka hur mycket av de utsiktade fraktionerna (plast, papper, textil etc.) som i själva verket var jordliknande material. Nedan följer de undersökningar som utfördes under vintern och våren år 2016 och 2017.

Vintern 2016¹⁶:

- Observationer i samband med utgrävning
- Dagböcker
- Metanmätning

Våren 2017¹⁷:

- Observationer
- Bränsleprov
- Tvätt
- Torkning
- Plockanalys
- Kemisk Analys
- Handsikt
- Temperaturmätning

¹³ Metod för utsortering av järnhaltig metall

¹⁴ Metod för utsortering av icke-järnhaltig metall

¹⁵ Kombireaktorteknik-boxar – Byggnad av betong med ventilationsmöjligheter. För bild se bilaga 8.

¹⁶ Undersökningar som utfördes före författarens praktiska medverkan.

¹⁷ Undersökningar som utfördes med författarens praktiska medverkan antingen som provtagare eller utförare.

5 Resultat och analys: fallstudien

I följande kapitel presenteras resultat och analys från fallstudien (kap 5.1 till 5.4). Var del inleds med redovisning av resultat följt av analys utifrån tidigare forskning samt hur resultatet används i modelleringen av den ekonomiska och miljömässiga prestandan. Kapitlet avslutats med en sammanfattning (kap 5.5).

5.1 Utgrävning

Sammanlagt grävdes 542 ton avfall upp ur BCR1 och nedan följer data från dagböckerna och resultatet från mätningen av metangas vid utgrävningen. Metoden för undersökningarna redogjordes för i kapitel 2.3.1.

5.1.1 Dagböcker

I tabell 5 nedan redovisas resultatet från dagböcker kombinerat med de kostnader som hör till varje moment. Den anpassade kostnaden och dieselåtgången har försetts med en effektiviseringsfaktor på 20% utifrån den förväntade ökning i effektivitet som uppstår när projektet utförs i större skala (kap 2.3.1.1). För en mer ingående presentation av kostnader, tidsåtgång och vilka maskiner som användes se bilaga 1.

Tabell 5. Kostnad/drivmedelsåtgång utifrån dagboksdata.

Moment	Totalkostnad	Mängd (ton)	Kostnad (kr/ton)	Anpassad kostnad (kr/ton)	Dieselåtgång (l/ton)	Anpassad Dieselåtgång (l/ton)
Utgrävning	39 393	541	73	58	1,33	1,1
Siktning	25 241	490	47	35	0,35	0,27
Trsp till KRT-box	18 904	460	43	35	1,12	0,90
Torkning i KRT-box	7797	460	17	15	0,17	0,14

5.1.2 Metanmätning vid utgrävning

Mätningen av metan under pilotutgrävningen av BCR1 visade på en emissionsökning på 4,5kg CO₂-ekv/h (Flux Sense, 2016). Detta resulterade i en sammanlagd emissionsökning på ca 270 ton CO₂-ekv vid en total utgrävning av 91 000 ton avfall.

5.1.3 Analys av resultaten – utgrävning

Metoden för extrapolering är väldigt enkel men trots detta är resultatet intressant då författaren under litteraturstudien inte hittat några kvantifieringar av metanutsläpp vid utgrävning i tidigare studier (kap 3.2.6). Vid beräkningar av växthusgasutsläpp vid utgrävning inkluderas ofta endast utsläppen från drivmedel för de maskiner som utför arbetet (Frändegård, et al., 2013; Laner et al., 2016). Det uppskattade utsläppet från metan bundet i den utgrävda jorden står för nästan 60% av utgrävningens posten (utsläpp från maskiner + bundet metan) (tabell 6).

5.1.3.1 Jämförelse med tidigare studier

Då av utsläppen av metan vid utgrävningen läggs till den tidigare miljöprestandaberäkning av Karlsson och Åslund (2014) (tabell 6) blir resultatet att metanutsläppen skulle stå för 88% av utgrävningens posten. Skillnaden i utsläppen (60% - se stycket ovan, respektive 88%) beror på att utsläppen från maskinerna uppskattades som lägre (0,49 kg CO₂-ekv/ton utgrävt material) för den tidigare studien jämför med i denna rapport (2,5 kg CO₂-ekv/ton utgrävt material). Anledningen till skillnaden mellan de uppskattade utsläppen från maskiner kan vara att olika maskiner antogs användas vid arbetet. Resultatet visar att metanutsläppen från utgrävning utgör en betydande andel av utgrävningens posten.

Tabell 6. Utsläpp av kg CO₂-ekv/ton uppgrävt material för maskiner enligt dagboken, maskiner enligt tidigare studier (Karlsson och Åslund, 2014) och från de uppskattade metanutsläppen från utgrävningen.

Utsläpp vid utgrävning	Från maskiner(dagbok)	Uppskattade metanutsläpp	Från maskiner, Karlsson & Åslund (2014) ¹⁸
kg CO ₂ -ekv/ton	2,5	3,5*	0,49

*60% av utgrävningens posten, bestående av växthusgasutsläpp "Från maskiner (dagbok)" + "Uppskattade metanutsläpp". 80% - då man tar "Från maskiner (Karlsson & Åslund 2014)" + "Uppskattade metanutsläpp"

5.1.3.2 Användning i modellen

Både resultaten från dagböckerna och metanmätningen vid utgrävningen användes som inputdata i beräkningsmodellen för ekonomisk- och miljömässig prestanda.

5.2 Siktning och sortering

Avfallet som grävdes upp siktades upp i två fraktioner: bränslefraktion och jordfraktion. Siktningen skedde med en trumsikt med siktstorleken 40 mm där allt material större än 40 mm hamnade i bränslefraktionen och allt material mindre än 40 mm hamnade i jordfraktionen. Nedan presenteras resultaten från undersökningarna av bränslefraktionen: Plockanalys, tvätt och bränsleprov. Följer gör resultatet från själva siktningen och torkningen där viktfordelningen vid de olika stegen ligger i fokus. Metoden för undersökningarna redogjordes för i kapitel 2.3.2.

5.2.1 Plockanalys på bränslefraktionen

I tabell 7 nedan redovisas resultatet av plockanalysen av cirka 300 kilo från bränslefraktionen. Fraktionen dominerades i huvudsak av plast (28,1%), trä (20,7%) men med en betydande andel finfraktion (jordliknande material) (15,2%).

¹⁸ Siffran som används av Karlsson och Åslund refereras till Frändegård, et al., (2013) men vid användning har antaganden gjorts som författaren inte kan följa.

Tabell 7. Resultatet från plockanalysen där fraktionerna presenteras i vikt (kg) och andel (%).

<i>Plockanalys av Bränslefraktion</i>		
<i>Kategori</i>	<i>Vikt (kg)</i>	<i>Vikt (%)</i>
<i>Plast</i>	67,5	28,1%
<i>Papper</i>	35,7	11,7%
<i>Trä</i>	62,9	20,7%
<i>Textil</i>	6,5	2,1%
<i>Gummi</i>	4,1	1,3%
<i>Övrigt brännbart</i>	25,6	8,4%
<i>Järnhaltig metall</i>	14,0	4,6%
<i>Aluminium</i>	1,6	0,5%
<i>Koppar</i>	0,2	0,1%
<i>Inert material</i>	18,5	6,1%
<i>Farligt avfall</i>	1,4	0,5%
<i>Elektronik</i>	2,0	0,7%
<i>Finfraktion</i>	46,1	15,2%
<i>Totalt</i>	304,1	100,0%

5.2.2 Tvätt av bränslefraktionen

I tabell 8 nedan visas resultat från tvätten som utfördes på mindre delar av fraktionerna som erhöles vid plockanalysen. Andel jordlikande material på de olika fraktionerna ligger på mellan 16% till 35% för plast, icke järnhaltig metall, järnhaltig metall, trä, farligt avfall, textil, papper och övrigt brännbart (bindor, blöjor, etc.). Gummi, inert material och elektronik mellan 0 och 3%. Resultatet visar att stor andel av det siktade materialet i själva verket fortfarande består av jordlikande material. För detaljerad sammansättning av de olika fraktionerna se bilaga 2. I tabell 8 kan man också se resultatet från plockanalysen korrigerat med de tvättade värdena vilken kan ge en uppfattning om den nuvarande materialsammansättningen för bränslefraktionen i BCR1. Resultatet blev att den uppskattade andelen jordlikande material i bränslefraktionen gick från ca 15% före tvätt till över 30% efter tvätt.

Tabell 8. Resultat från tvätt av materialet från plockanalysen på bränslefraktionen samt hur resultatet från plockanalysen förändras vid korrigering för andel jordliknande material. Resultatet visar att en betydande andel, runt 20-30% av det uppmätta fraktionerna i själva verket är jordliknande material i form av smuts.

Fraktion	Innan tvätt (g)	Efter tvätt (g)	Andel jordliknande material	Plockanalys av Bränslefraktion	Korrigerat för tvättade värde
Plast	414	283	31,6%	28,1%	19,2%
Papper*			18,0%	11,7%	9,6%
Trä	1211	1013	16,4%	20,7%	17,3%
Textil	590	470	20,3%	2,1%	1,7%
Gummi	596	576	3,4%	1,3%	1,3%
Övrigt brännbart*			20,0%	8,4%	6,7%
Järnhaltig metall	1374	1210	11,9%	4,6%	4,1%
Icke järnhaltig metall	360	236	34,4%	0,1%** 0,5%***	0,1% 0,4%
Inert*			0,0%	6,1%	0,7%
Farligt Avfall	1297	1063	18,0%	0,5%	0,4%
Elektronik*			0,0%	0,7%	0,9%
Jordliknande material	-	-	-	15,2%	32,54%

*Tvättades ej, halten jordliknande material uppskattades utifrån liknande fraktioner.

** Aluminium

***Koppar

5.2.3 Bränsleprov

Sammanlagt genomfördes tre bränsleprov på bränslefraktionen, två stycken efter den första siktningen och ett efter den andra siktningen. I tabell 9 nedan jämförs resultaten med kvalitetskrav för förbränning i två olika avfallsförbränningsanläggningar. Resultatet för den första siktningen är förhållandevis lika de som fastställdes i det tidigare provet från 2014, med ett ökat värmevärde som största förändring. Efter den andra siktningen visar resultaten från bränsleanalysen på minskad askhalt och ökat värmevärde.

Tabell 9. Resultatet från två bränsleprov innan siktning och ett efter jämfört med resultatet från 2014 års analys samt riktvärdena för Öresundskraft och Tekniska Verken

BRC1 Tester	2014	2017 Första siktning (två prov)	2017 Andra siktning	Kvalitetskrav Öresundskraft*	Kvalitetskrav Tekniska Verken*
Fukthalt (%)	55,1	50,5 53,4	46,1%	<50%	35-45%
Askhalt (%)	41,8	54,7 38,5	30,5%		
Askhalt vid levererat.tillstånd (%)	19,3	27,1 17,9	16,1%	10-30%	15-25
Effektivt Värmevärde (MJ/kg)	4,5	6,9 6,3	9,7	8,5-15	10-14
Effektivt värmevärde torrt prov (MJ/kg)	13,3	16,3 16,1	20,4		

*Kvalitetskraven kommer från Hansson och Sjögren (2016)

5.2.4 Torkning- och siktnings effektivitet

Tabell 10 nedan visar effekten av torkningen och materialfördelningen som resulterade från de båda siktningarna. Första siktningen resulterade i ca 50% fördelning i bränsle- respektive jordfraktionen. Under torkningsperioden evaporerade sammanlagt 11% (vikt) av bränslefraktionen respektive 5% (vikt) av jordfraktionen i form av vatten. Den andra siktningen på bränslefraktionen resulterade i en fördelning på 73% ny bränslefraktion och 27% ny jordfraktion.

Tabell 10. Resultatet från båda siktningarna och torkningsprocessen angivet i vikt och andel (%).

Fraktion	Uppgrävt Material	Första siktning		Material till torkning	Material efter torkning		Andra siktning		
		Vikt (ton)	Andel Material		Vikt (ton)	Andel vatten	Fraktion	Vikt (ton)	Andel material
Totalt	460								
Bränsle- fraktion		257	52%	227	201	11%	Ny bränsle- fraktion	148	73%
							Ny jord- fraktion	53	27%
Jordfraktion		233	48%	232	221	5%			

5.2.5 Analys – siktning och sortering

Resultaten från plockanalysen och tvätten visade att en betydande del av det material som vid plockanalysen efter en siktning klassificerades som exempelvis ”plast” i själva verket var jordliknande material. Detta är intressant då det påverkar materialets bränsleegenskaper i form av fukthalt, askhalt och effektivt värmevärde vilket är avgörande för materialets lämplighet som bränsle (kap 3.3.1). Höga halter jordliknande material i bränslefraktionen påverkar även kostnaden för förbränning, där ett orent material innebär högre kostnader (Rönnols, 2017). Resultaten stämmer bra överens med det bränsleprov som gjordes på bränslefraktionen vilket visar på en hög askhalt och lågt effektivt värmevärde. Egenskaperna

förbättrades vid den andra siktningen vilket stämmer bra överens med att en förhållandevis stor andel av den tidigare bränslefraktionen blev ny jordfraktion och att det fanns mycket jordliknande material kvar i bränslefraktionen. Vid jämförelse av resultaten från bränsleproven med kvalitetskraven från Öresundskraft (Filbornaverket) och Tekniska verken i Linköping (Gärstadverket) så ligger provresultaten nära eller inom specificerade värden.

Torkningen av fraktionerna visade att det var möjligt att minska fraktionernas vatteninnehåll genom torkning. Vid fallstudien skedde torkning i öppna KRT-boxar utan ventilation (se figur 12 och 13). Detta var inte optimala förhållande för torkning på grund av begränsad genomförelse av luft samt att den effektiva torkningsytan på ”högarna” av material var förhållandevis liten på grund av materialets uppläggning (Rönnols, 2017). Om materialet exempelvis skulle torkats utomhus och spridits ut på en större yta kunde torkningen blivit effektivare.

5.2.5.1 Jämförelse med tidigare studier

Jämförelsen görs mellan 2017 års bränsleprov (två stycken) vid första siktningen och provresultaten från 2014 års bränsleprov. Största skillnaden att båda 2017 års prover har högre effektivt värmevärde (6,9 respektive 6,3 jämfört med 4,5, MJ/kg). De nya proven visar på något lägre fukthalt (50,5 respektive 53,4 jämfört med 55,1, %) och varierande askhalt (54,7 respektive 38,5, %) som sträcker sig över 2014 års resultat (41,8 %). Vid jämförelse mellan första och andra siktningen visar resultaten att den andra siktningen och torkning innebär något sänkt fukthalt, minskad askhalt samt ökat effektivt värmevärde.

Andelen jordliknande material i bränslefraktionen är högre än i tidigare analyser av materialsammansättningen från LFM-projekt. De tvättade värdena visar på en halt på 32% vilket kan jämföras med 6% (Karlsson och Åslund, 2014) och 15% (Kaartinen et al, 2013). Detta innebär att mängderna rena fraktioner av plast, trä, papper etc. i tidigare undersökningar kan ha överskattats då det jordliknande materialet inte räknats bort från fraktionerna.

5.2.5.2 Användning i modellen

I modellen antas torkningen effektiviseras från 11% till 20% genom förbättrade torkningsmetoder exempelvis genom spridning av avfallet på större yta samt torkning utomhus. Första siktningen antas leda till en fördelning på 50% till respektive fraktion¹⁹ (bränslefraktion, respektive jordfraktion). En andra siktningen av bränslefraktionen antas bidra till att ytterligare 30% av bränslefraktionen hamnar i jordfraktionen (tabell 10).

¹⁹ Exklusive metaller som sorteras separat.

5.3 Behandling

Resultaten som presenteras nedan relaterar huvudsakligen till jordfraktionens kvalitet. Det som undersöks är huruvida jordfraktionen behöver behandlas vidare för att få användas som konstruktionsmaterial eller för att den ska få deponeras. Inledningsvis presenteras resultatet från den kemiska analysen (totalhaltsanalys och laktest) följt av resultaten från handsikten och temperaturmätningen i båda fraktionerna. Metoden för undersökningarna redogjordes i kapitel 2.3.3.

5.3.1 Kemisk analys

I tabell 11 nedan presenteras resultatet från den kemiska analysen för de tre prover som togs under fallstudien. Resultaten jämförs med resultatet från 2014 års analys (Karlsson och Åslund, 2014), riktvärde för konstruktion, deponitäckning (Naturvårdsverket, 2010) och mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 2009). Resultatet visar att flera ämnen har högre halter än tillåtna riktvärde för både konstruktion, deponitäckning och MKM.

Tabellen nedan är färgkodad så att:

Grön – under samtliga gränsvärden
Gul – under riktvärde för deponitäckning
Orange – under riktvärde för MKM
Röd – över samtliga riktvärden

Tabell 11. Resultatet från kemiska analysen av jordfraktionen som visar att de flesta ämnen ligger över riktvärdet för konstruktion, och majoriteten av ämnena hamna mellan riktvärdet för deponitäckning och mindre känslig markanvändning.

Prov (mg/kg TS)	2014 mv 3 prov	170126 mv 2 prov	170310	170310	Riktvärde för konstruktion *	Riktvärde för deponitäckning *	MKM **
Anm	(<16 mm)	(<40 mm)	(<40 mm torkat i box)	(<40 mm, utsiktat från >40 mm)			
Fukthalt (%)	47	47	45,1	48,1	-	-	-
Glödförlust (%)		43,5	27,1	68,1	-	-	-
Fosfor (%)		0,3	0,4	0,18	-	-	-
Arsenik	14	9,1	12	11	10	10	25
Kadmium	0,9	0,90	2,3	0,74	0,2	1,5	15
Krom	68	190	170	130	40	80	150
Koppar	550	760	1300	270	40	80	200
Kvicksilver	1,2	0,17	0,18	<0,098	0,1	1,8	2,5
Bly	193	150	260	600	20	200	400
Nickel	53	150	210	90	35	70	120
Zink	1063	1180	1800	880	120	250	500
PAH(16)		20	34	26,5			45
TOC		25%	15%				

*Naturvårdsverket (2010)

**Naturvårdsverket (2009)

Resultatet från laktesterna jämförs nedan i tabell 12 med riktvärdena för konstruktion och platsspecifika riktvärden för bullervall (Filbornaområdet). Resultatet visar att samtliga ämnen förutom nickel och sulfat ligger inom riktvärdena för jordfraktionen ska kunna användas som konstruktionsmaterial.

Tabell 12. Resultat av laktester på jordfraktionen jämfört med riktvärden för konstruktion och platsspecifika riktvärden för bullervall för NSR.

Ämne (mg/kg TS)	2017-03-10 BCR1 <40 mm, torkat i box	2017-01-26 BCR1 <40 mm, samlingsprov efter siktning 1	Riktvärde för konstruktion ¹ Naturvård- sverket (2010)	Plats-specifika riktvärden, bullervall NSR
	L/S10 l/kg (mg/kgTS)	L/S10 (mg/kgTS)	L/S10 l/kg (mg/kgTS)	L/S=10 l/kg (mg/kgTS)
Arsenik	0,093	0,14	0,44	1,4
Kadmium	<0,0040	<0,0040	0,01	0,06
Krom	<0,050	0,066	0,26	1,6
Koppar	0,45	0,41	0,64	2,5
Kvicksilver	<0,0013	<0,0013	0,01	0,03
Bly	<0,050	<0,050	0,33	1,5
Nickel	0,72	0,93	0,62	3
Zink	0,67	1,1	2,6	16
Klorid	2 100	2 400	11000	-
Sulfat	10 000	10 000	8500	-

5.3.2 Handsikt

Resultatet från handsiktningen visade på att fördelningen efter en siktning av jordfraktionen i siktstorlekarna: större än 32 mm, mellan 32 mm och 16 mm, mellan 16 mm och 8 mm, mellan 8 mm och 4 mm, mellan 4 mm och 2 mm, mellan 2 mm och 1 mm samt mindre än 1 mm varierade mellan 9% och 27%. Utöver jordliknande material bestod den även av en betydande andel trä och en del sten och glas. Fullständig uppskattad materialsammansättning kan ses i tabell 13 nedan.

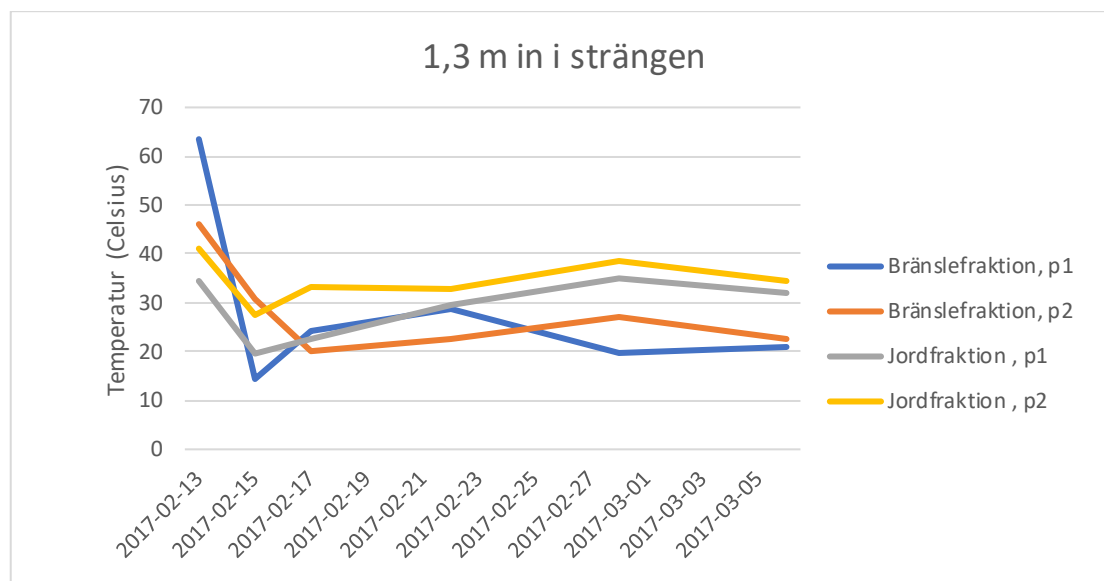
Fördelningen av metaller kunde inte på något tillförlitligt sätt uppskattas men av de metaller som observerades återfanns majoriteten i fraktionerna 8 mm till 4mm och 4mm till 2 mm.

Tabell 13. Uppskattning av BCR1s jordfraktion utifrån observationer från handsiktningen.

Material	Jordfraktionen
Jordliknande material	82%
Papper	2%
Plast	2%
Trä	6%
Textil	2%
Inert material	5%
Järnhaltig metall	<1%
Icke järnhaltig metall	<1%

5.3.3 Temperaturmätning i jord- respektive bränslefraktionen.

Mätningen av temperaturen (figur 19) i jord- respektive bränslefraktionen visar att temperaturen sjönk hastigt i samband med den första vändningen av materialet, detta beror sannolikt på en störning av den biologiska aktiviteten i samband med vändningen samt en tillförsel av kallare luft. Efter den första vändningen av materialet kan man sedan se en långsam ökning av temperaturen i strängarna för att i slutet på mätserien visa på en mindre nedgång eller utplaning. I grafen kan man även se en genomgående högre temperatur i jordfraktionen än i bränslefraktionen.



Figur 19. Resultatet från temperaturmätningen visar en kraftig nedgång av temperatur vid första vändningen av materialet följt av en uppgång för samtliga punkter utom BCR1 > punkt 1.

5.3.4 Analys av resultaten – behandling

De kemiska analyserna av jordfraktionen (tabell 11 och 12) visar på höga totalhalter av metaller i förhållande till riktvärdena för konstruktion och deponitäckning men låga lakegenskaper vilket innebär att materialet ”läcker” förhållandevis lite. Beroende på vad materialet ska användas till tar man hänsyn till antingen totalhalt, lakegenskaper eller en kombination av båda (Naturvårdsverket, 2010; 2009). Resultaten visar att totalhalterna för framförallt metallerna är höga, men att motsvarande lakegenskaper är låga vilken kan innebära att metallerna är koncentrerade i större metallpartiklar med lägre lakegenskaper (kap 3.3.2). Den kemiska analysen av jordfraktionen visar att totalhalten av flertalet olika ämnen vida överstiger de riktvärden som finns för användande av fraktionen som konstruktionsmaterial, deponitäckning och ibland även för mindre känslig markanvändning (tabell 11).

Temperaturerna (tabell 19) ligger på mellan 20 och 40 grader Celsius vilket tyder på att viss biologisk aktivitet fortfarande sker. Detta stämmer överens med resultatet från den kemiska analysen som visar på en hög halt organiskt material. För att materialet ska få deponeras krävs att den organiska halten (TOC) är under 5% vilket innebär att jordfraktionen kanske

kommer att behöva komposteras och stabiliseras för att få deponeras då dess organiska halt låg mellan 15–25%.

5.3.4.1 Användning i modellen

Resultatet från den kemiska analysen ligger till grund för utformningen av lågkostnads- respektive högkostnadsscenario. Då återdeponering av jordfraktion är mycket dyrt och resultatet inte ger en entydig bild om fraktionens användning så utformas lågkostnadsscenario utifrån antagandet att jordfraktionen går att använda som konstruktionsmaterial och högkostnadsscenario att föroreningarna i jordfraktionen kräver att den återdeponeras.

Resultatet från handsiktningen används tillsammans med resultatet från plockanalysen för att uppskatta materialsammansättningen för hela BCR1 vilket presenteras i kapitel 5.4.1 nedan.

5.4 Modellförutsättningar – materialsammansättning och deponigas

För att kunna modellera den ekonomiska- och miljömässiga prestandan krävs utöver resultaten från fallstudien ovan även data för BCR1:s materialsammansättning och deponigasproduktion. Metoden beskrevs i kapitel 2.4.2.

5.4.1 Materialsammansättning

För att kunna beräkna den ekonomiska och miljömässiga prestandan krävs en uppskattning av sammansättning av materialet i hela BCR1. Utifrån resultatet från plockanalysen och tvätten av bränslefraktionen (tabell 8) uppskattades en sammansättning där plockanalysens resultat korrigerades utifrån mängden jord som fanns på proverna. Tillsammans med en uppskattning av sammansättningen av jordfraktionen utifrån handsiktningen (tabell 13) utgjorde detta sammansättningen för avfallet i BCR1 (tabell 14). I tabell 14 visas även viktfordelningen av de olika materialen i BCR1. Förhållandet mellan fraktionerna uppskattades vara 50% vardera utifrån resultatet från första siktningen (tabell 10).

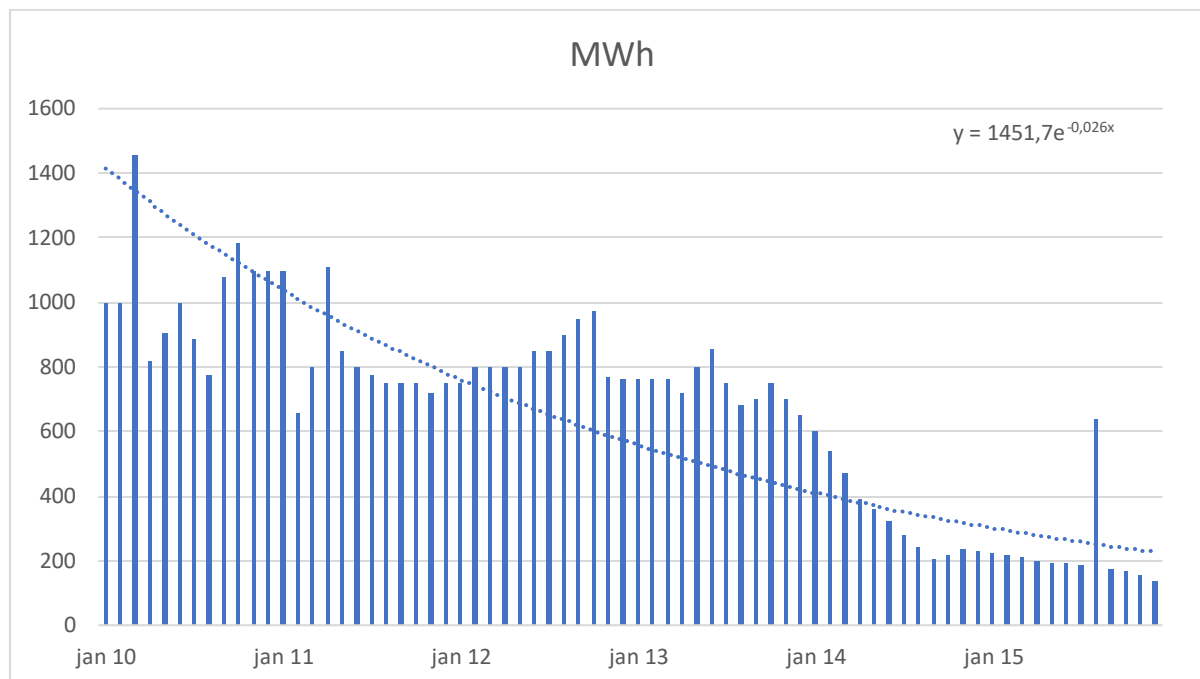
Table 14. Slutgiltig materialsammansättning för BCR1. Bränslefraktionens sammansättning bygger på plockanalys och tvätt, jordfraktionen bygger på uppskattning från handsiktningen.

Material	Bränslefraktionen (50% - vikt)	Jordfraktionen (50% - vikt)	Materialsammansättning BCR1	Vikt (ton)
Jordliknande material	34%	82%	58%	53 800
Papper	13% *	2%	8%	6 800
Plast	19%	2%	11%	9 600
Trä	18%	6%	12%	10 100
Textil	6% *	2%	4%	3 200
Inert material	6%	5%	6%	5 000
Järnhaltig metall	4%	0%	2%	1 800
Icke järnhaltig metall	1%	0%	1%	1 000

* ”Övrigt brännbart” från plockanalysen fördelades jämnt på fraktioner papper och textil.

5.4.2 Deponigas

Den exponentiella regressionen för uttag av deponigas från januari 2010 till december 2015 visar på en snabb nedgång av upptagen deponigas (figur 20). Antagandet görs att utsläppet av deponigas endast sker i form av deponigasläckage och att läckaget kommer ske proportionerligt med deponigasuttaget. Detta innebär att vi kan använda den exponentiella regressionen för uttag av deponigas för att uppskatta framtida deponigasläckage; alltså utsläpp av deponigas.



Figur 20. Diagrammet visar uttag av deponigas i MWh mellan januari 2010 och december 2015. Exponentiell regression ger ekvationen ovan vilken används för att approximera framtida deponigasuttag.

Resultatet av beräkningarna för uppskattade deponigasutsläpp visar på att majoriteten (cirka 96%, se tabell 15) av gasen kommer vara utsläppt redan om 10 år (dvs. år 2027) i referensfallet och att utsläppen sammanlagt kommer uppgå till ungefär 8300 ton CO₂-ekv för hela deponin (tabell 16). Om motsvarande material istället komposteras i ett LFM-scenario förväntas 2100 ton CO₂-ekv släppas ut (tabell 16). Skillnaden beror på att i hög- respektive lågkostnadsscenarierna antas nedbrytningen av jordfraktionen ske aerobt genom stabilisering/kompostering eller uppläggning av material innan användning. Utsläppen antas därför ske i form av CO₂ istället för CH₄ (Rönnols, 2017) (se bilaga 3).

Tabell 15. Beräknad mängd uttagen energi år 2027 och 2045. Resultatet visar att om 10 år kommer nästan all deponigas vara extraherad.

Från 2017 till: (MWh)	Beräknad energimängd utifrån ekvation ($y=1451,7e^{-0,026x}$) i figur 20.
2027	5940 (96%)
2045	6200

Tabell 16. Totala utsläpp av deponigas vid referensfall och scenario med återdeponering/konstruktion med kompostering/stabilisering. Värdena är inte korrigerade för andel material som förbränns.

Process	Utsläpp fram till 2045 (ton CO ₂ -ekv)
Fortsatt deponering utan stabilisering/kompostering	8300
Återdeponering/Konstruktion med stabilisering/kompostering/uppläggning.	2100

5.4.3 Analys av resultat – Materialsammansättning och deponigas

Resultaten visar att majoriteten av deponigasen från deponin skulle ha hunnit blivit producerat redan om 10 år. Enligt Rönnols (2017) kommer uppsamlingen av deponigas ske i minst 10 år. Utifrån detta görs antagandet att inget utsläpp av deponigas kommer att ske efter att uppsamlingen av deponigas avslutas i referensfallet, då mängderna uppskattas vara små.

5.4.3.1 Jämförelse med tidigare forskning

Vid jämförelse av deponigasutsläppen med Karlsson och Åslund (2014) (tabell 3) så är det nya uppskattade värdet betydligt mindre (8300 ton CO₂-ekv jämfört med 32 000 ton CO₂-ekv) vilket kan förklaras med att föregående beräkning skedde år 2014 vilket innebär att en stor andel metan kommer att ha producerats sedan dess. Detta stämmer också väl överens med den uppskattade exponentiella regression som kan ses i figur 20 och visar hur metanproduktionen minskat sedan år 2014. Resultatet blir att utsläppen i den nu aktuella modellen kommer att framstå som betydligt mindre men detta är ett naturligt resultat av att projektet dragit ut på tiden.

Vid jämförelse med tidigare forskning (Reclaim, 2015; Karlsson och Åslund, 2014) (tabell 17) kan man se att materialsammansättningen för BCR1 kännetecknas av en mycket hög halt jordliknande material, låg andel papper, metall och övrigt material samt liknande andel plast, trä och textilier som för de jämförda studierna. Den höga andelen jordliknande material, och förhållandevis låga andelen papper beror sannolikt på att materialet anpassades för att optimera nedbrytning och produktionen av deponigas. Den låga andelen övrigt material (sten, glas, keramik, metaller, etc.) kan bero på att materialet källsorterades och siktades före behandling i biocellreaktorn.

Tabell 17. Tabellen visar materialsammansättningen för BCR1 jämfört med tidigare forskning.

Material (%)	C, USA	E, USA	B, USA	M, Sverige	F, Sverige	P, Indien	R, Belgien	Genomsnittlig sammansättning	BCR1 (2017)	Karlsson & Åslund (2014),
Jordliknande material	14	18	20	17	19	40	44	26%	57%	40%
Papper	12	16	13	29	14	-	8	14%	8%	3%
Plast	18	15	14	7	19	11	17	15%	11%	16 %
Trä	23	4	19	19	14	12	7	15%	11%	9%
Textilier	4	-	9	1	5	2	7	4%	4 %	5%
Metaller	11	13	10	5	8	0,2	3	8%	3%	3%

Övrigt (Sten, glas, etc.)	7	27	9	15	19	34	10	18%	6%	9%
---------------------------	---	----	---	----	----	----	----	-----	-----------	----

Vid jämförelse med tidigare uppskattning av materialsammansättningen för BCR1 (Karlsson och Åslund, 2014) (tabell 17) så är den huvudsakliga skillnaden en ökad andel jordliknande material och minskad andel plast. Dessa skillnader kan delvis förklaras av att den nya materialsammansättningen korrigerats för mängden jordliknande material på de uppgrävda fraktionerna vilket sänkte plasthalten i bränslefraktionen från 28% till 19% och höjde andelen jordliknande material från 15% till 32% (se tabell 8).

En annan förklaring är att Karlsson och Åslund (2014) gjorde sin uppskattning utifrån generella plockanalyser från tiden då materialet placerades i BCR1 och en mycket liten plockanalys specifikt från BCR1. Fördelen med 2014 års metod är att denna på ett bättre sätt kan ta hänsyn till om materialet i BCR1 är ojämnt fördelat. En anledning till en ojämn fördelning av materialet skulle vara att BCR1 både består av hushållsavfall och industriavfall (kap 3.6.2) som kan ha lagts ner i BCR1 i sektioner så att uppgrävt material vid pilotprojektet endast var representativt för en av källorna. Risken med 2014 års metod är att den på ett sämre sätt tar hänsyn till BCR1s specifika sammansättning som härstammar från att materialet bland annat källsorterades.

5.5 Användning i modellen

Nedan följer en sammanfattning av hur resultat och analys från samtliga undersökningar ovan användes för att räkna ut den ekonomiska och miljömässiga prestandan. Resultaten användes både som inputdata till modellen (figur 8) och som underlag för scenariernas utformning vilket presenteras nedan i kapitel 6.

Utgrävning – Både resultaten från dagböckerna och metanmätningen vid utgrävningen användes som inputdata i beräkningsmodellen.

Siktning och sortering – I modellen antas torkningen effektiviseras från 11% till 20% genom förbättrade torkningsmetoder exempelvis genom spridning av avfallet på större yta samt torkning utomhus. Första siktningsen antas leda till en fördelning på 50% till respektive fraktion²⁰ (bränslefraktion, respektive jordfraktion). En andra siktningsen av bränslefraktionen antas bidra till att ytterligare 30% av bränslefraktionen hamnar i jordfraktionen (tabell 10).

Behandling – Resultatet från den kemiska analysen (tabell 11 och 12) ligger till grund för utformningen av lågkostnads- respektive högkostnadsscenarioet. Då återdeponering av jordfraktion är mycket dyrt och resultatet inte ger en entydig bild om fraktionens användning så utformas lågkostnadsscenarioet utifrån antagandet att jordfraktionen går att använda som konstruktionsmaterial och högkostnadsscenarioet att föroreningarna i jordfraktionen kräver att den återdeponeras.

Materialsammansättning och deponigas – Resultatet från materialsammansättningen (tabell 14) och deponigasutsläppet (tabell 16) används båda som inputdata i modellen. Uppskattningen av materialsammansättningen är en kombination av resultatet från plockanalys och tvätt (tabell 8) och handsiktningen (tabell 13).

²⁰ Exklusive metallema som sorteras separat.

6 Scenarierna

Följande kapitel presenterar generella antagande angående utformning, kostnader och utsläpp (6.1) samt presenterar de tre scenarierna som undersöks: Lågkostnadsscenario (6.2), Högkostnadsscenario (6.3) och Referensscenario (6.4).

6.1 Antaganden och utformning

Utifrån trianguleringen (kap 2.7.1) av resultaten från litteraturstudien (kap 3) och pilotstudien (kap 4) beslutades det iterativt under processens gång för två olika LFM-scenarier; lågkostnadsscenario och högkostnadsscenario samt ett referensscenario. För båda LFM-scenarierna har det gjorts generella antaganden angående utförande, kostnad och utsläpp. Dessa antaganden och kostnadsposter är utarbetade tillsammans med NSR och LiU och presenteras i tabellen nedan.

Tabell 18. Generella antaganden angående utförande, kostnad och utsläpp för samtliga poster inom scenarierna. Antagandena är framtagna tillsammans med Eric Rönnols (2017) på NSR och Niclas Svensson (2017) vid LiU.

Planering	Utförande: Planeringen av arbetet sätts som en klumpsumma. Denna innefattar huvudsakligen de upphandlingar samt de tillstånd som behöver sökas i samband med utgrävningen.
Uppgrävning	Utförande: Uppgrävningen förväntas ske på samma sätt som pilotutgrävningen med hjälp av grävmaskin, hjullastare, bandschaktare och dumpers. Kostnad: Antas vara samma som för pilotutgrävningen med en effektiviseringsgrad på 20% (Rönnols, 2017). Utsläpp: Drivmedel: Diesel
Sikt + Magnet/ECS	Utförande: Siktningen sker med samma typ av trumsikt som användes vid pilotutgrävningen med 40mm maskstorlek. Kostnad: Antas vara samma som för pilotutgrävningen med en effektiviseringsgrad på 20%. Magnet/ECS kommer beräknas inte innebära något extra kostnad (Olsson, 2017). Utsläpp: Sikten drivs av Diesel och Magnet/ECS av elektricitet.
Transport	Utförande: Transporter förväntas ske inom området vilket innebär 1km transport från BCR1 till förbränningsanläggningen Öresundsverket. Kostnad: Antas vara samma som för pilotutgrävningen med en effektiviseringsgrad på 20%. Utsläpp: Drivmedel: Diesel
Kompostering/Stabilisering	Utförande: Om jordfraktionen har för hög halt organiskt material eller höga lakvärden krävs kompostering och stabilisering för att göra materialet användbart. Kostnad: Kostnaden för kompostering och stabilisering uppskattas till 350kr/ton material (Rönnols, 2017). Utsläpp: Utsläppen från kompostering/stabilisering bygger på de uträknade utsläppen av deponigas för hela deponin. Vid beräkningen antas att oxidation av materialet innebär att metanutsläppen ersätts med utsläpp av koldioxid (Rönnols, 2017).
Återdeponering (skatt+hantering)	Utförande: Om jordfraktionen inte är brukbar som konstruktionsmaterial kommer den behöva återdeponeras. Kostnad: Deponeringsskatten är för närvarande 500kr/ton och hanteringen av materialet som behöver deponeras bedöms kosta 500kr/ton (500+500=1000kr) (Rönnols, 2017). Utsläpp: Utsläpp från återdeponerat material utgår från deponiutsläppsberäkningen.

	<p>Utsläppen antas vara samma som för referensfallet där materialet förblir deponerat korrigerat för mängden jordfraktion som hamnar i förbränning.</p>
Konstruktionsmaterial	<p>Utförande: Om jordfraktionen godkänns som konstruktionsmaterial.</p> <p>Kostnad: Beroende på vad jordfraktionen ersätter kommer kostnaden variera. Ersätter den en renare jordfraktion kan konstruktionsmaterialet förväntas ha ett värde då det ersätter inköp av motsvarande fraktion. Om jordfraktionen istället ersätter förorenade jordar skulle detta innebära att posten blev en kostnad då förorenade jordar är en intäktskälla för VU. Kostnaden sätts därför till 0 (Olsson, 2017, Rönnols 2017)</p> <p>Utsläpp: Utsläpp från konstruktionsmaterialet utgår ifrån att materialet stabiliseras aerobt före användning och därför producerar motsvarande mängd koldioxid istället för metan (Rönnols, 2017). Om inte stabilisering sker kommer materialet uppskattningsvis fortsätta släppa ut metan.</p>
Energiåtervinning	<p>Utförande: Energiåtervinningen förväntas ske på förbränningsanläggningen Öresundsverket på ligger på filbornaområdet.</p> <p>Kostnad: Energiåtervinning av förbränningsfraktionen uppskattas till 500kr/ton (Olsson, 2017; Rönnols, 2017).</p> <p>Utsläpp: Beror på bränslefraktionens sammansättning och kommer därför skilja mellan båda scenarierna. Modellen bygger metoden som presenterades i figur 8, kvantifieras genom att utsläpp till vardera fraktionen, plast, trä, papper, textilier, etc. relateras till bränslefraktionens sammansättning som beror på om materialet siktats 1 eller 2 gånger. Dessa utsläpp korrigeras sedan utifrån den värme och elektricitet som produceras då materialet förbränns i en förbränningsanläggning. Datat för utsläpp från värme och elektricitet är taget från databasen EcoInvent och motsvarar 133g CO₂ – ekv / kWh för värme, och 34g CO₂ – ekv / kWh för el.</p>
Lakvattenhantering (30 år)	<p>Utförande: Då materialet fortsätter att vara deponerat, eller återdeponeras behövs lakvattenhantering på området. Detta är till för att behandla det vatten som lakas ut från deponin efter deponering.</p> <p>Kostnad: Kostnaden är utarbetad tillsammans med NSR och beräknas vara 5kr/ton deponerat material (Rönnols, 2017).</p> <p>Utsläpp: Utsläppen uppskattas vara låga och utesluts därför.</p>
Metallförsäljning	<p>Utförande: Utsorterad metall antas vidareförädlas för att materialåtervinnas. Detta sker med hjälp av en entreprenör som hämtar metallen på anläggningen varav tillhörande transporter utesluts.</p> <p>Kostnad: Priset för metallerna utgår från nedräknade skrotpriser då materialet är av mycket låg kvalitet på grund av rost och jord. Priset för järnhaltig metall sätts till 400 kr/ton och icke-järnhaltig metall 15 000 kr/ton (Svensson, 2017).</p> <p>Utsläpp: För metallfraktionen beräknas klimatpåverkan genom metoden som beskrivs i kapitel 2.6 där utsläppen för materialåtervinning jämförs med de för jungfrulig produktion. Data för utsläpp är taget från databasen EcoInvent.</p>
Nytt deponiutrymme	<p>Utförande: Då BCR1 grävs ut kommer detta möjliggöra för ny deponering då botten och väggar i BCR1 är godkända för framtida deponering av icke-farligt avfall av Naturvårdsverket.</p> <p>Kostnad: Undviken byggkostnad för nytt deponiutrymme bedömdes vara 1 000 kr/m². Inom varje m² antas volym skapas för 7 ton avfall. Per ton avfall blir den undvikna kostnaden ca 143 kr. (Rönnols, 2017)</p>
Sluttäckning	<p>Utförande: Då behandlingen i BCR1 upphört skulle det krävas en sluttäckning.</p> <p>Kostnad: Sluttäckning, 36 kr/ton (Rönnols, 2017).</p> <p>Utsläpp: Utsläppen för sluttäckningen uppskattas till 5,5 kg CO₂-ekv/m² (Karlsson och Åslund, 2014).</p>

6.2 Lågkostnadsscenario

I Lågkostnadsscenarioet (figur 21) antas att jordfraktionen kan användas för konstruktionsändamål direkt på filbornaområdet vilket innebär att man undviker den höga kostnaden på 1000kr/ton för återdeponering av jordfraktionen (tabell 18).

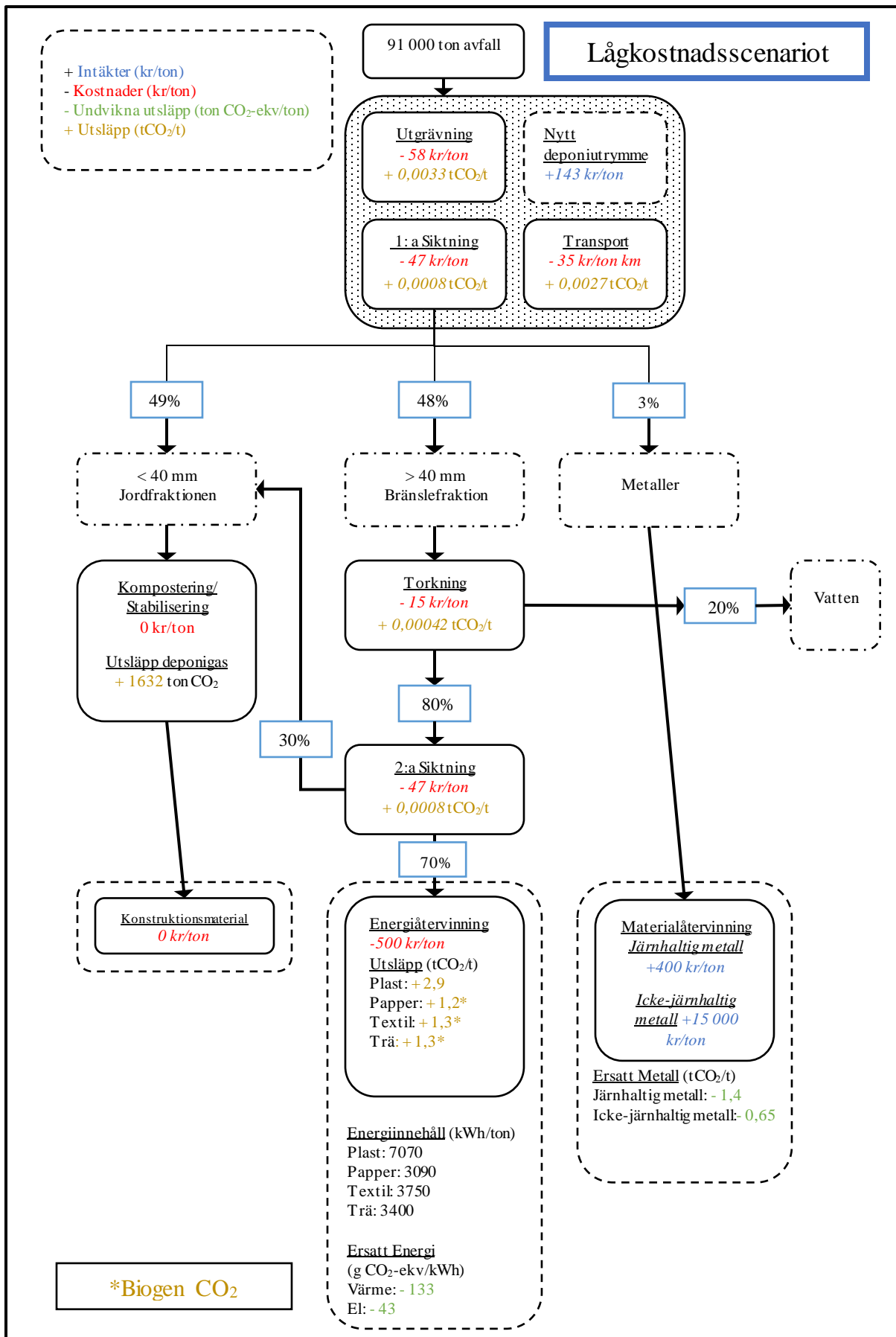
Då jordfraktionen kan användas för konstruktionsändamål utförs två siktningar med syftet att minska den brännbara fraktionen så mycket som möjligt då detta visat sig vara en av de stora kostnadsposterna vid tidiga analyser av resultatet. Första siktningen uppskattas utifrån fallstudiens resultat ha en sorteringsseffekt på 50% till bränslefraktionen respektive jordfraktionen och andra siktningen på bränslefraktionen förväntas resultera i 70% bränslefraktion och 30% jordfraktion (tabell 10).

Siktningen av materialet förväntas ske i ett utrymme intill BCR1. Jordfraktionen förväntas kunna användas som konstruktionsmaterial inom Filbornaområdet och antas därför fraktas samma avstånd som ett motsvarande ersatt konstruktionsmaterial. Därför utesluts transport av konstruktionsmaterialet. Bränslefraktionen antas förbrännas vid Öresundsverket vilket resulterar i en transport på 1km.

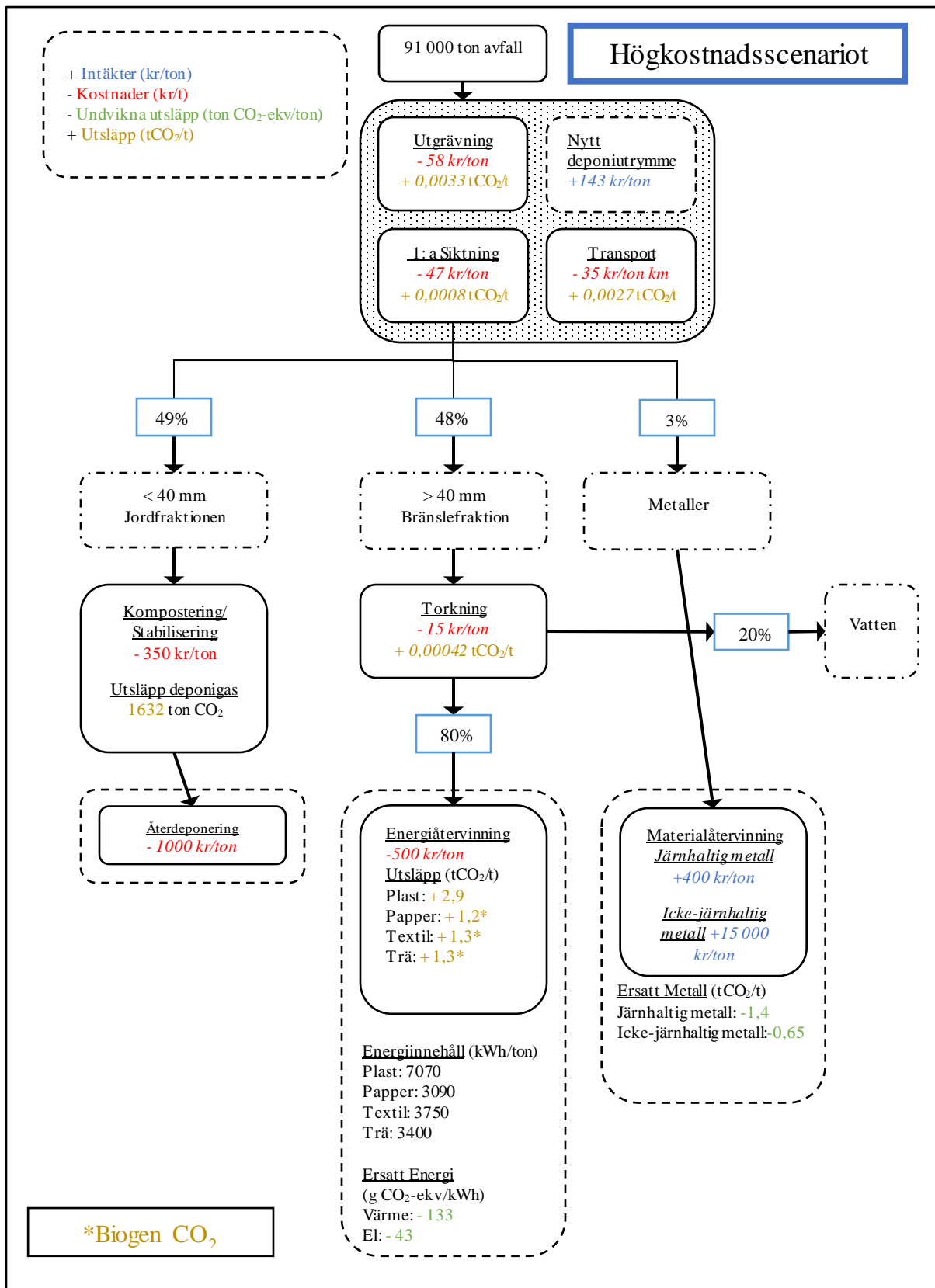
6.3 Högkostnadsscenario

I Högkostnadsscenarioet (figur 22) förutsätts att jordfraktionen inte går att använda som konstruktionsmaterial på grund av för höga metallhalter av framförallt zink och koppar (tabell 11). Materialet antas även behöva kompostering och stabilisering för att få återdeponeras på grund av för höga halter organiskt material. Detta innebär att endast en siktning sker av materialet för att minska på mängden jordfraktion som skulle behöva gå till kompostering/stabilisering samt återdeponering. Siktningseffektivitet uppskattas till 50% jordfraktion och 50% bränslefraktion utifrån fallstudiens resultat (tabell 10).

Liksom för lågkostnadsscenarioet förväntas bränslefraktionen förbrännas vid Öresundsverket på Filbornaområdet, men på grund av jordfraktionens behov av ytterligare behandling i form av kompostering och stabilisering beräknas att detta material sammanlagt måste färdas 1km även det.



Figur 21. Processkiss för lågstnadsscenario med ingående kostnader, intäkter, utsläpp och undvikna utsläpp.

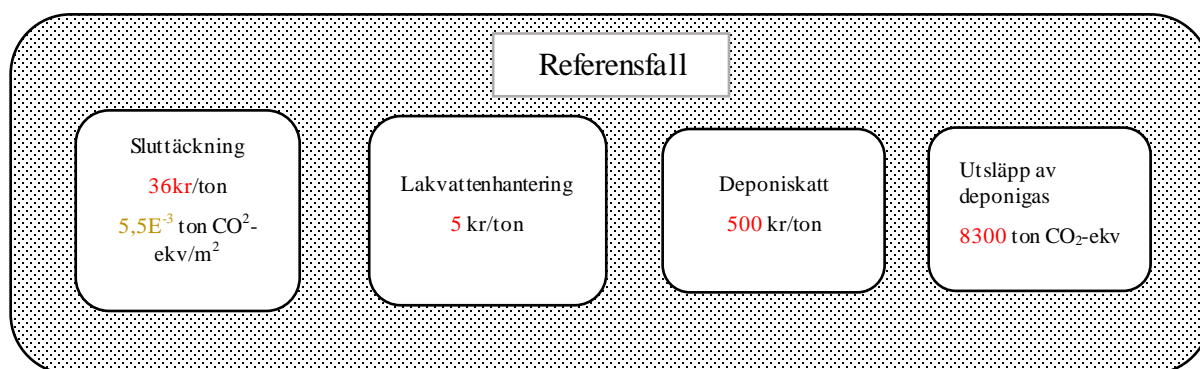


Figur 22. Processkiss för högekostnadsscenarioet med ingående kostnader, intäkter, utsläpp och undvikna utsläpp

6.4 Referensscenario

I fallet då inget LFM-projekt blir aktuellt så kommer det material som återstår efter behandling i biocellreaktorerna att sluttäckas (kap 3.1.1) samt beläggas med deponiskatt (kap 3.6.3). Utöver dessa kostnader tillkommer även kostnader för lakvattenhantering och deponigasledning (figur 23).

Hur länge uppsamlingen av deponigas skulle behövas är svårt att bedöma enligt NSR men uppskattningsvis i minst 10 år till med minskat ekonomiskt utbyte men av miljöskäl. När metanhalten sjunkit till en nivå under 30% (från dagens nivå på 54%) skulle det krävas stödbränsle för att förbränna deponigasen. När detta sker skulle det bli aktuellt att titta på passiva system, exempelvis metanfilter (Rönnols, 2017).



Figur 23. Ingående delprocesser för referensfall då inget LFM-projekt utförs på BCRI.

7 Resultat och analys: ekonomisk och miljömässig prestanda

Följande kapitel redogörs för resultat och analys för den ekonomiska- (kap 7.1) och miljömässiga (kap 7.2) prestandan.

För att beräkna den ekonomiska och miljömässiga prestandan användes modellen från LiU som beskrevs i kapitel 2.4 och illustreras i figur 8. Med hjälp av modellen konstruerades scenarierna som presenterades i kapitel 6 tillsammans med de inputdata som erhållits från litteraturstudien och fallstudien. I figur 21 och 22 specificeras samtliga kostnader/intäkter och utsläpp/undvikna utsläpp som används i uträkningarna. För specifika kostnader och utsläpp se bilaga 5 (resultaten i tabellform) och bilaga 7 (fallspecifika kostnader med källor).

7.1 Ekonomisk prestanda

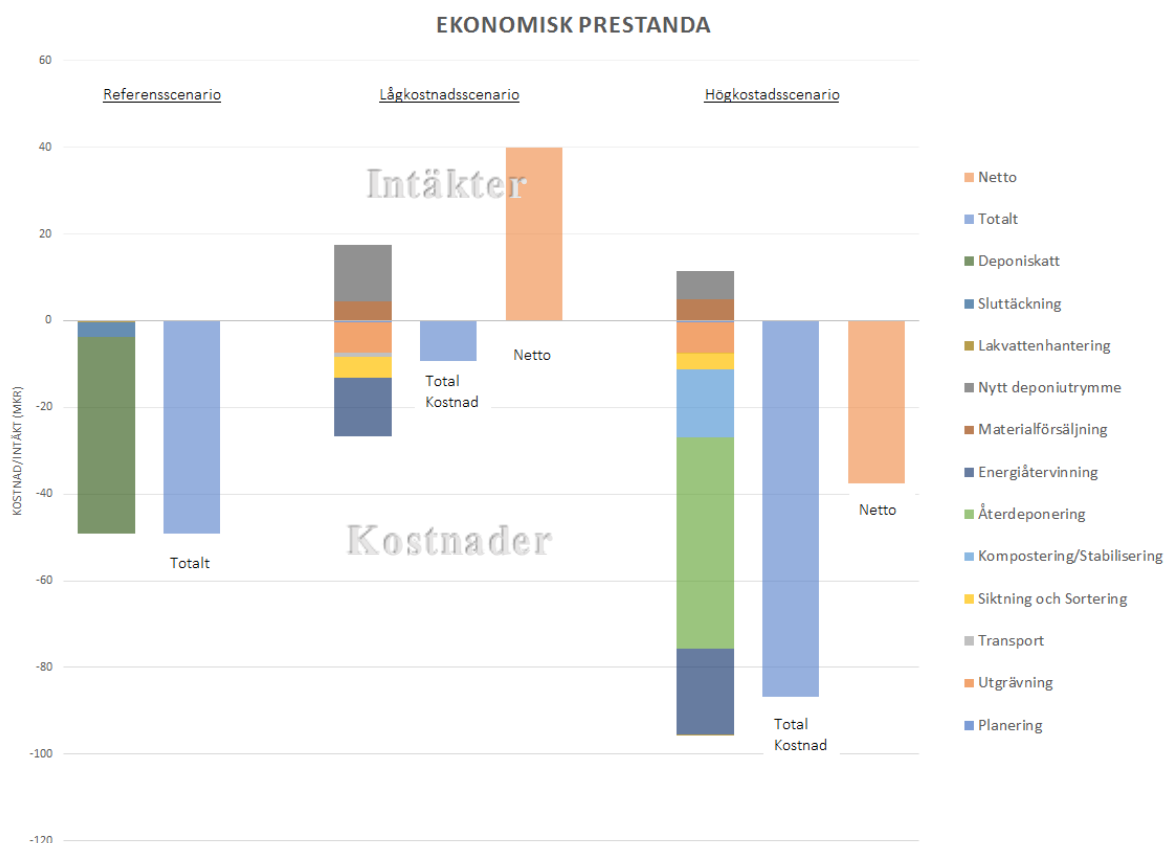
Resultatet för de ekonomiska beräkningarna kan ses i figur 24 nedan och scenariernas specifika kostnader och intäkter finns i bilaga 5. Referensfallets kostnader kommer nedan att benämnas som undvikna kostnader:

Referensfallet - Den totala kostnaden för referensscenariot blir 49 mkr och domineras av deponiskatten som står för nästan 46 mkr. Kostnaden för sluttäckning blev 3 mkr och kostnaden för lakvattenhanteringen mycket liten.

Lågkostnadsscenario – Nettoresultatet (inklusive kostnader, intäkter och undvikna kostnader) blir en inkomst på 40 mkr (440 kr/ton). De totala kostnaderna blir cirka 27 mkr (297 kr/ton), intäkterna ligger på 18 mkr (192 kr/ton) och de undvikna kostnaderna på 49 mkr (538 kr/ton). Kostnaderna domineras av energiåtervinning, siktning och utgrävning. Intäkterna domineras av nytt deponiutrymme men även den sålda metallen står för en betydande del.

Resultatet exklusive de undvikna kostnaderna för deponiskatten i referensfallet skulle innebära en nettoförlust på 9 mkr. Detta är intressant i ett bredare LFM-perspektiv för andra aktörer som tittar på projekt där den aktuella deponin inte har blivit undantagen från deponiskatt. Detta skulle innebära att VU inte kan räkna in de undvikna kostnaderna som härstammar från att NSR kanske kommer att behöva betala deponiskatt för materialet i BCR1 om den klassificeras om från behandlingsmetod till deponi (kap 3.6.3) vilket förändrar den ekonomiska kalkylen.

Högekostnadsscenario – Nettoresultatet blir en förlust på 38 mkr (418 kr/ton). De totala kostnaderna blir cirka 96 mkr (1000 kr/ton), intäkterna ligger på 12 mkr (126 kr/ton) och de undvikna kostnaderna på 49 mkr (538 kr/ton). Kostnaderna domineras av återdeponering, kompostering och stabilisering samt energiåtervinning. Intäkterna består av ungefär lika delar nytt deponiutrymme och sålda metaller. Resultatet exklusive de undvikna kostnaderna från deponiskatten skulle innebära en nettoförlust på 97 mkr.



Figur 24. Ekonomisk prestanda för Referensfallet, Lågkostnadsscenarioet och Högkostnadsscenarioet. Minustecknet innebär en kostnad och plustecken innebär en intäkt. Totalt: innebär den totala kostnaden för det specifika scenarioet, och Netto: innebär kostnaden för LFM-scenarioet minus undvikta kostnader från referensfallet.

7.1.1 Analys av resultaten – ekonomisk prestanda

Scenariojämförelse - Skillnaden i kostnader beror på utformning av scenarierna. Förutom att återdeponering och kompostering/stabilisering endast utfördes i högkostnadsscenarioet vilket resulterade i stora skillnader visar resultatet även på olika kostnader för siktning och sortering, transport, energiåtervinning och nytt deponiutrymme:

Skillnaderna i kostnad för siktning och sortering av materialet beror på lågkostnadsscenarioet bygger på 2 separata siktningar, först av samtlig mängd uppgrävt material sen även av uppgrävd bränslefraktion för att minska bränslefraktionen. I högkostnadsscenarioet siktas materialet endast en gång för att minska jordfraktionen.

Skillnaden i transportkostnader beror på att jordfraktionen förväntas behöva transporteras inom området vid behandlingen och återdeponering vilket leder till att materialet i genomsnitt fraktas 1km längre i högkostnadsscenarioet.

Kostnaden för energiåtervinning beror på storleken av bränslefraktion som siktas fram från avfallet, vilket i sin tur beror på antalet gånger som materialet siktas. Då materialet siktas två gånger i lågkostnadsscenarioet blir resultatet att mer jordfraktion skiljs från materialet, och mindre material går till den kostsamma energiåtervinningen. Detta resulterar samtidigt i att en större andel material hamnar i jordfraktionen. Detta vill undvikas i högkostnadsscenarioet då

jordfraktionen här förväntas behöva återdeponeras till en mycket hög kostnad, vilket innebär att materialet endast siktas en gång.

Slutligen beror intäkterna för nytt deponiutrymme på det utrymme som frigörs för framtida deponering. I högkostnadsscenarioet beräknas att jordfraktionen måste återdeponeras vilket resulterar i förlorad återdeponeringskapacitet.

7.1.2 Analys av kritiska faktorer

I figur 24 ovan kan man identifiera posterna återdeponering och energiåtervinning som kritiska faktorer för den ekonomiska prestandan för högkostnadsscenarioet respektive lågkostnadsscenarioet. Mängden avfall som måste gå till återdeponering beror huvudsakligen på antaganden angående jordfraktionens kvalitet och mängden avfall som går till energiåtervinning beror i modellen på hur många gånger materialet siktas.

Jordfraktionens kvalitet – I tabell 19 nedan presenteras resultatet från de ekonomiska beräkningarna där andelen jordfraktion som måste återdeponeras alternativt går att använda som konstruktionsmaterial varierar. Resultatet visar att lönsamheten för LFM-projektet är fullständigt beroende på hur jordfraktionen användes oavsett vilket av scenarierna som används. Den huvudsakliga skillnaden mellan scenarierna är att i lågkostnadsfallet siktas materialet i två omgångar, vilket resulterar i en större andel jordfraktion, och i högkostnadsfallet siktas materialet bara en gång vilket resulterar i en större andel brännbar fraktion men av sämre kvalitet.

Tabell 19. I tabellen har nettoresultatet undersökts utifrån den kritiska faktorn jordkvalitet. Resultatet visar att beroende på hur stor andel av jordfraktionen som behöver deponeras alternativt går att använda som konstruktionsmaterial har en stor inverkan.

Kvalitet jordfraktionen	Lågkostnadsscenarioet (tkr)	Högkostnadsscenarioet (tkr)
100% Konstruktionsmaterial	39 900	33 400
50% Konstruktion 50% Återdeponering	-3 400	-2 100
100% Återdeponering	-46 700	-37 600

Energiåtervinning – I tabell 20 nedan kan man se hur kostnaden för energiåtervinning vid lågkostnadsscenarioet påverkas av att materialet siktas en eller två gånger. En enkel siktning innebär att mer material hamnar i bränslefraktionen och kostnaden för energiåtervinningen ökar från 13 mkr till 18 mkr.

Tabell 20. Hur antalet siktningar påverkar kostnadsposten "Energiåtervinning" samt totalt resultat exklusive undvikna kostnader, och nettoresultat inklusive undvikna kostnader.

Post	Lågkostnadsscenario – 2 siktningar (tkr)	Lågkostnadsscenario – 1 siktning (tkr)
Energiåtervinning	- 13 490	- 18 310
Totalt	- 9 310	- 14 130
Netto	39 900	35 080

Metaller – Då försäljning av metaller tillsammans med frigörandet av nytt deponiutrymme är de enda två intäktskällorna för LFM-scenarierna så undersöks båda närmare. I tabell 21 nedan presenteras resultatet för lågkostnadsscenario respektive högkostnadsscenario då andelen metall förändras. Andelen sätts till åtta respektive tretton procent då detta motsvarar genomsnittlig respektive högsta metallhalt utifrån den sammanställning av deponiers materialnehåll som presenterades i tabell 1 (Reclaim, 2015). Andelen metall sattes även till en procent för att motsvara en mycket låg andel metall, eller potentiellt dålig sorteringsseffekt för magnet/ECS.

Tabell 21. Hur andelen metall förändrar lönsamheten för LFM-scenarierna.

Andel metall:	Nettoresultat Lågkostnadsscenario (miljoner kronor)	Nettoresultat Högkostnadsscenario (miljoner kronor)
1%	39	-40
3%*	40	-38
8%	48	-30
13%	55	-23

*Uppskattad metallhalt (tabell 14)

Resultatet visar att en nedskrivning av metallhalten till 1% inte förändrar lönsamheten för LFM-projektet nämnvärt men att en uppskrivning till 8% respektive 13% ökar intäkterna med cirka 8 mkr respektive 15 mkr. Om den undvikna deponiskatten inte räknas in innebär en ökning från 3% till 13% metallhalt att lågkostnadsscenario gick från en kostnad på 9 mkr till en vinst på 6 mkr. Detta är intressant då den undvikna deponiskatten specifikt beror på att BCR1 är en biocellreaktor och NSR därför inte betalat någon deponiskatt (kap 3.6.3). Detta innebär att vid 13% metallhalt skulle lågkostnadsscenario innebära en vinst för VU även om BCR1 vore en vanlig deponi.

7.1.3 Jämförelse med tidigare studier

Vid jämförelse med tidigare LFM-projekt i USA och Kina (IWCS, 2009; Zhou et al., 2015; kap 3.2.4) visar resultaten på stora skillnader. Kostnaderna för dessa LFM-projekt (exklusive intäkter och undvikna kostnader) varierade mellan 30 kr/ton och 117 kr/ton. Detta kan jämföras med kostnader för lågkostnadsscenario på 297 kr/ton och hela 1000 kr/ton för

högkostnadsscenariot. Den stora skillnaden mellan högkostnadsscenariot och de tidigare resultaten beror huvudsakligen på behovet att återdeponera jordfraktionen vilket resulterar i stora kostnader i form av hantering och deponeringsskatt.

7.1.3.1 Kostnadsposter i jämförelse med Karlsson och Åslund (2014)

Tabell 22 nedan visar kostnaden i kr per ton uppgrävt avfall för LFM-scenarierna jämfört med motsvarande kostnadsposter som användes av Karlsson och Åslund (2014) vid deras uträkning av ekonomisk prestanda. Tabellen visar tre speciellt intressanta skillnader i kostnaden för: Utgrävning och Siktning samt intäkterna relaterade till Nytt deponiutrymme.

Tabell 22. Kostnaderna i kr/ton för de olika kostnadsposterna.

Kostnader (kr/ton)	Karlsson & Åslund (2014)	Denna rapport (2017)
Utgrävning	10	60
Siktning och Sortering	200	36
Torkning	-	15
Kompostering/Stabilisering	350	350
Transport (Tonkm)	45	35
Återdeponering	-	1000
Konstruktionsmaterial	0	0
Förbränning	500	500
Lakvattenhantering (30år)	-3	-5
Sluttäckning	-23	-36
Deponiskatt	-435 ²¹	-500
Nytt deponiutrymme	-76	-143

Utgrävning – Karlsson och Åslunds kostnad för utgrävning uppskattas utifrån ett värde på 10 kr/ton till skillnad från kostnaden för utgrävning som används för de aktuella 2017 års beräkningar som ligger på 60 kr/ton och är baserade på dagboksdata. Detta är en ökning på 600% och resulterar i en betydande kostnad på 7 mkr för båda LFM-scenarierna vilket motsvarar 26% av kostnadsposterna i lågkostnadsscenarioet och ca 7% av högkostnadsscenarioet.

Sortering – Kostnaden för och sortering av materialet bedömdes vid 2014 års studie till 200 kr/ton och vid den aktuella studien till 36 kr/ton utifrån dagboksdata från utgrävningen. Denna betydande skillnad kan bero på utformningen av siktning- och sorteringsprocessen där Karlsson och Åslund utgick från ett scenario där materialet siktades med vindsikt utöver trumsikt, magnet och ECS. Med 2017 års kostnad blir posten för lågkostnads- respektive högkostnadsscenarioet 5 mkr respektive 3,8 mkr. Skulle 2014 års kostnad på 200kr/ton användas blir resultatet istället 27,2 mkr respektive 18,2 mkr.

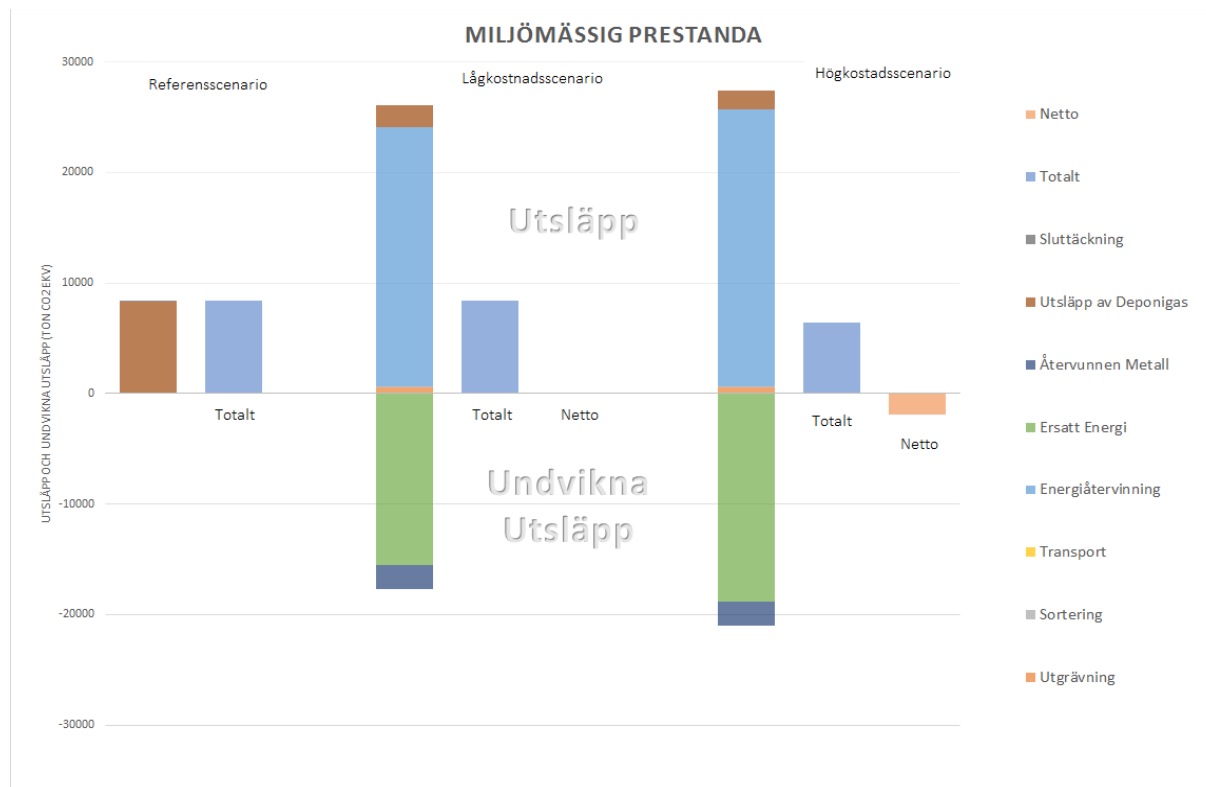
Nytt deponiutrymme – Uppskattat värde av nytt deponiutrymme skiljer sig åt med 76 kr/ton avfall för Karlsson och Åslund (2014) mot 143 kr/ton för LFM-scenarierna i detta

²¹ 2014 års deponiskatt var 435 kr/ton

arbete. Denna skillnad får en betydande inverkan då de berörda massorna som beräknas grävas ut är mycket stora. Kostnadsposten är komplex då den både kan innefatta framtida deponering eller annan användning av frigjord mark. Höga markpriser har i tidigare studier (Wagner och Raymond, 2015; Frändegård et al., 2015) (kap 3.2.4) visat sig avgörande för den ekonomiska prestandan. Detta stämmer bra med resultatet som visar att lågkostnadsscenario (exklusive undviken deponiskatt) skulle innebära en vinst för VU om markvärdet (motsvarande kostnadsposten "Nytt Deponiutrymme") dubblades från 143 kr/ton som användes i modellen. Att undersöka resultatet exklusive deponiskatten är intressant då övriga aktörer inte skulle kunna tillgodoräkna sig denna post om den aktuella deponin inte var en biocell eller biocellreaktor som undantagits från deponiskatt.

7.2 Miljömässig prestanda

I figur 25 nedan visas utsläppen av växthusgaser från referensfallet, lågkostnadsscenario och högkostnadsscenario. För specifika siffror se Bilaga 4. Resultatet visar att referensfallet skulle innebära ett utsläpp av växthusgaser 8300 ton CO₂-ekv, lågkostnadsscenario varken leder till utsläpp eller undvikna utsläpp och högkostnadsscenario leder till cirka 2000 ton CO₂-ekv (22 kg CO₂-ekv/ton) i undvikna utsläpp. Utsläppen härstammar huvudsakligen från utsläpp av deponigas vid referensscenariot samt från energiåtervinningen och utsläppet av deponigas från konstruktionsmaterial/deponerat material vid LFM-scenarierna. De undvikna utsläppen härstammar huvudsakligen från ersatt energi vid energiåtervinningen och den undvikta nyproduktionen av metall.



Figur 25. Miljömässig prestanda för Referensfallet, Lågkostnadsscenario och Högkostnadsscenario. Minustecknet innebär undvikna utsläpp och plustecken innebär ökade utsläpp. Totalt: innebär den totala utsläppen av växthusgaser för det specifika scenariot, och Netto: innebär utsläppen för LFM-scenariot minus utsläppen från referensfallet.

7.2.1 Analys av miljömässiga beräkningar

Utifrån resultatet ovan kan man urskilja två poster som har betydande effekt på resultatet, dessa är energiåtervinning och ersatt energi. I tabell 23 nedan har växthusgasutsläppen för LFM-scenarierna undersökts beroende på antaget utsläpp av g CO₂-ekv/kWh för energin som ersätts vid energiåtervinningen. Utöver referensvärdet (133 g CO₂-ekv/kWh) som är taget från databasen Eco-Invent har även utsläpp på, 0, 50 och 200 g CO₂-ekv/kWh undersökts. Värdena valdes för att motsvara låga och höga lokala utsläpp från olika kommuner i Sverige (Fastighetsägarna, 2015).

Resultatet visar att projektets totala prestanda är fullständigt beroende av utsläppen från den energi som energiåtervinningen ersätter. Denna slutsats stämmer väl överens med tidigare forskning (Laner et al., 2016) (kap 3.2.6) som visar på vikten av den fossila andelen bränsle i energisystemet för miljöprestandan vid LFM-projekt. Vid ökning av utsläppen från den ersatta fjärrvärmens till 200 g CO₂-ekv/kWh blir den undvikna mängden växthusgaser betydligt högre än för referensfallet, 30 till 8400 ton CO₂-ekv för lågkostnadsscenario och en ökning från 2100 till 12 000 ton CO₂-ekv för högkostnadsscenario. På motsvarande sätt visar resultaten även att en sänkning av utsläppen för fjärrvärme till 50 g CO₂-ekv/kWh skulle innebära att båda LFM-scenarierna går från att bidra till undvikna utsläpp av CO₂ till att innebära utsläpp av växthusgaser.

Tabell 23. Förändring i miljöprestanda beroende på utsläpp av växthusgaser för den ersatta fjärrvärmens.

CO ₂ -utsläpp för fjärrvärme (g/kWh)	Scenario-Lågkostnad		Scenario Högkostnad	
	(ton CO ₂ -ekv)	(Kg CO ₂ - ekv/ton)	(ton CO ₂ -ekv)	(Kg CO ₂ - ekv/ton)
0	16 400	180	15 600	171
50	10 200	112	8 300	91
133*	-30	0	-2 100	22
200	-8 400	-92	-12 000	-132

* modellens antagna värde

I modellen räknades endast växthusgaser från de fossila källorna (plast och gummi) in i resultatet. I tabell 24 redovisas hur energiåtervinningsposten samt resultatet skulle påverkas vid en systemutvidgning som innefattar biogen koldioxid (trä, papper, textil, etc.). Detta scenario är intressant att betrakta då det framtida innehållet vid återdeponering i BCR1 efter ett LFM-scenario kan innebära en betydligt mindre kolsänka än den är i dagsläget. Resultatet visar en ökning med 22 200 ton CO₂-ekv för lågkonstandsscenario och 28 000 ton CO₂-ekv för högkostnadsscenario. Förändringen innebär att projekten går från att vara netto-upptagare av växthusgaser till netto-producent och visar på vikten av att analysera ett LFM-projekts specifika förutsättningar.

Tabell 24. Visar hur utsläppen för lågkostnads- och högkostnadsscenarierna påverkas då biogen koldioxid räknas in i prestandan.

<u>Utsläpp CO₂-ekv (ton)</u>	Scenario-Lågkostnad		Scenario Högkostnad	
	Fossil	Biogen + Fossil	Fossil	Biogen + Fossil
<i>Energiåtervinning</i>	24 700	46 900	24 700	52 700
<i>Nettoresultat</i>	-100	22 100	-2 800	25 200

Vid jämförelse av utsläppen från utgrävningen med de från energiåtervinningen och utsläppen av deponigas så ser man att utgrävningens relativa påverkan är mycket liten. Trots att metanutsläppen stod för 60% av posten (kap 4.1.1, tabell 6) så är de mycket små i förhållande till de totala utsläppen.

7.2.2 Jämförelse med tidigare studier

Vid jämförelse med en tidigare studie (Laner et al., 2016) (kap 3.2.6) som visar variation från 630 kg CO₂-ekv/ton i undvikna utsläpp till ett nettoutsläpp på 305 kg CO₂-ekv/ton så hamnar resultaten för båda scenarierna (0 respektive 22 kg CO₂-ekv/ton) väl inom denna variation. Vid förändring av prestandan för den ersatta fjärrvärmen förändras utsläppsresultaten till mellan utsläpp på 180 kg CO₂-ekv/ton för lågkostnadsscenarioet och undvikna utsläpp på 132 kg CO₂-ekv/ton för högkostnadsscenarioet. Vid jämförelse med Karlsson och Åslund (2014) (kap 3.4) vars miljöprestanda visade på 141 kg CO₂-ekv/ton undvikna utsläpp så kan man se att den huvudsakligen skillnaden är utsläppen av deponigas vid referensfallet. Denna skillnad beror som tidigare nämnts på att BCR1 har producerat en stor del av sin deponigaspotential sedan år 2014 (kap 5.4.3.1).

8 Diskussion

I följande kapitel diskuteras resultaten och analysen från föregående kapitel, frågeställningarna besvaras och rekommendationer görs för framtida forskning.

8.1 Frågeställningarna

Vilka slutsatser kan man dra angående: metanutsläpp vid utgrävningen, tvätt av bränslefraktionen, siktning och torkning av avfallet?

Utöver de tre specifika frågorna ovan kommer även jordfraktionens kvalitet att diskuteras. Detta beror på att jordfraktionens kvalitet visade sig vara avgörande för den ekonomiska och miljömässiga prestandan.

Metanutsläpp vid utgrävningen – Extrapoleringen av metanutsläppen som uppmättes under utgrävningen av BCR1 tyder på att dessa kan stå för en betydande del av utgrävningspostens utsläpp. Resultatet får dock inte någon betydande inverkan på projektets totala miljömässiga prestanda. Då liknande mätningar inte gjorts tidigare är resultatet en viktig fingervisning för framtida LFM-projekt och forskning. Det är dock viktigt att poängtera att beräkningarna bygger på en mycket enkel modell vilket innebär att resultaten måste konfirmeras med fortsatta tester. Det är möjligt att extrapoleringen inte motsvarar verkligheten då metanen kan vara koncentrerad i ”fickor” i jorden eller att olika typer av deponier skiljer sig åt.

Tvätt av bränslefraktionen – Tvättningen av proverna från plockanalysen visade att en betydande del av det som inledningsvis klassades som rena fraktioner, i själva verket bestod av jordliknande material. Detta resultat är mycket intressant då korrekta uppskattningar av materialfördelningen är viktig för såväl den miljömässiga som ekonomiska prestandan. Exempelvis skulle 35% jordliknande material i ”aluminiumfraktionen” vilket beräknades i fallstudien innebära en betydande nedskrivning av fraktionens värde, och en överskattning av mängden plast skulle få en betydande påverkan på utsläppen av fossil koldioxid. Viktigt att poängtera är dock att tvätten bara utfördes på en liten andel av det uppgrävda materialet och att samtliga fraktioner inte kunde tvättas. Detta innebär att osäkerheterna är stora. För att minska osäkerheterna rekommenderas fler tester där större mängder uppgrävt material undersöks.

Om resultatet ovan visar sig vara korrekt bör analys av andelen jordliknande material för samtliga, eller utvalda fraktioner bli standard vid plockanalyser exempelvis genom att tvättning utförs i samband med plockanalysen. Niclas Svensson (2017) kommenterade att andelen jordliknande material i fraktionerna kan gå att relatera till förhållandet mellan provernas torrsubstanshalt och ursprungliga vikt. Resonemanget följer att vattnet som torkas bort från vissa fraktioner kan antas vara bundet huvudsakligen i det jordliknande materialet. Detta skulle kunna innebära att man kan uppskatta mängden jordliknande material för en viss fraktion utifrån förhållandet mellan torrsubstans och dess ursprungliga vikt, detta skulle underlätta uppskattningar och bör undersökas närmare.

Siktning – En mindre maskstorlek vid siktningen skulle förslagsvis resultera i en ”renare” jordfraktion men med ökad andel jordliknande partiklar i bränslefraktionen och på motsvarande sätt skulle en större maskstorlek resultera i en renare bränslefraktion men med

ökad andel andra material såsom plast och textilier i jordfraktionen. Beroende på kraven för bränslefraktionen skulle en större maskstorlek kunna vara ett sätt att förbättra kvalitén hos bränslefraktionen. Ett annat sätt att påverka effektiviteten hos sorteringen kan vara att torka materialet före den första siktningen, något som också föreslogs av Karlsson och Åslund (2014). På grund av praktiska skäl var det under fallstudien lämpligt att siktningen skedde i samband med utgrävningen, men framtida försök att torka det ursprungliga materialet före första siktning skulle resultera i bättre beslutsunderlag för VU.

Torkning – Torkningen av materialet i KRT-boxarna visade att det är möjligt att torka uppgrävda fraktioner för minskning av vikten. För bränslefraktionen skulle detta kunna innebära en betydande minskning av sorteringskostnaderna, speciellt om torkningseffekten kan höjas ytterligare från uppmätta 11% (för bränslefraktionen; tabell 10). Resultatet från bränsleanalysen visade att fukthalten gick från 50% och 53% innan torkning till 46% efter torkning vilket talar för att det finns potential för ytterligare torkning. Framtida studier bör undersöka hur hög torkningseffekt man kan nå genom olika typer av uppläggning och hantering. Om det visar sig att torkning utomhus är aktuellt bör LFM-projektet utföras vid en tid på året (exempelvis under våren) så att torkningen kan ske under så torra och varma månader som möjligt för att effektivisera torkningen.

Jordfraktionens kvalitet – De höga halterna metaller i jordfraktionen gör det intressant att undersöka hur metallerna är bundna i materialet. Då laktesterna visar på betydligt lägre utslag än totalhaltstesterna i förhållande till gällande riktvärde skulle det kunna innebära att metallerna är koncentrerade i större metallbitar som lskar mindre än motsvarande mängd mindre metallbitar. Handsiktningen som utfördes bland annat i ett försök att identifiera just små metallbitar gav inte något givande resultat då fraktionerna som siktades fram var för smutsiga skulle behöva tvättats på ett grundligare sätt. De metallbitar som hittades var dock koncentrerade i storlekarna 2-4 mm och 4-8 mm vilken kan indikera att det finns viss koncentrerings. Vidare undersökningar med siktning av jordfraktionen och noggrannare tvättning eller genom andra metoder kan resultera i en bättre uppfattning om var metallen finns koncentrerad skulle kunna leda till att man kan ta fram sorteringsmetoder för att sortera ut den mest förorenade fraktionen, eller minska mängderna som skulle behöva behandlas vidare.

Resultatet ligger i linje med tidigare forskning och analyser av jordmaterial från LFM-projekt som visat på höga metallhalter som hindrar användning som konstruktionsmaterial (Johansson et al., 2017). Resultatet visar dock att flera av halterna ligger nära gränsvärdena vilket talar för fortsatt arbete och forskning där olika typer av efterbehandling testas för att undersöka marknadsekonomiskt godtagbara lösningar för att göra materialet användbart.

Vad är den ekonomiska och miljömässiga prestandan vid en fullskalig utgrävning av BCR1 utifrån de undersökta scenarierna?

Ekonomisk Prestanda – Resultaten från den ekonomiska prestandan visar att lönsamheten av ett LFM-projekt i BCR1 beror fullständigt på kvalitén hos den framtagna jordfraktionen. Vid ett fullskaligt LFM-projekt i BCR1 bör användningen av jordfraktionen säkerställas innan projektstart för att undvika att projektet blir en stor kostnad.

Jämförelse med tidigare studier visar på höga kostnader för både lågkostnadsscenarioet och högkostnadsscenarioet. Som tidigare nämnts är det kostnaden för jordfraktionens återdeponering som har störst inverkan. Vid jämförelse med Zhou et al., (2015) så beror den stora skillnaden huvudsakligen på att jordfraktionen i det jämförda fallet bedöms kunna användas som jordförbättrare vilket innebär att jordfraktionen kan räknas in som en intäkt istället för en stor kostnad. Orsakerna till skillnaderna i materialens användning undersöktes inte vidare men olika föroreningsgrad och gränsvärde för användning är troliga anledningar. Förslag på framtida forskning är en storskalig kartläggning av hur jordfraktionen har använts vid de olika LFM-projekt som hitintills genomförts. Detta kan ge användbar kunskap om risken med jordfraktionen och hur olika länders gränsvärde påverkar användningen. De stora skillnaderna vid jämförelse med tidigare studier visar även på vikten att göra platsspecifika bedömningar för den ekonomiska prestandan för LFM-projekt. Krav på utformning av deponier vilket leder till höga deponeringskostnader eller platsspecifika skattesatser kan få stor inverkan på resultatet.

Miljömässig prestanda – Analysen visar att utsläppen från den energikälla som ersätts har stor betydelse på den miljömässiga prestandan för LFM-scenarierna. Då utsläppen från fjärrvärme skiljer sig mycket åt mellan olika kommuner bör förutsättningarna undersökas vid förarbetet av LFM-projekt. Beroende på var projektet är lokaliserat kan den miljömässiga prestandan eventuellt förbättras om materialet fraktas från en kommun med fjärrvärme som har låga utsläpp till en kommun som har höga. Detta skulle dock innebära merkostnader i form av ökade transporter och utsläpp som måste tas med i beräkningarna. I Helsingborg har fjärrvärmens ett förhållandevis lågt utsläpp av växthusgaser (34 g CO₂-ekv/kWh) (Fastighetsägarna, 2015) vilket innebär att resultatet kan gå från undvikna utsläpp vid utgrävning av BCR1 till nettoutsläpp.

Den miljömässiga prestandan visade sig vara fullständigt beroende av om man väljer att räkna energiåtervunnen biomassa som koldioxid neutralt eller om BCR1 ska antas vara en kolsänka där kol frigörs vid ett LFM-projekt som annars skulle vara bundet vid omklassning av BCR1 till en deponi. Då den framtida deponin troligtvis inte kommer ha samma materialsammansättning som för nuvarande på grund av exempelvis förbud mot deponering av organiskt och brännbart avfall behöver resonemanget undersökas och utvecklas för att rättvist spegla den miljömässiga prestandan.

I analysen av den miljömässiga prestandan har fokus legat på kvantifierande av växthusgasutsläpp. Utöver detta finns dock en stor mängd andra miljörelaterade aspekter som behöver undersökas för att man ska kunna dra slutsatser för hur LFM kommer påverka miljön. Exempel på påverkan som bör undersökas är försurning, övergödning och utsläpp av ozonnedbrytande ämnen.

I arbetet undersöktes totalhalter och lakegenskaper vilket vid jämförelse med riktvärden kan ge en uppfattning om hur lämplig jordfraktionen är för användning som konstruktions- och deponitäckningsmaterial. Höga halter av vissa metaller såsom koppar, zink, krom och nickel antyder att jordfraktionen kan få en negativ miljöpåverkan om den inte behandlas vidare. Detta kan innebära att materialet i dagsläget inte lämpar sig för användning varken internt inom en deponianläggning anläggningen eller i framtiden externt som konstruktionsmaterial för vägar och parkeringsplatser. Vid betänkande om användning av jordfraktionen som konstruktionsmaterial bör man även ta hänsyn till att användningsområdet är kraftigt

konkurrensutsatta av stora volymer bottenaska och slaggrus från förbränningsanläggningar (kap 3.1). Detta påverkar efterfrågan också därför också lönsamheten.

Hur påverkas generaliserbarheten av resultaten av att deponin som undersöks är en biocellreaktor?

Materialsammansättning – Den huvudsakliga skillnaden mellan BCR1 och andra deponier undersöktes i kapitel 5.4.3.1 och är materialsammansättningen. Denna beror på källsortering och mekanisk försortering av avfallet som lades i BCR1 för att optimera deponigasbildning och undvika deponering av material som kunde återvinnas. Resultatet visar bland annat på en hög halt (56%) av jordliknande material och en förhållandevis låg halt metaller (3%).

Jämförelse med tidigare studier (tabell 1) visar att tidigare LFM-projekt har haft liknande höga nivåer av jordliknande material, 40% (RenoSam, 2009), 44% (Quaghebeur et al, 2010). Då den ekonomiska och miljömässiga prestandan beror på förhållandet mellan jordfraktionen och bränslefraktionen kan resultaten från BCR1 vara användbara för VU vars förstudier visar på höga halter jordfraktion eller för framtida LFM-projekt i bioceller alternativt biocellreaktorer. För LFM-projekt som utförs på deponier där materialet inte sorterats före deponering är det möjligt att metallhalten är högre. Vid en uppräknig av metallhalten från 3% (vilket användes i uträkningarna) förändrades kalkylen så att lågkostnadsscenario (exklusive deponiskatten) resulterade i en vinst på upp till 6 mkr. Anledningen att kalkylen betraktas utan inräknad deponiskatt beror på att deponiskattens ”undvikna kostnad” endast beror på att BCR1 är en biocellreaktor och skulle inte vara aktuell för aktörer som tittar på vanliga deponier.

Deponiskatt – Utöver materialsammansättning är posten ”deponiskatt” beroende av att BCR1 är en biocellreaktor där deponiskatt inte betalats. Då resultaten från den ekonomiska prestandan visar på att lågkostnadsscenariot blir ekonomiskt lönsamt endast vid inräkning av undviken deponiskatt behöver aktörer som är intresserade av LFM titta på de andra kritiska faktorerna: metaller och nytt deponiutrymme.

Dagboksdata – Jämförelse med 2014 års studie (Karlsson och Åslund, 2014) visade att skillnaderna mellan tidigare värden för vissa kostnadsposter och de framtagna genom pilotprojektets dagböcker (huvudsakligen de för utgrävning och siktnig) kan skilja sig mycket. Detta kan få en betydande påverkan på resultatet när det är stora mängder avfall som ska hanteras. För att minska på osäkerheterna mellan uppmätta kostnader och uppskattade kostnader utifrån tidigare projekt behövs fler kostnadssammanställningar.

Frågeställning:

Vilka lärdomar kan man dra från arbetsprocessen när det kommer till beräkningsmodellen och fallstudien?

Modellen – LiU-modellen som användes för beräkningar är en omfattande modell som använder en stor uppsättning inputdata för att beräkna den ekonomiska och miljömässiga prestandan. Modellens omfattning beror på att LFM-projekt består av många olika delar som beroende på utformning påverkar resultatet. Detta innebär att modellen måste vara flexibel för att kunna inkorporera olika projekts unika upplägg och förutsättningar. Dilemmat som

uppstår är om man ska anpassa data för att passa in i modellen eller om man ska anpassa modellen för att kunna hantera befintliga data. I detta arbete har huvudsakligen den sistnämnda metoden används där modellens utformning anpassats iterativt under arbetets gång för att exempelvis kunna hantera upprepade siktningar, torkning av en eller båda fraktionerna och separata transportförutsättningar för de olika fraktionerna. Fördelarna med denna metod är att författaren enkelt kunde förändra variabler för att se hur exempelvis antal siktningar påverkade slutresultatet. Konsekvensen har samtidigt varit att arbetet varit tidsödslande och om modellen ska användas för ett nytt LFM-projekt kommer den troligen behöva anpassas igen. Vidare utveckling av modellen bör fokusera på att göra det enkelt att inkorporera olika LFM-upplägg. Detta skulle kunna ske genom färdiggjorda mallar där man exempelvis kan välja mellan olika antal siktningar och torkning före eller efter siktning. Ett annat förslag skulle vara att utforma modellen modelärt där användaren enkelt kunde sätta ihop olika tänkta moment. Detta skulle underlätta undersökning av prestanda för olika upplägg.

Arbetet med modellen har även visar på brister och styrkor med att arbeta med ”generella” data från databaser. Att kunna använda denna typ av data ligger till grund för att kunna modellera prestanda för komplexa system då det inte vore möjligt att själva ta fram all data som behövs. Som analysen har visat så kan antaganden om exempelvis utsläpp från ersatt energi få stor inverkan på resultatet. Detta resulterar i att den slutliga prestandan är väldigt beroende av att generella data som används är korrekta, något som är svårt då de enskilda data som används från exempelvis databasen Eco-Invent kan vara mycket komplexa. Detta innebär att både användaren och läsare måste ha en mycket god förståelse för processen och de antaganden som gjorts. Användaren har ett stort ansvar att vara tydlig med vilka antaganden som gjorts och resultatens tillförlitlighet. Samtidigt är modellen ett mycket användbart verktyg för att uppskatta ett projekts prestanda.

Fallstudien – Osäkerheter i fallstudien härrör huvudsakligen från fallstudiens storlek om omfattningen av de olika tester som utfördes. Utgrävningen av material skedde endast på en plats i biocellsreaktorn vilken som tidigare nämnts kan ha påverkat generaliserbarheten av resultatet för materialsammansättningen. Vid framtida analyser av just materialsammansättning bör deponins karaktär undersökas i förväg för att avgöra huruvida materialet i deponin kan förväntas vara homogent. Om deponin exempelvis består av både hushållsavfall och industriavfall som inte förväntas vara väl blandat kan flera mindre utgrävningar eventuellt vara att föredra.

8.2 Avslutande diskussion

Resultaten tyder på att det sannolikt inte är ekonomiskt försvarbart att utföra ett LFM-projekt på en biocellreaktor såsom tekniken ser ut i dagsläget. Detta beror bland annat på att förekomsten av metaller sannolikt är låg och andelen jordfraktion är hög. För BCR1 som undersöktes i detta arbetet finns dock speciella omständigheter som påverkar resultatet. På grund av att NSR i framtiden kanske kommer få betala deponiskatt då BCR1 klassificeras om från en behandlingsmetod till en deponi blir resultatet positiv då man räknar in de undvikna kostnaderna. I detta scenario förutsätts dock att jordfraktionen går att använda som konstruktionsmaterial inom området vilket kan bli problematiskt på grund av höga metallhalter.

Utifrån ett miljömässigt perspektiv finns det skäl att vänta med LFM av BCR1 till dess att jordfraktionen kan behandlas på ett acceptabelt sätt. Detta bör göras för att säkerställa att miljön inte tar skada vid återanvändning av jordfraktionen på grund av de höga metallhalter som nämndes ovan. Sett från ett klimatperspektiv är det svårt att säga huruvida ett LFM-projekt i BCR1 kommer att vara positivt eller negativt. Detta beror dels på att den ersatta fjärrvärmens om avfallet energiåtervinns i Helsingborg redan har ett lågt koldioxidutsläpp.

Generellt visar resultaten på både brister och styrkor med LFM som koncept. Enkla metoder för siktning och torkning har visat sig vara lämpliga för sortering och efterbehandling vilket är positivt för framtida projekt. De stora osäkerheterna både ekonomiskt och miljömässigt talar dock för att verksamhetsutövare ska vara försiktiga och noggrant utföra ett grundligt förarbete innan ett storskaligt projekt utförs. Förarbetet bör huvudsakligen fokusera på karaktärisering av materialet i deponin och undersökningar av jordfraktionens kvalitet för att se hur föroreningsgraden kommer påverka dess användningsbarhet. Sannolikt kommer det krävas särskilda yttre omständigheter för att LFM ska bli ekonomiskt och miljömässigt lönsamt. Exempel på detta skulle kunna vara återvinning av uppgrävt avfall då en deponi måste grävas ut i samband med en sanering. Materialåtervinning av metaller och i framtiden kanske också plast skulle då kunna vara både miljömässigt och ekonomiskt lönsamt.

Trots att LFM uppenbarligen fortfarande är ett ungt koncept som kräver mer forskning för att bli aktuellt så visar resultaten samtidigt att det finns situationer då både den ekonomiska och miljömässiga prestandan kan bli positiv. Hög andel metaller som kan återvinnas eller höga markvärden kan räcka för att den ekonomiska kalkylen skall gå ihop och för platser med höga utsläpp för den fjärrvärme som ersätts kan det även vara bra för klimatet. Mot bakgrunden av det stora antalet deponier som finns världen över anser författaren att det finns god anledning för vidare forskning på området. Skulle bara en liten bråkdel av alla befintliga deponier visa sig lämpliga för LFM skulle detta potentiellt kunna få stor inverkan på vår framtida miljö.

9 Slutsatser

Resultaten från fallstudien visar på att sorteringstekniken som användes vid pilotutgrävningen: siktning direkt i samband med utgrävning samt en andra siktning efter torkning av bränslefraktionen, fungerar för sortering av avfall från ett LFM-projekt och resulterar i en användbar bränslefraktion. Resultatet visar också att det är möjligt att sänka vikten på fraktionerna genom torkning efter siktning vilket sänker kostnader. Den kemiska analysen av jordfraktionen visar dock höga halter av bland annat metaller som kan vara problematiska vid vidare användning av jordfraktionen.

Modelleringen visar att resultatet från den ekonomiska analysen är fullständigt beroende av hur jordfraktionen kan användas. Vid återdeponering av mer än hälften av jordfraktionen efter utför LFM-projekt leder troligtvis till en förlust för verksamhetsutövare. Jämförelse med tidigare studier visar att kostnaden för LFM i Sverige jämfört med andra länder är hög på grund av deponiskatt och höga hanteringskostnader. Den miljömässiga prestandan visar att de undvikna utsläppen är små men beror fullständigt på var energiåtervinningen sker samt huruvida man tittar på endast fossil eller fossil och biogena utsläpp från energiåtervinningen.

Sammanfattad metodutveckling – Nedan följer en sammanfattning av de utvecklingsförslag som presenterats i analys och diskussion:

- Kontroll av jordliknande material på bränslefraktionen vid plockanalyser
- Vidare forskning på behandling av jordfraktionen, vilken form har metallerna, kan de sorteras ut?
- Vidareutveckling av resonemang angående deponier som kolsänkor.
- Test att torka materialet innan första siktningen, hur förändras sorteringsgraden i förhållande till de två siktningar som gjordes i arbetet?
- Undersökningar med magnet och ECS för att ta reda på hur effektiv utsorteringen av metall kan vara för avfall från LFM-projekt.

10 Referenser

- Avfall Sverige, 2011. Rester. [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/rester/> 2017-06-13
- Avfall Sverige, 2012. *Deponihandbok. Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering*. Rapport: D2012:02. ISSN 1103-4092. [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2012-02.pdf> 2017-05-01
- Avfall Sverige, 2013a. *Handbok för deponigas*. Rapport: D2013:02. ISSN 1103-4092. [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2013-02.pdf> 2017-05-01
- Avfall Sverige, 2013b. *Manual för plockanalys av hushållens säck- och kärlavfall*. [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/U2013-11.pdf> 2017-06-01
- Avfall Sverige, 2016a. *Avfallsstatistik*. [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/> 2017-06-03
- Avfall Sverige, 2016b. *Kapacitetutredning 2016 – Avfallsförbränning och avfallsmängder till år 2020*. Rapport: 2016:13. ISSN 1103-4092 [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/2016-13.pdf> 2017-06-01
- Avfall Sverige, 2016c. *Materialåtervinning gör avfall till resurs*. [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/materialatervinning/> 2017-06-03
- Avfall Sverige. 2016d. *Biologisk återvinning ger näring och energi*. [Elektroniskt] Hämtad:
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/biologisk-atervinning/> 2017-06-03
- Baumann H., Tillman A. (2004) *The Hitch Hiker's Guide to LCA An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Studentlitteratur AB; 1:a upplagan. ISBN-10: 9144023642
- Bockreis A, Knapp J (2011) *Landfill Mining – Deponie als Rohstoffquelle [Landfill mining – landfills as depot for raw materials]*. ÖWAV 3–4/2011, 2011. (Google translate).
- Bosman A., Vanderreydt I., Geysens D., Helsens L. (2012) *The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review*. *Journal of Cleaner Production* 55: 10-23
- Bramryd T. (2015) Intervju i SvD Näringsliv. Professor: Sluta elda upp avfallet, 2015-09-01. [Elektronisk] Hämtad: <https://www.svd.se/professor-sluta-elda-upp-avfallet> 2017-06-02
- Daskalopoulos E., Badr O., Probert S.D., (1997) *Economic and Environmental Evaluations of Waste Treatment and Disposal Technologies for Municipal Solid Waste*. *Journal of applied Energy*.
- Europeiska Kommissionen. (2011). *Roadmap for a Resource Efficient Europe (COM(2011) 571*. [Elektronisk] Hämtad:
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52011DC0571> 2017-06-03

- Fastighetsägarna. (2015). *Fjärrvärme och miljö 2015*. [Elektronisk] Hämtad: http://www.fastighetsagarna.se/MediaBinaryLoader.axd?MediaArchive_FileID=02685217-26e9-436c-a0ed-f09223f20e89&FileName=Fj%C3%A4rrv%C3%A4rme_rapport_2015.pdf 2017-05-20
- Flyhammar, P., 1997. *Heavy metals in municipal solid waste deposits*. Lund University of Technology, Water Resources Engineering, AFR-report 231, Lund, Sweden
- Flux Sense. (2016). *Metanmätning i samband med pilotförsök med avfallsutgrävning vid Filborna december 2016 – ”landfill mining”*. Rapport.
- Frändegård P., Krook J., Svensson N., Eklund M. (2013). Resource and Climate Implications of Landfill Mining. *Journal of Industrial Ecology* 17 (5): 742-755
- Frändegård, P., Krook, J., Svensson, N. (2015). Integrating remediation and resource recovery: On the economic conditions of landfill mining. *Waste Management*, 42, 137-147.
- Hansson L., Sjögren J. (2016). *Marknadsbarhet av material från en biocellreaktor*. Avancerad Projektkurs.
- Hogland W., Hogland M., Marques M. (2011). *Enhanced Landfill Mining: Material recovery, energy utilization and economics in the EU (Directive) perspective*. [Elektronisk] Hämtad: https://www.researchgate.net/publication/267711055_Enhanced_Landfill_Mining_Material_recovery_energy_utilisation_and_economics_in_the_EU_Directive_perspective 2017-05-11 2017-04-21
- Hogland, K. H. W., Jagodzinski, K. & Meijer, J. E. (1995) Landfill Mining tests in Sweden, Fifth International Landfill Symposium. Cagliari, Italy, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre. Sida 784, volym 3.
- Hogland, W., Marques, M., Nimmermark, S. (2004). Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 6(2), 119-124.
- Hogland, William. (2002) Remediation of an old landfill site. *Environmental Science and Pollution Research International*, 9, 49-54.
- Hull, R. M., Krogmann, U., ASCE, M. & Strom, P. F. (2005) Composition and characteristics of excavated materials from a New Jersey landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 131 (3), 478.
- Hull, R.M., U. Krogmann, P.F. Strom (2005). Composition and characteristics of excavated materials from a New Jersey landfill. *Journal of Environmental Engineering* 131, 478–490.
- Höst, M., Regnell, B. & Runeson, P. (2006) *Att genomföra examensarbete*. Lund: Studentlitteratur, 2006 (Danmark).
- Intergovernmental panel on climate change. (IPCC) (2013). The Physical Science Basis. [Elektronisk] Hämtad: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/> 2017-06-06
- International organization for standardisation (ISO) (2017). Standard catalogue: 13.020.60 – Product life-cycles. [Elektronisk] Hämtad: <https://www.iso.org/ics/13.020.60/x/> 2017-08-29
- Jernkontoret (2013). *Metaller – I samhälle och miljö*. Informationsblad. [Elektronisk] Hämtad: http://www.jernkontoret.se/globalassets/publicerat/stal-stalind/metaller_i-samhalle-och-miljo_2013.pdf 2017-06-10

Johansson N, 2017. PhD. KTH, Linköpings Universitet. [Personlig kommunikation] Löpande under våren 2017

Johansson, N. (2016). *Landfill Mining: Institutional challenges for the implementation of resource extraction from waste deposits* (PhD dissertation). Linköping.

Johansson, N., Krook, J. & Eklund, M., (2017). The institutional capacity for a resource transition: A critical review of Swedish governmental commissions on landfill mining. *Environmental Science and Policy*, 70, s.46–53. Available at: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:liu:diva-134563>.

Kaartinen, T., Sormunen, K., Rintala, J. (2013). Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *Journal of Cleaner Production* 55: 56-66

Krogmann, U. & Qu, M. (1997) Landfill Mining in the United States. 6th International Landfill Symposium. Cagliari, Italy, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre. Vol. 4, sida.543-552.

Krook J., Svensson N., Eklund M. (2012). Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management* 32(3):513-520

Krook, J. (2013). *Miljökonsekvenser av integrerad sanering och återvinning av kommunala och industriella deponier. Governmental assignment, The Swedish Environmental Protection Agency*. Linköpings Universitet

Laner et al., (2016), D. Laner, O. Cencic, N. Svensson, J. Krook. Quantitative analysis of critical factors for the climate impact of landfill mining. *Environ. Sci. Technol.* (2016)

Le Duc. (2007). *Metodhandbok som tankekarta*. [Elektronisk] Hämtad: <http://www.leduc.se/metod/Validitetochreliabilitet.html> 2017-05-22

Naturvårdsverket (2004). *Deponering av avfall. Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall till 15 kap. 34§ miljöbalken (1998:808)*. [Elektroniskt] Hämtad: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0134-5.pdf> 2017-06-01

Naturvårdsverket (2008). *Lakvatten från deponier*. [Elektronisk] Hämtad: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8306-9.pdf> 2017-05-11

Naturvårdsverket (2009). Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976 [Elektroniskt] Hämtad: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7.pdf> 2017-06-02

Naturvårdsverket (2010). Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1 [Elektroniskt] Hämtad: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0164-3.pdf?pid=2591> 2017-06-02

Naturvårdsverket (2015). Återvinning ur nedlagda avfallsanläggningar. [Elektronisk] Hämtad: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2015/ru-nedlagda-avfallsanlaggningar/atervinning-ur-nedlagda-avfallsanlaggningar.pdf> 2017-04-02

Naturvårdsverket (2016). Lagar-och-regler-om-avfall. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Lagar-och-regler-om-avfall/>

- Naturvårdsverket (2017). Deponering av avfall - Vägledning om regelverket inom deponeringsområdet. [Elektronisk] Hämtad: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Deponering-av-avfall/> 2017-05-11
- Olsson H, 2017. Avdelningschef NSR AB, Behandling. [Personlig kommunikation] Löpande under våren 2017
- Othusitse N., Muzenda E. (2015) Predictive Models of Leaching Processes: A Critical Review. 7th International Conference on Latest Trends in Engineering & Technology (ICLTET'2015) Nov. 26-27, 2015 Irene, Pretoria (South Africa). [Elektronisk] Hämtad: http://iieng.org/images/proceedings_pdf/5403E1115039.pdf 2017-06-03
- Patton. (1999). Enhancing the quality and credibility of qualitative analysis. *HSR: Health Services Research* 34:5 Del 2 (December 1999) Sida:1189-1208.
- Quaghebeur, M., Laenen, B., Geysen, D., Nielsen, P., Pontikes, Y., Van Gerven, T., Spooren, J. (2013). Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential. *Journal of Cleaner Production* 55: 72-83
- Quaghebeur, M., Laenen, B., Nielsen, P., Spooren, J. & Geysen, D. (2010) Valorisation of materials within Enhanced Landfill Mining: What is Feasible? Houthalen-Helchteren, Belgium.
- Reclaim (2015): Technical Report - Action A1 for the Polygyros Landfill, in the municipality of Polygyros, Chalkidiki. Landfill Mining techniques - Potential in Greece and Eu. Landfill mining pilot application for recovery of invaluable metals, materials, land and energy. [Elektronisk] Hämtad: http://media.wix.com/ugd/24b53f_3ef6130a70974f8b95127cae71118607.pdf 2017-02-1
- Reno Sam (2009) Landfill Mining Process, Feasibility, Economy, Benefits and Limitations. Rapport. Reno Sam.
- Retzner C, 2017. Universitetsadjunkt vid institutionen för miljö- och energisystem. Lunds Tekniska Högskola. [Personlig kommunikation] Löpande under sommaren 2017.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, III, E.F. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H.J. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J.A. Foley, 2009: A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, sida 472-475. [Elektronisk] Hämtad: https://pubs.giss.nasa.gov/docs/2009/2009_Rockstrom_ro02010z.pdf 2017-06-02
- RVF (nu Avfall Sverige) (2001). Utgrävning av bioceller, Metod och analys. [Elektronisk] Hämtad: http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter_2001/2001-06U.pdf 2017-06-02
- Rönnols E, 2017. Senior Advisor. NSR AB. [Personlig kommunikation] Löpande under våren 2017
- Rönnols E., Svensson N., Johansson N. Deponiåtervinning, Pilotförsök - utgrävning av biocellreaktor, NSR, Helsingborg. (In Press). RE: SOURCE.

Sveriges Geologiska Institut (SGI) (2015). Laktester. [Elektronisk] Hämtad: <http://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/kurser-och-seminarier/kursutbud/laktest/> 2017-06-20

SGU (2014): Redovisning av regeringsuppdrag: Uppdrag att utföra en kartläggning och analys av utvinnings- och återvinningspotential för svenska metall- och mineraltillgångar. Dnr: 3114-1639/2013. <http://resource.sgu.se/produkter/regeringsrapporter/utvinnings-ochatervinningspotential-metaller-mineral-2014.pdf>

Skatteverket. (2017). Skatt på avfall. [Elektroniskt] Hämtad: <https://www.skatteverket.se/foretagochorganisationer/skatter/punktskatter/avfallsskatt.4.18eb10334ebe8bc80002886.html> 2017-05-11

Sveriges Landsbruksuniversitet (SLU) (2017). Vad är en livsscykelanalys? [Elektroniskt] Hämtad: <http://www.slu.se/institutioner/energi-teknik/forskning/lca/vadar/>

Sormunen, K., Ettala, M., Rintala, J., 2008. Detailed internal characterisation of two Finnish landfills by waste sampling. *Waste Management* 28, 151–163

Svensson N, 2017. PhD. Linköpings Universitet. [Personlig kommunikation] Löpande under våren 2017

Svevia hemsida. (2017). [Elektronisk] Hämtad: <https://www.svevia.se/dina-behov/sanering-av-mark-och-vatten/behandlingsmetoder/jordtvatt---sa-funkar-den.html> 2017-05-03

Särkkä H., Hirvonen S., Gråsten J. (2017). Characterization of Municipal Solid Waste Landfill for Secondary Raw Materials. <http://www.smart-ground.eu/public/20170307083043.pdf>

USEPA (1997). *Landfill reclamation*. [Elektronisk] Hämtad: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/land-rcl.pdf> 2017-05-03

Virkesmättningsrådet (VMR). (1991). Allmänna och särskilda bestämmelser för mätning av biobränslen. [Elektronisk] Hämtad: http://ny.sdc.se/admin/PDF/pdffiler_VMUVMK/M%C3%A4tningsinstruktioner/M%C3%A4tningsinstruktion%20f%C3%B6r%20biobr%C3%A4nsle%20VMR%201999.pdf 2017-06-06

Van der Zee, D.J., Achterkamp, M.C., De Visser B.J. (2004). Assessing the market opportunities of landfill mining. *Waste Management* 24 (2004) 795-804.

Wagner, T. P., Raymond, T. (2015). Landfill mining: Case study of a successful metals recovery project. *Waste Management*, 45, 448-457.

Winterstetter, A, Laner, D, Rechberger, H, & Fellner, J (2015), 'Framework for the evaluation of anthropogenic resources: A landfill mining case study – Resource or reserve?', *Resources, Conservation & Recycling*, 96, pp. 19-30.

Zhou C., Gong Z, Hu J, Cao A, Liang H. A cost-benefit analysis of landfill mining and material recycling in China. *Waste Management* (Oxford). Sida:191–198. [Elektronisk] Hämtad: <http://www.sciencedirect.com.ludwig.lub.lu.se/science/article/pii/S0956053X14004516#b003Q> 2017-06-03

Öresundskrafts hemsida. Uppdaterad 2016. Hämtad: 2017-04-25

Bilagor

Bilaga 1

Sammanställning av dagboksdata från utgrävningen av BCR1. I tabellen presenteras åtgärd, maskintyp, arbetstimmar, pristabell, kostnader inklusive och exklusive arbetsledning, dieselåtgång, vikt på massorna som förflyttades, och sammanfattningar av prisposter.

Table 1. Dagboksdata från utgrävningen av BCR1. I tabellen presenteras åtgärd, maskintyp, arbetstimmar, pristabell, kostnader inklusive och exklusive arbetsledning, dieselåtgång, vikt på massorna som förflyttades, och sammanfattningar av prisposter

25/04/2017

Hanteringskostnad , massor landfill mining BCR1, NSR, 2016-2017									
Ugrävd mängd (ton):		541,5	ton						
Till KRT-box		459,8	ton						
Datum	Åtgärd	Fältarbete	timmar	å-pris	Summa	exkl arb ledn	Diesel	Diesel	
			h	kr/h	kr		l/h	liter	
2016/12/14	Schakt, utgrävning	Gräv maskin (Volvo 210)	11,5	1047	12040,5		15	172,5	
15/12/2016		Hjullastare (L90)	0	886	0		10	0	
		Bandschaktare (Cat 063)	9,5	922	8759		20	190	
		Dumper 1, L-E (A25 C)	9	834	7506		20	180	
		Dumper 2	9	834	7506	35811,5	20	180	
		Arb ledning		10%		3581,15			722,5
									0
03/01/2017	Siktning 1	Trumsikt (DoppS 518)	11	1200	13200		7	77	
		Hjullastare	11	886	9746		10	110	
		Dumper	0	834	0	22946	20	0	
		Arb ledning		10%		2294,6			187
									0
12/01/2017	Trsp till KRT-box	Hjullastare	6	886	5316		10	60	
		Dumper 1	5	834	4170		20	100	
		Dumper 2	5	834	4170		20	100	
		Materialhanterare (senebogen 825)	5	883	4415	18071	15	75	
		Arb ledning		10%		1807,1			335
jan-mars	Torkning i KRT-box (v ändning , flytt av massor 2 ggr)	Hjullastare	8	886	7088		10	80	
		Box-kostnad				7088		80	
		Arb ledning		10%		708,8			
09/03/2017	Siktning 2	Hjullastare	8	886	7088		10	80	
		Trumsikt	8	1200	9600	16688	7	56	
		Arb ledning		10%		1668,8			136

12/04/2017		Flytt av massor		Hjullastare	6	886	5316	10	60	
Dumper					6	834	5004	10320	20	120
Arb ledning					10%		1032			180
										Anpassad drivmedel/l (20%)
Kostnad urgrävning				39392,65	72	kr/ton	1,33	liter diesel/ton		1,067405355
Kostnad siktning 1				25240,6	46	kr/ton	0,35	liter diesel/t		0,276269621
Kostnad torkning				7796,8	16	kr/ton	0,17	liter diesel/t		0,139190953
Kostnad siktning 2				18356,8	39	kr/ton	0,30	liter diesel/t		0,236624619
										0
Transporter, flytt av massor				31230,1	67	kr/ton	1,12	liter diesel/t		0,896041757
Summa kostnader urgrävning och behandling, BCR				122017		kr				
Kostnad per ton				225		kr/ton urgrävt				
Täckning	Gräv maskin	10	1047	10470		kr				
Urgrävd mängd, ton	541,5 ton		vägda dumperslas				Indata			
								Diesel förbrukning:	l/h	
Till KRT: ton	232,7			Finfraktion 1 < 40 mm		Gräv maskin			15	
ton	227,1			Grovfraktion 1 (>40 mm)		Hjullastare			10	
Summa in	459,8	ton				Bandschaktare			20	
Från KRT ton	221,7		Finfraktion 1			Dumper			20	
ton	53,7					Trumsikt			7	
ton	147,8			Finfraktion 2 (efter siktning av grovfraktion 1)		Materialhantare			15	
Summa ut	423,2	ton		Grovfraktion 2 (efter siktning 2)						
Viktminskning	8	%								

Bilaga 2

Data från plockanalys och tvätt med tillhörande kommentarer.

Table 2. Data från plockanalys av bränslefraktionen med kommentarer.

<i>Plockanalys av Bränslefraktion</i>			
<i>Kategori</i>	<i>Vikt (kg)</i>	<i>Vikt%</i>	<i>Kommentar</i>
<i>Plast</i>	67,5	28,1%	
<i>Papper</i>	35,7	11,7%	
<i>Trä</i>	62,9	20,7%	
<i>Textil</i>	6,5	2,1%	
<i>Gummi</i>	4,1	1,3%	
<i>Övrigt brännbart</i>	25,6	8,4%	Blöjor, bindor, matta, skor, kökssvamp, arbetshandskar
<i>Järnhaltig metall</i>	14,025	4,6%	
<i>Aluminium</i>	1,6	0,5%	
<i>Koppar</i>	0,235	0,1%	
<i>Inert material</i>	18,5	6,1%	Glas, sten, keramik, porslin
<i>Farligt avfall</i>	1,42	0,5%	
<i>Elektronik</i>	2,036	0,7%	En glödlampa, 2 st batterier, en fjärrkontroll, datadelar, kablar
<i>Jordliknande material</i>	46,1	15,2%	Jordliknade material
<i>Totalt</i>	304,116	100,0%	

Table 2. Data från tvätt av materialet från plockanalysen med tillhörande kommentarer.

<i>Fraktion</i>	<i>Innan tvätt (g)</i>	<i>Efter tvätt (g)</i>	<i>Andel jordliknande material</i>	<i>Anm</i>
<i>Plast</i>	414	283	31,64%	Föregående torkning hade smält viss plast vilket försvårade tvätt.
<i>Icke järnhaltig metall</i>	360	236	34,44%	

Järnhaltig metall	1374	1210	11,94%	
Trä	1211	1013	16,35%	
Gummi	596	576	3,36%	
Farligt Avfall	1297	1063	18,04%	
Textil	590	470	20,34%	
Papper			18,00%	Ej tvättad. Tvätt av papper vore svårt då det skulle bli en smutsig pappersmassa. Uppskattningsvis är andelen finfraktion mycket lik den för farligt avfall ca 18% .
Övrigt brännbart			20,00%	Ej tvättad. Fraktionen består av sopor av huvudsakligen papper och textil, tex blöjor och bindor vilket förhindrar tvätt då papper är problematiskt att tvätta. Uppskattningsvis är andelen finfraktion lik den för textil, ca 20% .
Inert			0,00%	Ej tvättad. Fraktionen består av större stenar, glas och tegel. Hög vikt och låg smutsighet ger uppskattningsvis finfraktionsandel på <1% .
Elektronik			0,00%	Ej tvättad. En glödlampa, batterier, datordelar, kablar. Uppskattningsvis <1% andel finfraktion.

Förstorade bilder på plastfraktionen före och efter tvätt.



Figur 1. Bild på plastfraktionen före tvätt



Figur 2. Förstorad bild på plastfraktionen efter tvätt.



Figur 3. Samtliga fraktioner efter tvätt. .

Bilaga 3

Uträkning av utsläpp deponigas

Tabell 3. Uträkningar för utsläpp av deponigas.

<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2013-02.pdf>

**

<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2012-02.pdf>

*

Summa 2017-2027 (MWh)

5939,980443

Summa 2017-2045 (MWh)

6206,149293

kWh/Nm³*

(4,5-
5 5,5*)

Nm³/kg**

1,25

Deponigas (ton) insamlad Jan 2017 till Jan 2045

1551,537323

Methane content [vol%]	0,54
Collection rate [vol%]	0,68
Methane oxidation rate [vol%]	0,2

Utsläppt deponigas (ton)	730,135211
Metan (ton)	315,4184111
CO2 (ton)	414,7167998

Totala utsläpp vid Referensfallet (GWP 100)

CO2-ekv (ton)

8300,177078

Totala utsläpp vid Återdeponering/Konstruktion med Kompostering CO2-ekv (ton)

2281,672534

Bilaga 4

Sammanställningen av materialsammansättningen.

Tabell 4. Sammanställning av materialsammansättningar med excel-kommando för uträkning.

Material	Collier	Edinburg,	Burlington,	Måsalycke,	Filborna,	Perugudi,	Remo,		Genomsnittlig sammansättning
	Coun ty, USA	USA	USA	Sverige	Sverige	Indien	Belgien	Sum (...)	Sum(...)/ All Sum()
Jordliknande material %	14	18	20	17	19	40	44	172	26%
Papper %	12	16	13	29	14	-	8	92	14%
Plast %	18	15	14	7	19	11	17	101	15%
Trä %	23	4	19	19	14	12	7	98	15%
Textilier %	4	-	9	1	5	2	7	28	4%
Metaller %	11	13	10	5	8	0,2	3	50,2	8%
Övrigt %	7	27	9	15	19	34	10	121	18%
								662,2	

Bilaga 5

Resultatet vid uträkningar av ekonomisk och miljömässig prestanda.

Tabell 1. Ekonomisk prestanda för Referensfallet, Lågkostnadsscenario och Högkostnadsscenario. Minustecknet innebär en kostnad och plustecken innebär en intäkt. Totalt: innebär den totala kostnaden för det specifika scenariot, och Netto: innebär kostnaden för LFM-scenariot minus undvikta kostnader från referensfallet.

<u>Kostnader (tkr)</u>	Referensfall	Scenario Lågkostnad	Scenario Högkostnad
Planering	-	- 500	- 500
Utgrävning	-	- 6 850	- 6 850
Transport	-	- 904	- 2 650
Siktning och Sortering	-	- 5 010	- 3 820
Kompostering/Stabilisering	-	-	- 15 740
Återdeponering (Skatt + Hantering)	-	-	- 48 820
Energiåtervinning	-	- 13 490	- 19 690
Materialförsäljning	-	+ 4 490	+ 4 870
Nytt deponiutrymme	-	+13 010	+ 6 640
Lakvattenhantering	- 436	-	- 215
Sluttäckning	- 3 240	-	-
Deponiskatt	- 45 500	-	-
Totalt	- 49 178	- 9 310	- 86 830
Netto	-	39 860	- 37 650

Tabell 7 Miljömässig prestanda för Referensfallet, Lågkostnadsscenario och Högkostnadsscenario. Minustecknet innebär undvikna utsläpp och plustecken innebär ökade utsläpp. Totalt: innebär den totala utsläppen av växthusgaser för det specifika scenariot, och Netto: innebär utsläppen för LFM-scenariot minus utsläppen från referensfallet.

<u>Utsläpp CO₂-ekv (ton)</u>	Referensfall	Scenario- Lågkostnad	Scenario Högkostnad
Utgrävning		527	527
Transport		3	8
Sortering		110	80
Energiåtervinning		23 472	25 100
Ersatt Energi		-15 545	-18 887
Återvunnen Metall		-2 179	-2 179
Utsläpp av Deponigas	8 300	1 990	1 632
Sluttäckning	60		
Totalt	8 360	8 378	6 280
Netto	-	- 20	- 2.100

100% Konstruktion

Tabell 8. Ekonomisk prestanda vid 100% av jordfraktionen till konstruktion

Processer	Referensfall	Scenario	
		Lågkostnad	Högekostnad
<u>Kostnader</u>			
Planering		549.270	549.270
Utgrävning		6.853.548	6.853.548
Transport		904.394,18	2.792.048
Sortering		5.011.617	3.818.078
Kompostering/Stabilisering			
Återdeponering (Skatt + Hantering)		-	0
Energiåtervinning		13.491.632	19.693.285
Materialförsäljning		-4.487.150	-4.873.182
Nytt deponiutrymme		-13.013.000	-13.081.520
Lakvattenhantering	436.370	0	0
Sluttäckning	3.242.097		
Deponiskatt	45.500.000		
Totalt	49.178.466,32	9.310.312	47.224.157
Netto		39.868.154,28	33.426.000

50/50% Deponering/Kompostering

Tabell 9. Ekonomisk prestanda vid 50%% av jordfraktionen till konstruktion

Processer	Referensfall	Scenario	
		Lågkostnad	Högekostnad
<u>Kostnader</u>			
Planering		549.270	549.270
Utgrävning		6.853.548	6.853.548
Transport		1.866.618,09	2.721.272
Sortering		5.011.617	3.818.078
Kompostering/Stabilisering		9.334.626	7.868.314
Återdeponering (Skatt + Hantering)		29.047.046	24.410.304
Energiåtervinning		13.491.632	19.693.285
Materialförsäljning		-4.487.150	-4.873.182
Nytt deponiutrymme		-9.199.139	-9.859.584
Lakvattenhantering	436.370	127.892	107.476
Sluttäckning	3.242.097		
Deponiskatt	45.500.000		
Totalt	49.178.466,32	52.595.961	51.288.782
Netto		-3.417.494,45	-2.110.315,98

100% Deponering

Tabell 10. Ekonomisk prestanda vid 100% av jordfraktionen till återdeponering

	Referensfall	Scenario-Lågstnad	Scenario Högkostnad
<u>Kostnader</u>			
Planering		549.270	549.270
Utgrävning		6.853.548	6.853.548
Transport		2.828.842,00	2.650.495
Sortering		5.011.617	3.818.078
Kompostering/Stabilisering		18.669.251	15.736.629
Återdeponering (Skatt + Hantering)		58.094.093	48.820.608
Energiåtervinning		13.491.632	19.693.285
Materialförsäljning		-4.487.150	-4.873.182
Nytt deponiutrymme		-5.385.277	-6.637.648
Lakvattenhantering	436.370	255.783	214.953
Sluttäckning	3.242.097		
Deponiskatt	45.500.000		
Totalt	49.178.466,32	95.881.610	86.826.036
Netto		-46.703.143,18	-37.647.570,10

Bilaga 6

Resultatet för viktfordelningen av jordfraktionen vid handsiktning

Tabell 11. Viktfördelningen av jordfraktionen från handsiktningen.

Fraktion (F)	Prov 1 (g)	Prov 2 (g)	Prov 1 (%)	Prov 2 (%)
F>32mm	12	0	1%	0%
32mm>F>16mm	188	87	15%	14%
16mm>F>8mm	332	114	26%	19%
8mm>F>4mm	337	169	27%	27%
4mm>F>2mm	178	106	14%	17%
2mm>F>1mm	97	84	8%	14%
F<1mm	56	28	10%	9%
Sammanlagt	1267	616	100%	100%

Bilaga 7

Sammanställning av resultatet från fallstudien som har använts i modelleringen.

Tabell 12. Sammanställning av resultaten från fallstudien som använts i modelleringen

Tabell för platspecifika data:			
Volymvikt: 0,65 ton/m ³			
Totalvolym: 140 000 m ³			
Beräknad mängd avfall i Biocellreaktor 2001: 91 000 ton			
			Källa:
Sammansättning för Biocellreaktor 2001	Fraktion:	Andel:	Plockanalys, Handsiktning, Torkning och Tvätt ²²
	Jordliknande material	56%	
	Papper	9%	
	Plast	13%	
	Trä	11%	
	Textilier	4%	
	Inert material	4%	
	Järnhaltig metall	3%	
	Icke-järnhaltig metall	1%	
Moment:			
	Kr/ton	Liter diesel/ton	Dagbok ²³
Utgrävning	60	1,1	
Siktning	36	0,3	
Transport	35	0,1	
Torkning	15	0,9	
			Uppskattade data
Kompost/Stabilisering	350		
Deponering (Skatt + hantering)	1000		
Energiåtervinning	500		
Lakvattenhantering	5		
Sluttäckning	36		
	Fast kostnad (kr)		
Planering	500 000		
	kg CO₂-ekv/ton		Metanmätning vid utgrävning
Metanutsläpp vid Utgrävning	2,5		
	Procent		Deponigas-data
Metanhalt, 2016	54%		
Metanoxidation	20%		
Uppsamlingsgrad	68%		
	Andel brännbar fraktion	Andel jordfraktion	Pilotprojekt
1:a Siktning ²⁴	50%	50%	

²² Sammansättningen är en uppskattning utifrån plockanalys, handsiktning, torkning, tvätt och observationer

²³ Generell effektivisering på 20% av uppmätta värden för att motsvara effektiviseringen vid ett storskaligt

²⁴ Uppmätta värden: Brännbar fraktion 52%, Jordfraktion 48%.

2:a Siktning²⁵	70%	30%	
	Andel avdunstat vatten	Andel avdunstat vatten	
Torkning²⁶	20%	0%	

²⁵ Uppmätta värden: Brännbar fraktion 73%, Jordfraktion 27%.

²⁶ Uppmätta värden: Brännbar fraktion 11%, Jordfraktion 5%. Torkning sker endast på den brännbara fraktionen och verklig effekt uppskattas till 20%

Bilaga 8

Bild på KRT-boxar.



Figur 2. Bild av KRT-boxar.

Bilaga 9

De ingående stegen i biocellreaktorprocessen.

Tabell 4 Schema för processen i en biocellreaktor (Karlsson och Åslund, 2014)

Steg	Beskrivning
1	<i>Mekanisk försortering:</i> Viss separering av material passande för återvinning eller förbränning sker, där marknadsförutsättningar styr sorteringsgraden. Slutligen förbereds avfallet för steg 2 genom sönderdelning och fuktning.
2	<i>Förkompostering:</i> Avfallet behandlas aerobt för att möjliggöra en snabb övergång till metanbildningsfasen.
3	<i>Rötning:</i> Anaerob nedbrytning av organiskt material under bildning av metan och koldioxid.
4	<i>Avbrytande av process:</i> Reaktorn syresätts genom att luft trycks in. När förutsättningarna är de rätta grävs kvarvarande restavfall ut.
5	<i>Mekanisk eftersortering:</i> Rötresten separeras i återvinningsbart material, oorganiska massor, ofullständigt nedbrutet organiskt material och en deponirest.
6	<i>Efterbehandling:</i> Ej utrötat material stabiliseras genom efterkompostering i strängar eller boxar. Genom siktning fås en jordfraktion och denna blandas med oorganiskt material i proportioner som bestäms av användningsområdet. Ej nedbrutet organiskt material skickas tillbaka till steg 3 ovan.