

Nya utmaningar för hantering av gas från deponier

ARVID HJELMÉR 2015
MVEM12 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Nya utmaningar för hantering av gas från deponier

En studie av stirlingmotorer som alternativ lösning för
utvinning av energi ur deponigas

Arvid Hjelmér

2015



LUNDS
UNIVERSITET

Abstract

Landfill gas, consisting mainly of methane and carbon dioxides, is produced on waste disposal sites which contain organic waste. The release of the gas to the environment gives rise to several environmental effects. Regulation in Sweden requires that the landfill gas is managed in some way, for example to reduce emissions. The management options are energy utilization or flaring. In a situation with low of gas/methane concentrations the Stirling technology can provide an alternative solution to conventional technology, like gas engines and flares. The purpose of this report is to examine and evaluate incentive to extract landfill gas with lower methane content, based on a comparison between Stirling and conventional technology. To achieve the purpose, the parameters that affect methane formation are identified. In order to evaluate the operation of the Stirling-engines the waste facility Rönneholm, Scania, southern Sweden, have been investigated. By knowing the limitations of different technologies could conclusions be drawn about how the landfill gas could be managed in the future.

In this study I show that the Stirling technology works well under low methane concentrations and small gas flows. Flaring is also operational under the same circumstances. But the benefit of the Stirling technology is that it extracts both electricity and heat from the gas. Three case studies from different landfill sites in southern Sweden, are presented. One site currently uses the Stirling technology, while the other two uses different types of gas utilization systems. A LandGEM model is used to estimate the operational lifetime of the Stirling technology on Rönneholm. The results indicate that the Stirling technology extends the operating time of at least 15 years in comparison with conventional technology, if the gas production in the existing landfill (biocell) is reactivated.

Arvid Hjelmér

MVEM12 Examensarbete för Masterexamen 30hp, Lunds universitet

Intern handledare: Håkan Wallander, Biologiska institutionen, Lunds universitet

Extern handledare: Håkan Rosqvist, Tyréns

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2015

Innehåll

1. Inledning	1
1.1. Bakgrund	2
1.2. Syfte och Mål	4
1.3. Metod	4
1.3.1. Datamaterial	5
2. Teori	6
2.1. Historik	6
2.2. Lagar och regler	7
2.3. Deponins utformning	8
2.4. Nedbrytningsprocesser	10
2.4.1. Aerob nedbrytning	11
2.4.2. Anaerob nedbrytning	12
2.5. Gasproduktion	13
2.6. Deponigasens sammansättning	14
2.7. Gasuttagssystem	15
2.8. Gashantering	16
2.8.1. Stirlingmotor	16
2.8.2. Frichs minikraftvärmesystem	17
2.8.3. Fackling	17
2.9. Beräkning av gaspotential	18
2.9.1. LandGEM	19
3. Fallstudie	20
3.1. Rönneholm	20
3.1.1. Gasanläggning	22
3.1.2. Biocellen och modellering	23
3.2. Albäck	25
3.2.1. Gasanläggning	26
3.2.2. Modellerad gasproduktion	26
3.3. Måsalycke	27
3.3.1. Gasanläggning	27

4. Resultat	29
4.1. <i>Rönneholm</i>	29
4.1.1. Stirlingmotorerna	32
4.1.2. Modellering av Rönneholms biocell	33
4.2. <i>Albäck</i>	35
4.2.1. Gassammansättning och mängder	35
4.3. <i>Måsalycke</i>	36
4.3.1. Gassammansättning och mängder	36
5. Diskussion	38
5.1. <i>Rönneholm</i>	38
5.2. <i>Albäck</i>	43
5.3. <i>Måsalycke</i>	45
5.4. <i>Slutdiskussion</i>	46
6. Slutsats	49
Tack	50
Litteraturlista	52

1. Inledning

Gasen som produceras på soptippar tillika deponier kallas deponigas och genereras genom biologisk nedbrytning av organiskt avfall. Gasen består huvudsakligen av metan och koldioxid. Av de antropogena metanutsläppen är tillskottet från deponier rankat som den tredje största källan och utgör ungefär 10 % av de totala emissionerna i form av metan (IPCC, 2014). För svenska förhållanden svarar metan från deponiverksamhet för cirka 30 % av metanemissionerna och är därmed den näst största källan efter jordbruket (Bernes, 2007). Att minska mängden metan som når atmosfären är ett politiskt mål i Sverige. Ambitionen kan kopplas till det nationella miljömålet *Begränsad klimatpåverkan*. Målet innebär att riksdagen förbundit sig att i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar stabilisera halten av växthusgaser i atmosfären på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig (Miljömål, 2016). Metan är inte enbart en potent växthusgas, omkring 25 gånger starkare än koldioxid (GWP_{100}) till följd av metanets förmåga att bättre absorbera solens värmestrålning, utan har en stor energipotential som kan nyttjas genom förbränning.

I Sverige återfinns upp emot 8000 deponier. De är främst ett minne från äldre tiders avfallshantering då huvuddelen av dessa är nedlagda (Östman, 2008). I dagsläget finns ett hundratal aktiva deponier i landet, men volymerna som deponeras minskar stadigt. Minskningen har pågått under de senaste decennierna och är en följd av aktiv politik som riktat avfallet mot andra typer av hantering. Innehållet i de befintliga deponierna varierar i stor utsträckning och innehåller allt ifrån hushållsavfall till avfall från industrier av olika typ samt farligt avfall med mera (Lagerkvist, 2003). En deponi kan orsaka skada på sin omgivning genom sitt lakvatten samt genom den deponigas som produceras.

I dagsläget finns legala krav på verksamhetsutövare att åtgärda och övervaka de gasemissioner som alstras från deponier. Dock har kontroll och lagkrav i viss mån åsidosatts på grund av svårigheter att övervaka gaserna till följd av dess diffusa karaktär samt att andra områden prioriterats (Rosqvist, 2015). Det kan finnas ekonomiska incitament att omhänderta gasen när metanhalten är hög och mängderna stora. Över tid avklingar produktionen av metan då organiskt material i deponin successivt bryts ned. Gasen kan energiåtervinnas genom förbränning i konventionella gasmotorer. De motorer som används idag är effektiva ner mot ett metaninnehåll på cirka 40 % (Zetterfeldt, 2015). När metanhalten blir lägre finns det färre alternativ att välja mellan. Stirlingmotorer är en teknisk lösning som kan drivas av gas med ett lågkvalitativt energiinnehåll. Ett annat alternativ är att fackla gasen. Fördelarna med stirlingtekniken är att den kan ta tillvara energiinnehållet i form av elektrisk- och värmeenergi. I facklan sker enbart en förbränning utan någon energiåtervinning. Genom att bränna gasen erhålls en klimatnyttan, då metan förbrukas och bildar koldioxid, som är en mindre potent växthusgas.

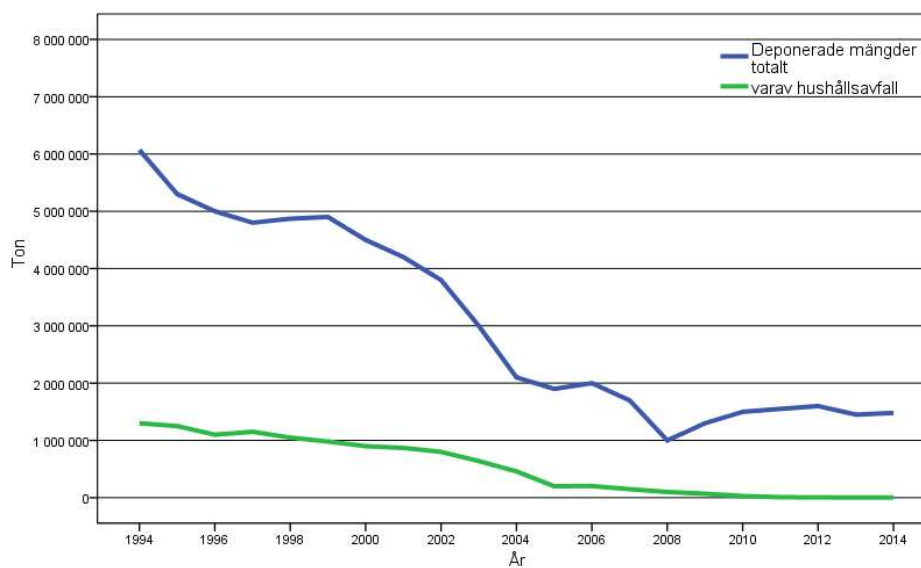
I denna studie undersöks hur väl stirlingtekniken fungerat på Rönneholms avfallsanläggning, som är en av de två platser i Sverige där tekniken finns installerad idag. Kan stirlingtekniken vara svaret på hur deponigas i framtiden ska behandlas då nya tekniska krav ställs på hantering?

1.1. Bakgrund

Människan har i alla tider producerat avfall. Hur behandlingen av samhällets restprodukt utformats har dock varierat stort. Under årtusendena har deponeringen varit ett viktigt sätt att hantera avfall. I det tidigmoderna samhället levde människor nära det avfall man producerade. Djur bearbetade avfallet innan det återfördes till jordbruket (Wetterberg, 2004). Avfallens sammansättning vid denna tid bestod i huvudsak av organiskt material som var enkelt att återföra i ett näringskretslopp. Andra typer av material som papper, glas och metall återanvändes i stor utsträckning (Andréasson, 1998). Med industrialismens genombrott under 1800-talet förändrades hanteringen av avfallet till följd av människors ändrade konsumtionsmönster, vilket försvårade djurs möjlighet att bearbeta avfallet. Under 1800-talet införde många svenska städer en form av institutionaliserad avfallsinsamling (Östman, 2008). Mot slutet av århundradet kom de första statliga initiativen för att stävja uppkomsten av ”ohygieniska element” genom den så kallade *Hälsovårdsstadgan För Riket* från 1874 (Alm, 2008). Under 1920-talet förändrades tankesättet kring hur avfallet skulle omhändertas, i och med att sopnedkastet lanserades i Sverige. Sopnedkastet medförde att den sortering som tidigare genomförts av avfallet försvårades. Istället hamnade olika typer av avfall i samma kärl som enkelt kunde fraktas bort (Andréasson, 1998). Till följd av svårigheterna att återföra avfallet till jordbruket växte förbränning och deponering som bortskaffningsmetod av avfallet. Tankarna som tidigare funnits kring återvinning försvann på grund av svårigheterna att särskilja material, vilket gjorde agerandet olönsamt och ineffektivt (Östman, 2008). I takt med en ökande konsumtion, levnadsstandard och stor samhällsutbyggnad kom mängden producerat avfall att öka. Mängden avfall som lades på deponi hade sin pik under 1960-1970-talen för att framförallt sedan mitten av 1990-talet minska drastiskt. Under 1970-talet insåg makthavare delar av problemet med de ökande avfallsmassorna och man började utvinna värme genom avfallsförbränning som användes till att värma städernas fjärrvärmesystem. Avfallet blev i och med det en resurs som kunde nyttjas. Avfall som inte passade för förbränning deponerades (Östman, 2008). Det var inte ovanligt att varje kommun hade flertalet mindre anläggningar för ändamålet (Avfall Sverige, 2012).

Idag betraktas deponering av avfall som det sista steget när det kommer till hur restmaterial ska hanteras. Detta sätt att förhålla sig till avfallshantering kommer till uttryck genom EU:s så kallade avfallshierarki. Ett koncept som befästes under 1980-talet och var ett nytt grepp kring hur avfall skulle betraktas och hanteras (RVF,

1997). Prioriteringsordningen som förordas är ett femdelat tillvägagångssätt vars mål är att hanteringen av avfall på sikt ska bli miljömässigt hållbar. Steg ett i avfallshierarkin utgår ifrån att mängden avfall från början ska vara så liten som möjligt, om avfall uppstår ska det kunna återanvändas. Om materialet inte kan återanvändas ska det återvinnas. Produkter som inte kan återvinnas ska energiåtervinnas, exempelvis genom förbränning. Sista alternativet i hierarkin är deponering (2008/98/EG). Sedan 1970-talet har mängden avfall som läggs på deponi kraftigt minskat. Istället har metoder som behandlar avfallet biologiskt eller återvinner delar av avfallet ökat. Återvinningen kan ske genom rent materialåterbruk eller genom energiåtervinning, det vill säga förbränning. Idag bränns huvuddelen av det avfall som produceras (Avfall Sverige, 2015). I figur 1 redovisas mängderna som årligen deponerats mellan år 1994 och 2014 i Sverige, samt andelen hushållsavfall av de totala massorna. Mängderna hushållsavfall har stadigt minskat och sedan 2010 deponeras ytterst lite hushållsavfall. Ovanstående riktlinjer finns inbäddad i den europeiska lagstiftningen som gäller deponeringsfrågor. Trots detta ser verkligheten i de olika medlemsländerna helt annorlunda ut, där deponering fortfarande är den mest dominerande avfallshanteringsmetoden i unionens medlemsländer (BiPRO, 2012).



Figur 1: Visar den totala mängden avfall som deponerats och hur stor del av den totala mängden som utgörs av hushållsavfall, mellan åren 1994 till 2014. Efter Avfall Sverige, 2015.

1.2. Syfte och Mål

Syftet med rapporten är att undersöka och värdera incitament för att från deponier utvinna gas med lägre metanhalt än idag, med utgångspunkt i en jämförelse mellan stirling- samt konventionell teknik. För att uppnå syftet ska de parametrar som påverkar metangasbildningen identifieras. Hur emissionerna från deponier sker och hur man hanterar gasproblematiken inom olika verksamheter ska utredas. Målsättningen sammanfattas i nedanstående punkter:

- Utvärdera hur driften av stirlingtekniken fortskridit på Rönneholms avfallsanläggning.
- Vilka begränsningar finns för olika behandlingstekniker för gas? Vilken klimatpåverkan erhålls från olika tekniker?
- Hur ska gassituationen hanteras i framtiden beroende av platsspecifika faktorer, som flöden, mängder och metanhalter?

1.3. Metod

En litteraturstudie klargjorde de legala krav som ställs på deponins utformning efter dagens bestämmelser. Det gjordes en teoretisk genomgång av hur gasinsamlingssystemen i Sverige allmänt utformas samt hur gasen därefter hanterats. Med utgångspunkt från den grundläggande förståelsen för deponin besvarades frågor kring hur insamlingen ska kunna fortskrida över längre tid. Totalt synades tre olika avfallsanläggningar, som mynnade ut i en jämförelse mellan olika sätt att hantera gassituationen på en deponi.

Stirlingmotorerna finns installerade vid Rönneholms avfallsanläggning utanför samhället Stehag. För att undersöka motorernas drift samt gassystemets funktion samlades information från anläggningen in och utvärderades. För att erhålla en djupare förståelse kring deponin som system analyserades data från perioden före stirlingmotorerna installerades. En modell över gaspotential för en biocell på Rönneholm arbetades fram för att utreda hur länge utvinningen av gas kan fortgå och hur mycket energi som på sikt bör kunna produceras på anläggningen.

För att undersöka andra typer av gassystem användes Albäcksdeponin i Trelleborg och Måsalycke utanför St Olof använts som testobjekt. För Albäck finns en färdig modellering för gaspotential som genomfördes av Bergström och Fråne (2011), som kan ge information kring hur gassituationen på anläggningen kan komma att utvecklas i framtiden. Data över de två anläggningarnas gasflöden och gasens karaktär samlades in och utvärderades. Genom dessa analyser kan stirlingmotorernas produktion och egenskaper sättas i ett bredare sammanhang för

att erhålla grund för en diskussion och rekommendation kring utformningen av framtidens gassystem för deponier.

1.3.1. Datamaterial

De två mätserierna som används för Rönneholm baseras på två dataset. Det ena löper från 1996 - 2015. Det andra omfattar stirlingmotorernas driftsperiod, 2012- 2015. Den längre dataserien inbegriper 4282 mättillfällen där information insamlats kring energimängd, totalt gasflöde, drifttid, halt metangas, drifttimmar, elektrisk effekt, momentaneffekt, energi, energi levererad, drifttid för fackla samt gasmängd som utvunnits från deponin. Tidsseriernas längd för olika variabler varierar. Vissa sträcker sig över hela tidsperioden, när andra enbart har mätpunkter ett fåtal år. Datamaterialet för stirlingmotorernas drift är uppdelad på de två motorerna. För motor 1 finns 586 mättillfällen och för motor 2 finns 571 mättillfällen. Den information som samlats in inbegriper mätning av tryck, effekt, temperatur i motorn, lambda, gasreglage, fläkt, metanhalt i gasen samt gasmängder. För ett fåtal dagar förekom flera mätpunkter. När detta var fallet togs de punkter som inte utförts på förmiddagen bort. Vid bearbetning av data gallrades orimliga värden ut, dessa värden var företrädesvis en följd av felinmätningar. Insamlad data för uttagen effekt redovisades kumulativt i den bearbetade dataserien. För att erhålla ett jämförbart värde för varje mättillfälle gjordes antagande att varje mättillfälle representerade en dag. När det är uppenbart att ett mättillfälle baseras på effekten över en längre period, ofta en helg eller driftstopp då värdet först noterats efter flertalet dagar, har värdet dividerats med antalet dagar som passerat sedan den senaste mätningen. Därefter kom varje mättillfälle att representeras av en mätpunkt för varje dag. Utöver data från motorernas drift och gassystemet har information inhämtats från miljörapporter för åren 2010-2015.

Data från studien av Albäck är hämtade från miljörapporter från åren 2007-2015. Information som tagits från rapporterna behandlar anläggningarnas gasmängder samt gasens sammansättning och energiuttag. Modelleringen av Albäcksdeponin har genomförts av Bergström och Fråne (2011) och kommer att användas som ett diskussionsunderlag för hur framtidens gassystem ska utformas på anläggningen.

Data från studien av Måsalycke är hämtade från miljörapporter från åren 2010-2015. Information som tagit från rapporterna behandlar anläggningarnas gasmängder samt gasens sammansättning och energiuttag.

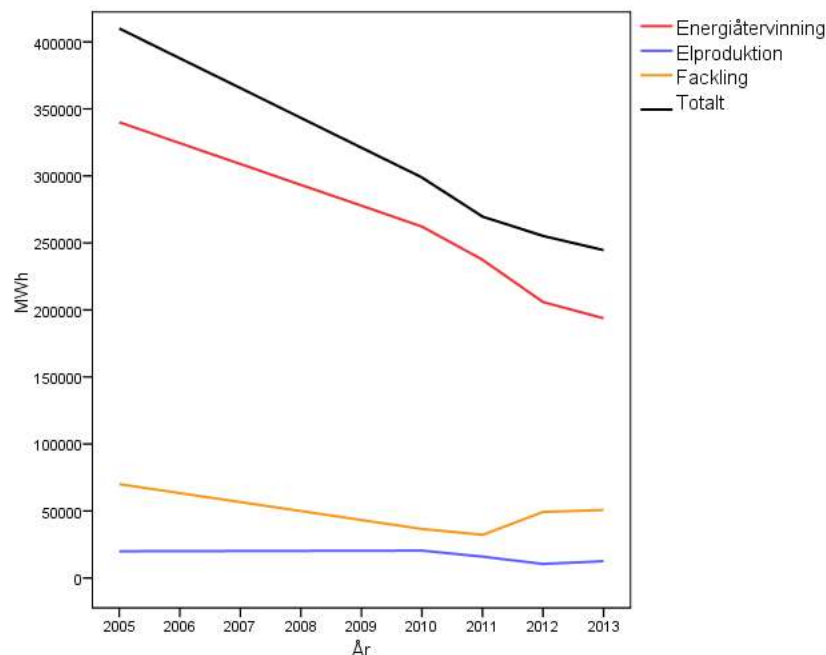
Data har bearbetats i statistikprogrammet SPSS från IBM.

2. Teori

2.1. Historik

Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS, 2004:10) föreligger krav på åtgärd för nedlagda deponier när det kommer till hantering av gas. Föreskrifterna ska tillämpas på de deponier som omfattas av förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512). Det vill sig de deponier som avslutades efter införandet av förordningen år 2001. De deponier som ej omfattas av kraven i förordningen, som avslutades tidigare, benämns som äldre deponier. I Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) § 41 uttrycks krav kring insamling och omhändertagande av deponigas. Paragrafen tydliggör att ”insamlad deponigas skall behandlas och nyttiggöras. Om insamlad gas inte kan användas för energiutvinning, skall den facklas eller hanteras på annat miljömässigt mer effektivt sätt”. Åtgärderna kräver att gasen samlas in genom ett insamlingssystem för att kunna nyttiggöras. Denna studie fokuserar på hur gasen ska hanteras efter att den samlats in genom ett gassystem. Det finns fyra alternativa användningsområden som gasen kan användas inom. Gasen kan utnyttjas till värme- och/eller elektrisk produktion, som drivmedel för fordon eller kvittblivning genom fackling.

Deponigasen som nyttjas till att producera värme kan bidra till att försörja anläggningens värmebehov (SYSAV, 2015). Det kan röra sig om byggnader, men även andra delar av anläggningen som är i behov av värme, exempelvis ett lakvattensystem på deponin. Om möjlighet finns kan gasen användas till att värma upp fjärrvärmesystem, då är placeringen av deponin kontra fjärrvärmenätet viktigt då en utbyggnad av fjärrvärmenätet är kostsamt (Svemar, 2015). För att producera värme kan gasen förbrännas i en konventionell panna, med en gasbrännare. En gasmotor producerar elektrisk- och värmeenergi, samma värden som erhålls genom stirlingtekniken. Inom avfallssektorn är stirlingtekniken en ny och oprövad lösning, som idag enbart existerar på ett fåtal platser i Norden. Figur 2 visar hur energin från den uttagna gasen används i Sverige. Trenderna pekar på att mängden utvunnen gas stadigt minskar vilket kan förväntas då det i Sverige varit förbjudet att deponera organiskt avfall sedan 2005. Den största delen av gasen nyttjas för energiåtervinning, genom att ta tillvara på värmen.



Figur 2: Energimängden per behandlingsmetod samt den totala summan för den totalt producerade energin från svenska deponier, efter Naturvårdsverket, 2015.

2.2. Lagar och regler

Med införandet av renhållningslagen (1970:892) tilldelades kommunerna ansvar att omhänderta hushållsavfall. Sedan dess har lagstiftningen omarbetats flertalet gånger. Till exempel år 1972 då den kommunala renhållningslagen trädde i kraft. Bestämmelserna innebär att kommunerna fick ensamrätt för hushållsavfall, samtidigt som fastighetsägarna måste använda det tillhandahållna systemet. Många kommuner hade genom lokala initiativ redan tidigare utvecklat hanteringen på detta vis. Den fysiska borttransporten utfördes trots den formella kommunaliseringen ofta av privata entreprenörer. Deponierna var vanligtvis kommunala och merparten av avfallet gick till dessa anläggningar.

Den svenska lagstiftningen kring avfall har sitt ursprung i EU-direktivet (1999/31/EG) om deponering av avfall. EU-direktiv är juridiskt bindande för medlemsstaterna och ska anpassas och implementeras i varje lands egen lagstiftning. Direktivet om deponering av avfall har i första hand införts i Sverige genom förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512). Genom förordningen implementerades strängare krav på exempelvis deponiernas geologiska barriär, bottentätning, sluttäckning och lakvattenuppsamling. Idag är det enbart material som

behandlats som får deponeras. Med behandling avses användning av fysikaliska, termiska, kemiska eller biologiska metoder, inklusive sortering. Behandling har för avsikt att ändra avfallens egenskaper så att dess mängd eller farlighet minimeras vilket får till följd att hanteringen underlättas och återvinning av avfallet gynnas. Under deponins aktiva fas är det upp till verksamhetsutövaren att mäta och provta omgivande vatten, gasemissioner och lakvatten. Det är även verksamhetsutövarens uppgift att identifiera och registrera vilken typ av avfall som deponeras, enligt förordningens § 29-30. När det gäller efterbehandling av deponin har verksamhetsutövaren ett ansvar i minst 30 år vidta åtgärder för "underhåll, övervakning och kontroll som behövs med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljön" enligt § 33 (SFS 2001:512). För lakvattensystem ställs krav på att anläggningen ska efterleva de krav som fastslagits i det tillstånd som gäller för verksamheten. Vid komplikationer är verksamhetsutövaren tvungen att åtgärda de problem som uppstår genom någon form av lakvattenrening. Om möjligheten finns kan verksamheten samarbeta med ett närbeläget reningsverk som kan bistå med rening av vattnet. Ökade krav på reningsverken har medfört att allt fler deponier numera är nödgade att etablera ett eget system för lakvattenrening på den egna anläggningen (Avfall Sverige, 2012).

Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10, § 41) om deponering, ska insamlad deponigas behandlas och nyttiggöras. Om insamlad gas inte kan användas för energiutvinning, ska den facklas eller hanteras på annat miljömässigt mer effektivt sätt. Inom samma föreskrift, i paragraf 42 finns krav på att deponigasen ska mätas för att en bedömning av deponins inverkan på omgivningen ska vara möjlig. Parametrar som minst ska mätas varje månad är metan, koldioxid och syrgas. För andra gaser skall uttaget mätas regelbundet efter behov beroende på sammansättningen av det deponerade avfallet. Gasinsamlingsystemets effektivitet ska kontrolleras var sjätte månad.

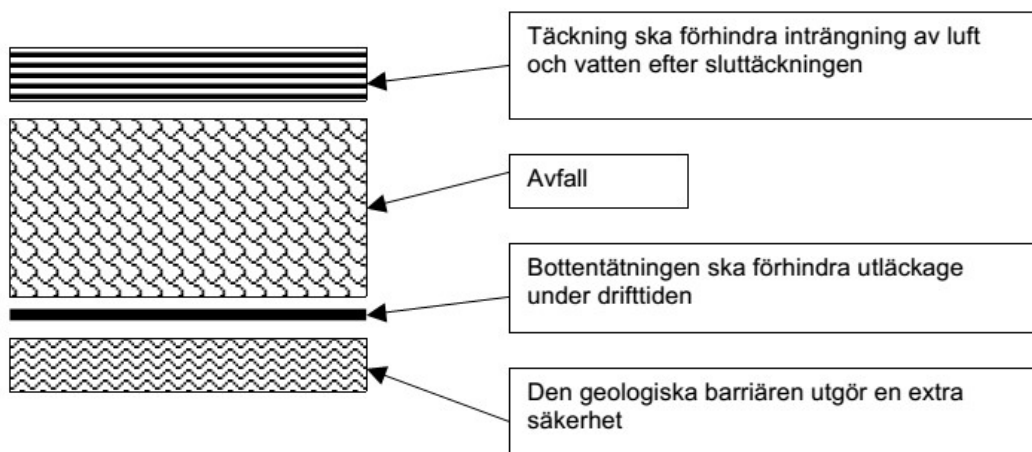
För att efterleva EU:s avfallshierarki och minimera deponeringen infördes år 2000 en deponiskatt i Sverige. Den har vid flertalet tillfällen höjts, för att mindre avfall ska hamna på deponi (Avfall Sverige, 2015). Ett annat medel som makthavare tagit till för att minska mängden avfall som hamnat på deponi är regelrätta förbud av avfallstyper. År 2002 infördes förbud mot att deponera utsorterat brännbart avfall. Några år senare, 2005, infördes ytterligare ett förbud, denna gång mot att deponera organiskt avfall. Båda angreppssätten har visat sig vara framgångsrika för att ytterligare minska avfallsmängden till deponering. Det avfall som läggs på deponi får max innehålla tio viktprocent organiskt avfall (Naturvårdsverket, 2004).

2.3. Deponins utformning

Under stora delar av 1900-talet var deponins utformning ett oreglerat område. Det fanns ingen kommunal plikt att bistå med bortförskaffande av avfall vilket medförde

att många kommuner körde ut sitt avfall till landsbygden där det kom till användning för att fylla ut gropar eller för att dumpas på obrukbar mark (Ramböll, 2011).

Utformningen av deponier kom efterhand att inrikta sig på att isolera avfallet från omgivningen genom ett lågpermeabelt tätskikt. Målet med detta åtagande var att minimera de negativa skadeverkningar som en deponi kan åsamka på sin omgivning. För att säkerställa att minimalt med lakvatten och gas lämnar deponin finns specifika krav genom lagstiftning på hur en deponi ska designas. Regelverket uttrycks i deponeringsförordningen (SFS 2001:512) och ställer krav på deponiverksamheten att dels rapportera till tillsynsmyndighet och dels vilka fysiska skyddsskikt som ska upprättas. Skyddsskikten delas upp i geologisk barriär, bottentätning och täckning, se figur 3 (Avfall Sverige, 2012).



Figur 3: Visar en generell bild över en deponis olika skikt samt vilken funktion de har, från Avfall Sverige, 2012.

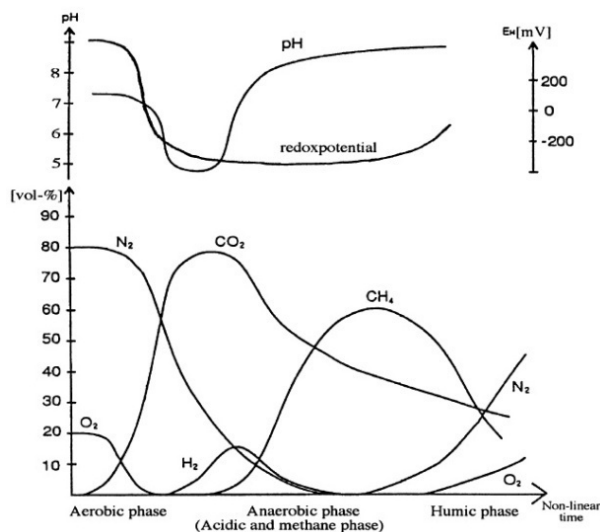
Den geologiska barriären är det underliggande lagret och ska förhindra lakvattenspridning till omgivande miljö. Barriären ska utformas så att transporttiden för lakvattnet genom barriären inte får vara kortare än 200 år för deponier för farligt avfall, 50 år för deponier för icke-farligt avfall och 1 år för deponier för inert avfall (SFS 2001:512). Kraven på den geologiska barriären är större än för andra skikt, vars funktion ska utgöra en säker barriär under flera hundra, kanske tusentals år (Avfall Sverige, 2012). Ovan den geologiska barriären ska en bottentätning etableras, som har till uppgift att samla upp de lakvattenmängder som bildas under driften. Tätningen ska bestå av ett dränerande materialskikt och ett uppsamlingsystem för lakvatten (SFS 2001:512). Täckning eller tätskiktet är det översta lagret av deponin och läggs ut under dess slutfas. Skiktet kan utgöras av flera lager och har till uppgift att förhindra infiltration av luft och vatten till deponin. Genom att förhindra att syre når avfallet etableras snabbt en anaerob miljö inne i deponin. Detta minskar risken för urlakning av förorenat vatten då metaller binds hårdare till avfallet under anaeroba förhållanden (Lagerkvist, 2003). Ovanstående krav gäller de deponier som sluttäckts efter 16 juli 2001. Deponier som är sluttäckta tidigare omfattas inte av de

bestämmelser som beskrivs i förordningen 2001:512 och betraktas således som äldre deponier. I och med att det ofta saknas ordentliga tätskikt på de äldre deponierna kommer det ske ett större utbyte med omgivningen. Regnvatten kommer att infiltrera i större utsträckning vilket medför att det bildas mer lakvatten samt en större mängd diffusa gasemissioner.

2.4. Nedbrytningsprocesser

In på 1980-talet deponerades avfall av olika typer i en och samma tipp. Under årtiondet kom deponeringstekniken gå mot att mer dela upp avfallet i celler, där deponiytan delades in i rutnät som sedermera fylldes med material. Att hantera avfallet mer uppdelat möjliggjorde en optimering av biologiska och/eller kemiska processer i delar av deponin (Nilsson et al., 1994). Till följd av att innehållet i en deponi ofta är heterogent skapas en komplex problembild. Om sluttäckningen av någon anledning inte är helt tät kommer luft att nå avfallet i deponin på sikt. Detta medför till exempel att en aerob nedbrytningsprocess aktiveras som kan skapa sättningar i tätskiktet till följd av materialkompaktering. Om det frambringas sättningsproblematik kommer syretillförseln till deponin öka vilket i sin tur kan leda till att nya delar av deponin syresätts (Lagerkvist, 2003). Vilken typ av avfall som förekommer kan variera inom deponins delar, men även i samma del kan innehållet bestå av material av olika struktur, karaktär och föroreningshalt. Heterogeniteten medför att processer i deponin kan ske med olika hastighet i olika deponier såväl som i en och samma deponi (Rihm, 2011).

Förenklat kan deponins nedbrytningsprocesser delas upp i faser vilka kan överlappa och samexistera på olika nivåer och i delar av deponin. Figur 4 visar hur deponigasernas förhållande, pH och redoxpotential förändras efter att deponin går in i olika faser (Bozkurt et al., 1999). Nedbrytningen är beroende av biologiska och



Figur 4: Diagram över gassammansättning, pH och redoxpotential i deponin beroende på fas (Bozkurt et al., 2000).

kemiska processer som varierar i omfattning och samverkan, beroende på deponins ålder och sammansättning. De biologiska processerna drivs i huvudsak av mikroorganismer vars aktivitet påverkas av faktorer som temperatur, pH, syrehalt och vattenhalt. För de kemiska processerna påverkar faktorer som redoxpotential samt tillgång på oxidationsmedel (Bozkurt et al., 2000).

Organiskt material innefattar flertalet komponenter med varierande nedbrytbarhet. Från mindre molekyler, liksom enkla sockerarter och fetter till cellulosa och hemicellulosa. Lignin är mer svårnedbrytbart för de enzymer och bakterier som är verksamma under den anaeroba nedbrytningsprocessen. Under en aerob nedbrytning kan ligninet brytas ner, även om det tar lång tid, men vid anaeroba förhållanden går nedbrytningen mycket långsammare och kan fortskrida under många år. Om det deponerade materialet innehåller mycket lignin kan en situation där annars nedbrytbart material skyddas genom att det omges av ett ligninhölje som förhindrar nedbrytningen. I praktiken medför detta att organiskt material i deponin ej bryts ner, med en lägre gasproduktion som följd. Det finns följaktligen ett samband mellan ligninnehåll och den maximala biologiska nedbrytbarheten för organiskt material under anaeroba förhållanden (Oonk, 2010). Till följd av detta kan förhållandet mellan cellulosa och lignin användas som indikator för att fastställa nedbrytningsgrad i avfallet (Serti & Rosqvist, 2013).

2.4.1. Aerob nedbrytning

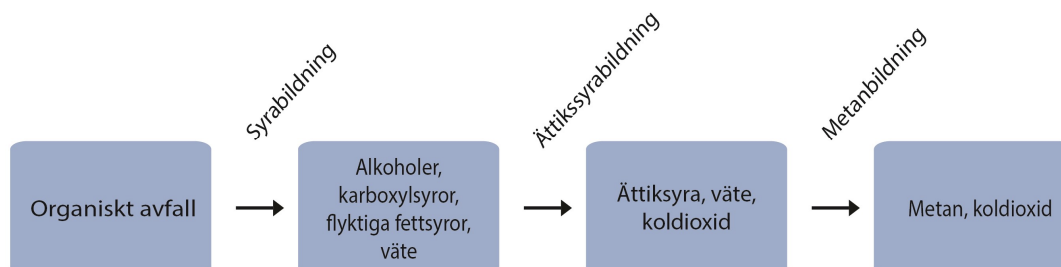
I en deponi sker inledningsvis aerob nedbrytning så länge det finns tillgång till syre i deponin. Det är en fas med hög mikrobiologisk aktivitet. Organiskt material oxideras med en höjd temperatur som följd. Den förhöjda temperaturen bidrar till att förångas vattnet som finns i deponin. Lakvattenmängden från denna inledande fas blir därmed ofta liten (Rajaram et al., 2012). pH-värdet sjunker vilket förklaras av att kolsyran som bildas delvis löses i vatten. Tillgång på syre och nitrat är ofta begränsade parametrar då de förbrukas under processen (Östman, 2008).

Humusfasen är en andra aerob fas som infinner sig när det organiska materialet i deponin förbrukats och deponin återigen syresätts. I detta stadium finns endast material kvar som är svårt för mikroorganismer att hantera. Deponin går då in i den humusbildande fasen, vilket medför att bildningen av deponigas minskar. När gastrycket sänks försvinner det positiva trycket i deponin och därmed kan luft komma in utifrån. En ny, andra aerob fas inleds vilket skapar förutsättningar för oxidation. Risken för att metalljoner blir mer rörliga och lakas ut blir mer påtaglig (Rihm, 2011). Denna fas kan fortskrida under tusentals år (Östman, 2008).

2.4.2. Anaerob nedbrytning

När syret i deponin successivt förbrukas kommer nedbrytningsprocessen övergå i en anaerob fas, som kan delas in i tre steg, syrabildning, ättikssyrabildning och metanbildning, se figur 5 (Rajaram et al., 2012). Temperaturen under dessa faser kommer att sjunka i förhållande till den initiala aeroba nedbrytningen. Inledningsvis sker en hydrolys av komplexa organiska molekyler likt kolhydrater, fetter och proteiner. De bryts ned i mindre fraktioner som sockermolekyler, fettsyror samt aminosyror (El-Fadel et al., 1997). Genom en syrabildande process oxideras ämnena anaerobt och bildar vätgas, koldioxid, alkoholer samt lågmolekylära flyktiga syror (ättiksyra, propionsyra och smörsyra), vilket leder till ett sänkt pH-värde i deponin (Avfall Sverige, 2014). Under bildningen av ättiksyra konverteras fettsyrorna och alkoholerna från syrabildningen till ättiksyra. Under dessa förhållanden bildas även koldioxid och vätgas (Rihm, 2011).

Metanbildningen är den sista fasen för den anaeroba nedbrytningen. Det kan ta några månader uppemot något år för en deponi att infinna sig i denna fas (Avfall Sverige, 2014). Metanbildningsfasen kan fortskrida under århundraden (Östman, 2008). Metan bildas av metanogener, mikroorganismer vars metabolism producerar metan. Det är företrädesvis ättiksyra som utgör substratet för metanogenerna. Under denna fas kommer pH-värdet stiga till följd av att syrorna förbrukas (Rihm, 2011). Till skillnad från den inledande aeroba fasen kan den anaeroba fasen fortskrida under århundraden (Östman, 2008). Det finns kunskapsluckor kring vad som händer med deponin under längre tidsperioder, till följd av att deponering i kontrollerad form fortfarande är en ung teknik och främst grundar sig på forskning under de senaste 50 åren (SGC, 2009).



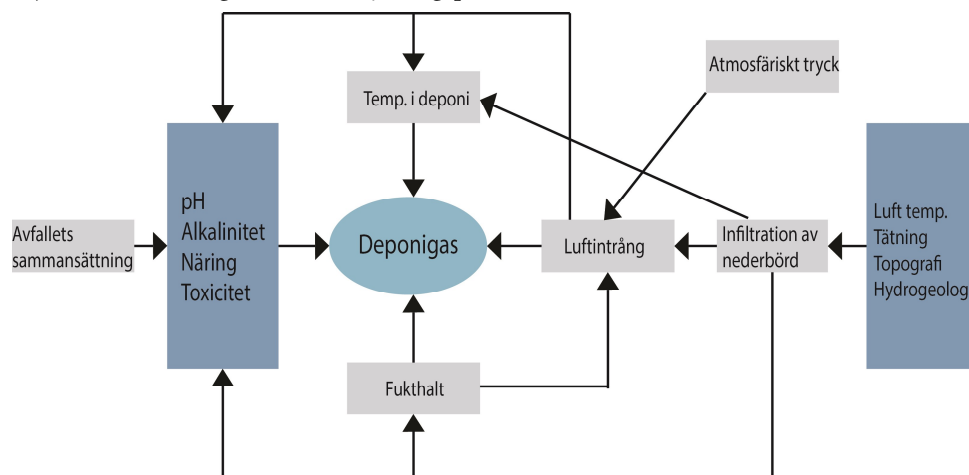
Figur 5: De övergripande nedbrytningsstegen under anaeroba förhållanden, efter El-Fadel et al., 1997.

2.5. Gasproduktion

Gasproduktionen som beskrivs i nedanstående stycke sker under den anaeroba, metanbildande fasen. Nyckelfaktorer som påverkar produktionen av deponigas i en deponi är dess tätskikt, avfallens sammansättning och ålder, temperatur, fukthalt, pH-värde samt näringsinnehåll (Wang & Pelkonen, 2009). Utöver ovanstående faktorer påverkar omgivande atmosfäriska förhållanden förloppet i deponin (Rajaram et al., 2012). En generell beskrivning kring hur de olika faktorerna förhåller sig till varandra redovisas i figur 6. En deponis tätskikt bidrar till att isolera avfallet från atmosfärisk påverkan, genom att begränsa syreintrång samt skapa en barriär mot infiltration av nederbörd. Skiktet har också en buffrande effekt mot påverkan av temperaturförändringar i omgivningen (Rajaram et al., 2012). De två olika formerna av nedbrytning, anaerob eller aerob, innebär stor skillnad i energi- och kolupptag för de mikroorganismer som står för nedbrytningen. Vid aerob nedbrytning blir mer än hälften av energin i materialet tillgängligt för mikroorganismernas tillväxt och funktion och där resten avges som värme från processen (Bergström & Fråne, 2011). För anaerob nedbrytning är det några enstaka procent disponibelt för mikroorganismers tillväxt där den absolut största delen, uppemot 90 % av energin går åt till att producera metan (Rajaram et al., 2012).

Densiteten och partikelstorleken på avfallet har en stor betydelse för gasproduktionen. Anledningen är att det är mellan partiklarna som transport av gas, näringsämnen och fukt sker. Om delar av materialet i deponin är väl konsoliderade kan det fungera som en barriär och därmed hämma nedbrytning i andra delar av deponin (Rajaram et al., 2012).

Temperaturen i deponin tenderar att vara högre än i omgivande luft, detta är en följd av att många av nedbrytningsprocesserna, både aeroba och anaeroba är



Figur 6: En förenklad bild över de faktorer som påverkar produktionen av deponigas inklusive hur kopplingen mellan faktorerna ser ut, efter Farquhar & Rovers, 1973.

exoterma. Den optimala temperaturen för aerob nedbrytning är mellan 54 och 71°C, medan det optimala temperaturintervallet för anaeroba bakterier är mellan 30 och 41°C. För anaerob nedbrytningsaktivitet har en stor nedgång i aktivitet noterats vid temperaturer under 10°C (Rajaram et al., 2012) (Wang et al., 2012).

Vattentillgången i deponin påverkar i stor utsträckning vilka mikroorganismer som kan vara aktiva. Höga vattennivåer kan blockera transport av gas, men vätska kan även fungera som ett flödesmedium av näringsämnen i deponin (Scheutz et al., 2009). För produktion av deponigas är fukthalten ytterst viktig och en fukthalt mellan 50-60 % är optimal för gasproduktion (Rajaram et al., 2012). Vattenhalten i det deponerade avfallet påverkar nedbrytningen av organiskt material, ett torrt material minskar nedbrytningens hastighet (Rihm, 2011). Mängden vatten i deponin påverkas till stor del av sluttäckningens utformning och skick, men även av kompaktering av avfall, vattenhalt i avfall och eventuella lakvattensystem påverkar (Rihm, 2011).

Vilket pH-värde som förekommer i deponin varierar med vilken fas som är aktiv. För generering av deponigas är pH-förhållanden runt 7 optimalt (Serti & Rosqvist, 2013). Under de inledande faserna är pH-värdet lågt vilket hämmar produktionen av gas. De sura betingelserna medför att metaller kan bli mobila och verka toxiskt på de organismer som till exempel de gasproducerade mikroberna (Rajaram et al., 2012).

Kväveinnehållet i deponin är en reglerande faktor för nedbrytning. Kvävebrist kan hämma nedbrytningen. Om situationen är motsatt kan nedbrytningen dämpas till följd av bildning av ammoniak som kan verka toxiskt för vissa mikroorganismer. Om avfallet består av hushållsavfall är ett generellt antagande att tillräckligt med näringsämnen förekommer, det är vanligt med ett överskott (Lagerkvist, 2003).

2.6. Deponigasens sammansättning

Sammanställningen på deponigasen varierar beroende på vilken nedbrytningsfas avfallet i deponin befinner sig i. Under den metanbildande fasen är en metanhalt på mellan 45-60 % samt en koldioxidhalt på 30-45 % normalt. Under aeroba förhållanden produceras primärt koldioxid (Rajaram et al., 2012). Om sammansättningen av gaserna varierar indikerar detta på att situationen i deponin förändrats. Anledningen till förändringen kan vara mångfacetterad, men när en deponi uppvisar lägre halter metan kan det till exempel tolkas som låg produktion till följd av torrt eller nedbrutet material och eventuellt intrång av luft från omgivningen. Gasens sammansättning kan även variera inom deponin eftersom deponier ofta består av en heterogen blandning av avfall som kan finnas i olika nedbrytningsfaser. Höga kvävgashalter i gassammansättningen under den metanbildande fasen indikerar på närvaro av syre (Serti & Rosqvist 2013).

Deponigas består inte enbart av metan och koldioxid. Gasen innehåller även kväve och svavelväte i mindre halter. Dessutom återspeglar deponiinnehållet vad som kan återfinnas i gasen. Exempel på andra föroreningar som kan uppträda är olika klorföreningar och freoner. Även mindre halter av tungmetaller och polyaromatiska kolväten (PAH) kan påträffas (Rajaram et al., 2012). En generell gassammansättning för typiska svenska deponier efter Serti & Rosqvist (2013) visas i Tabell 1.

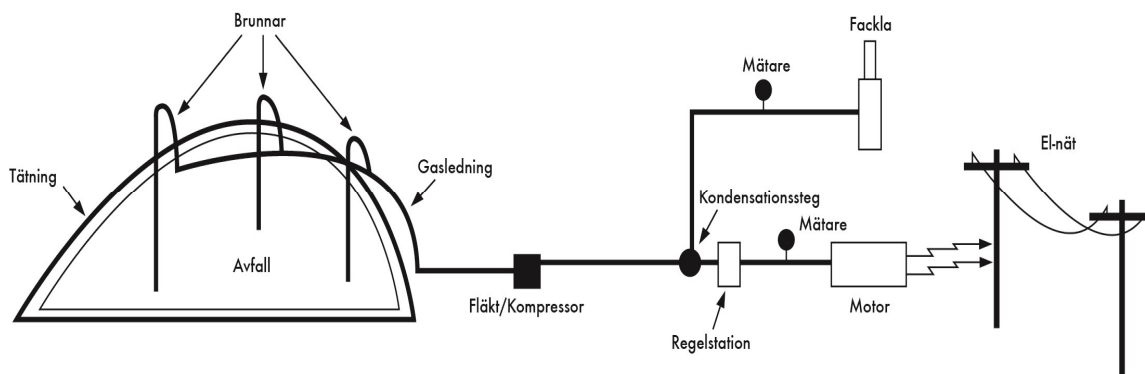
Tabell 1: Visar intervaller för en typisk sammansättning för svenska deponiers gas, under torra förhållanden i den metanbildande fasen, efter Serti & Rosqvist, 2013.

Gaskomponent	Mängd
Metan	40-60 vol-%
Koldioxid	30-40 vol-%
Kväve	5-20 vol-%
Svavelväte	10-1000 ppm
Klor	250 mg/Nm ³
Diklormetan	400 mg/Nm ³
Tetrakloretan	233 mg/Nm ³
Freon 12	118 mg/Nm ³

2.7. Gasuttagssystem

Trenden för mängd gas som produceras i Sverige är minskande, men osäkerheterna är stora och kunskap kring mängderna gas som faktiskt produceras saknas. Enligt statens energimyndighet (2010) varierar uppsamlingsgraden från de aktiva insamlingsanläggningarna stort. Myndigheten beräknar att uppsamlingsgraden ligger mellan 40 och 80 % av den totala mängden gas som produceras (Statens energimyndighet, 2010) (RVF, 2004). Enligt energimyndigheten finns det indikationer från avfallsbranschen och forskare att det skulle vara möjligt att öka effektiviteten i den uppsamling som sker (Statens energimyndighet, 2010).

En generell beskrivning hur utvinning av deponigas sker i praktiken, illustreras i Figur 7, uttaget av gas sker genom borrade vertikala brunnar eller horisontella dräner. Gasbrunnarna är kopplade till ett fläkt- eller kompressorsystem som skapar ett



Figur 7: En enkel beskrivning över ett typiskt gasinsamlingsystem, efter Global Methane Initiative, 2011.

undertryck i deponin vilket driver gasen till en regelstation. Därefter leds gasen vidare till en avvattningsanordning, för att sedermera tas omhand genom fackling eller i en motor där energi kan utvinnas (Lagerkvist, 2003).

Den vanligaste metoden att få ut gas i Sverige är att använda vertikala gasbrunnar. Först borras brunnarna och ett perforerat rör placeras i hålet. Runt röret fylls hålet igen med ett poröst material som ska underlätta gasmigration. Vertikala brunnar anläggs normalt när deponin är avslutad. Beroende på deponins storlek etableras fler eller färre antal brunnar, en riktlinje är att varje brunn har en infångningsradie av gas på cirka 20-30 meter (Serti & Rosqvist, 2013). Ytterligare ett alternativ till uppsamlingsystem är att installera horisontella dräner. De inrättas när deponin fortfarande är i drift. Perforerade rör placeras horisontellt över de deponerade massorna för att därefter övertäckas när ytterligare massor hamnar ovan på. När deponin successivt tillväxer installeras nya dräner högre upp i deponin. Nackdelen med att använda dräner är att de kan tappa sin funktion genom att de klämts ihop då stora mängder avfall hamnat ovanför rören (Lagerkvist, 2003).

För att skapa ett undertryck i ledningar behövs en fläkt-/kompressorstation. En ständig utmaning med gasinsamlingsystem är att hitta rätt undertryck. Med ett för högt tryck föreligger en risk för att luft sugas in i deponin från atmosfären. Om trycket istället är för lågt finns en risk att deponigas läcker ut till omgivningen (Serti & Rosqvist, 2013). Luftinträngning i deponin medför att uttagsgasen späds ut vilket får till följd att gasens värmevärde sjunker. Andra aspekter som ett intrång av syre medför är att andra typer av nedbrytningsprocesser aktiveras, delar av deponin kan exempelvis återgå till en aerob fas. Ett återkommande problem är att kondensvatten "fastnar" i rörsystemet och bildar vattenlås, vilket omöjliggör gasuttag. För att lösa problemet trycks luft igenom systemet och på så sätt pressas vätskan ut från rörsystemet. Detta kan delvis motverkas genom att installera ett kondensationssteg där vätska i gasen kan särskiljas (Rosqvist, 2015).

2.8. Gashantering

2.8.1. Stirlingmotor

Stirlingmotorerna som utvärderas i denna studie distribueras av företaget Cleanergy AB. Företagets största marknad är försäljning av stirlingtekniken till solpanelsparker där en centrerad solstråle driver motorn. De senaste åren har stirlingteknik för att utvinna energi från gas blivit viktigare för företaget (Cleanergy, 2015a). Motorerna som studerats i denna studie kan betraktas i figur 8.

En stirlingmotor drivs genom att gas i ett slutet system omväxlande värms upp och kyls av. Drivgasen transporteras mellan två kamrar där den ömsom expanderar och ömsom komprimeras, vilket leder till att kolvar sätts i rörelse. Den kinetiska energin driver en generator som producerar elektrisk energi. Gasen rör sig i ett slutet

system och förbränningen sker i en separat förbränningskammare. En värmeväxlare kyler förbränningsdelen av motorn (Nilsson, 1997). Cleanergy benämner sin stirlingmotor som ett CHP-system (Combined Heat & Power). Effekten som redovisas av företaget visar att motorn ger mellan 2 - 9 kW elektrisk energi och 8-26 kW termisk energi. Elverkningsgraden ligger på 25 % och den totala verkningsgraden på 95 %. Enligt företaget har motorn en beräknad livslängd på 25 år. Förbränningstemperaturen ligger runt 660 °C (Cleanergy, 2014). Kostnaden för en stirlingmotor är idag ungefär 300 000 kronor (Sahlin, 2015).



Figur 8: De två stirlingmotorerna på Rönneholmsanläggningen.

2.8.2. Frichs minikraftvärmesystem

Gasmotorn på Måsalycke är en del av ett Frichs Mini CHP system. Den producerar både el och värme. Generatoren i systemet är en 6-cylindrig SISU Valmet biogasmotor. Systemet består även av en värmeväxlare för kylning av gasmotorn. Motorn har en kapacitet att producera 60 kW elektricitet och 125 kW värme. Elverkningsgraden är 29,2 % och värmeverkningsgraden 60,8 %, vilket ger en total verkningsgrad på 90,0 % (Frichs, 2015). Denna typ av förbränningsmotor fungerar optimalt när gasen som används innehåller mer än 40 % metan. Kostnaden för en liten motor om 50 kW elektricitet kostar cirka 1 miljon kronor (Zetterfeldt, 2015)

2.8.3. Fackling

Vid fackling förbränns gasen. Under förbränningsprocessen bildas koldioxid samt vatten. Det finns flera olika typer av facklor. En distinktion görs mellan förbränningstemperatur och kapacitet. Det finns en enkel typ som förbränner gasen utan kontroll samt en mer avancerade fackla där temperaturen och gasens uppehållstid i facklan kan regleras (Environment Agency UK, 2002). De två typerna fungerar väl ner mot metanhalter runt 30 %. Om man vill erhålla en fackla som kan bränna deponigas av lägre kvalitet krävs stödbränning med exempelvis propan. Högtemperaturfacklan bränner gasen vid cirka 1 000 °C, när den enklare facklan har en förbränningstemperatur på cirka 700-850 °C. Priset för en fackla varierar

beroende av typ och kapacitet. En enklare fackla kostar cirka 200 000 kronor och en mer avancerad kostar ungefär 300 000 kronor för en fackla med likvärdig kapacitet (Zetterfeldt, 2015)

2.9. Beräkning av gaspotential

För att uppskatta gaspotentialen behövs grundläggande kunskap kring deponins förutsättningar, som dess innehåll och under vilket period avfallet deponerats. Detta kan kompletteras med emissionsmätningar från deponin. Uppgifterna utgör grunden för kalkyler efter någon av de beräkningsmodeller som finns att tillgå (IPCC, 1996).

Att ha kännedom kring gaspotentialen för en anläggning är viktig ur flera aspekter. Dels när det gäller att dimensionera ett lämpligt gasupptagssystem samt indikera hur lång tid gasuttaget av en viss omfattning kan fortskrida. Vilket i förlängningen ligger till grund för vilken behandlingsmetod som är rimlig (Meadows, 1996). I handboken för deponigas (Serti & Rosqvist, 2013) förekommer en lista med komponenter som är viktiga att ha kännedom om när en bedömning av gaspotentialen ska utföras.

- Avfallstyper och mängder som deponerats per år från deponins driftstart till planerat driftslut.
- Deponins geometri.
- Data från gasutvinning, provpumpning, gastester eller iakttagelser av gas.
- Hur har sluttäckning utförts?
- Data om vattensituationen i deponin.
- Övriga iakttagelser av intresse? Exempelvis bränder på deponin.

Listan täcker in stora delar av deponins driftfas och parametrar kan ibland vara svårt att uppskatta på ett tillfredställande sätt. Därmed är det viktigt att beakta modellerna som en indikation. Det finns mängder av olika modeller som utvecklats för att uppfylla olika syften och användningsområden (Oonk & Boom, 1995). I en jämförelse mellan modeller av Oonk (2010) dras slutsatsen att varje modell har sina för- och nackdelar. En modells resultat kan skilja sig mycket från varandra vilket Scharff och Jacobs (2006) påvisat. I Scharff & Jacobs (2006) studie jämfördes 6 modeller med varandra. I en av jämförelserna kunde en variation i gaspotential mellan 40 och 570 % påvisas när modellens framräknade värde av gasproduktionen ställdes mot varandra utifrån resultat från mätningar av den faktiska gasemissionen. Försiktighet i tolkningen av modellernas slutsatser bör därmed beaktas (Oonk, 2010).

Det organiska material som återfinns i en deponi har olika karaktär och egenskaper. Nedbrytbarheten kan variera stort mellan olika material. I modellerna benämns denna faktor som en nedbrytningskonstant (k-värde). Materialets förmåga

att producera gas beskrivs med värdet L_0 . Värdet beskriver hur lång tid det tar för hälften av materialet att brytas ned (Serti & Rosqvist, 2013). I denna rapport kommer beräkningsmodellen LandGEM att användas.

2.9.1. LandGEM

Landfill Gas Emissions Model (LandGEM), är en modell framtagen av amerikanska motsvarigheten till Naturvårdsverket EPA (Environmental Protection Agency) (US-EPA, 2001). Det är en modell som är flitigt använd av branschen och syftar till att rapportera metanemissioner och beräkna gaspotentialen (Serti & Rosqvist, 2013). Programvaran finns tillgänglig på EPA:s hemsida och den senaste versionen släpptes 2005 (v. 3.02) (US-EPA, 2005). LandGEM fastställer massan av generad metan som produceras årligen genom att bestämma kapaciteten för metanproduktion ur mängden avfall som deponerats. Den grundläggande formeln beskrivs nedan som:

$$Q_n = k * L_0 * \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 \left(\frac{M_i}{10} \right) * \exp(-k * t_{i,j}) \quad (1)$$

Där

Q_n = Flödet av metangas vid år n (m³/år)

k = Nedbrytningshastigheten (1/år)

L_0 = Gaspotentialen för metan (m³ metan/ton avfall (våtvikt))

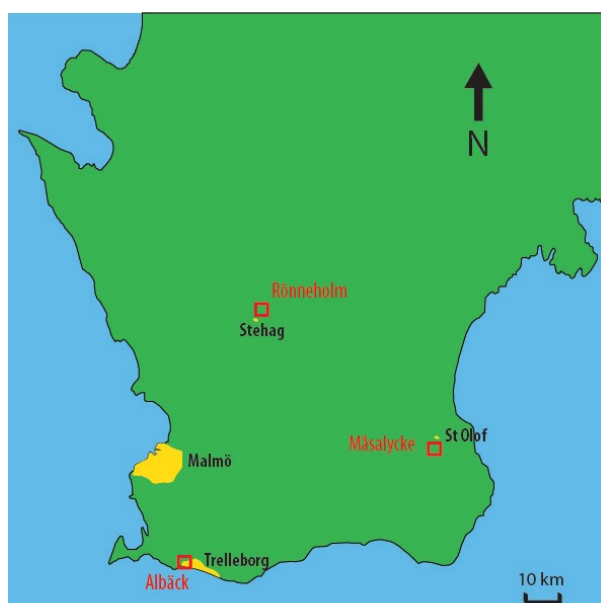
M_i = Deponerad mängd avfall år i (ton)

j = Delning av året i 10 delar för att öka noggrannheten i beräkningen

$t_{i,j}$ = Angivelse av decimala år sedan delmängd av M_i deponerades

3. Fallstudie

De tre avfallsanläggningarna som ska undersökas i denna studie ligger alla i Skåne. Rönneholm är belägen nära samhället Stehag, cirka 10 km nordöst om Eslöv. Albäck ligger i västra Trelleborg. Måsalyckes avfallsanläggning är lokaliserad cirka 2 kilometer söder om samhället St Olof i östra Skåne, se figur 9.



Figur 9: Visar Skåne med de tre fallstudieobjekten utmärkta i rött, de närbelägna samhällena finns angivna med svart text.

3.1. Rönneholm

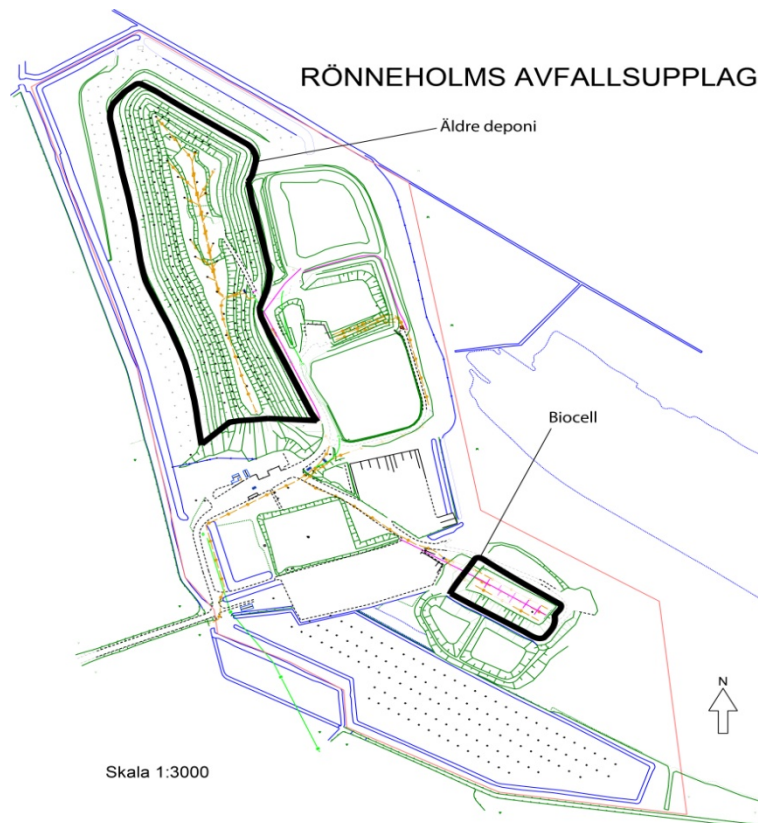
Rönneholm har varit föremål för flertalet studier av olika karaktär. För denna rapport har Björngreens examensarbete (1996) varit en bra ingång kring anläggningens verksamhet och förhållanden på platsen i anslutning till den drift som utgör grunden för gasproduktionen. En konsultrapport från ÅF (2002) där biocellen synas närmare har varit viktig för insamlingen av data om deponerade massor för modelleringen. Utöver skriftliga källor har direktkontakt med verksamhetsutövare varit viktig.

Rönneholms avfallsanläggning drivs av MERAB (Mellanskånes Renhållningsaktiebolag). De utför transport och insamling av avfall, ansvarar för behandling av hushållsavfall och en del industriavfall, samt ansvarar för den

kommunala deponiverksamheten i regionen. Bolaget är kommunägt och dess verksamhetsområde är Eslöv, Höör och Hörby kommuner (MERAB, 2015).

Anläggningen omges av ett torvområde. Torven bryts i ett område öster om avfallsanläggningen. Området omges i övrigt av åker- och betesmark (Sjöström & Dehman Hammarstrand, 2010). Verksamhetsområdet uppgår till cirka 38 hektar, varav 11,4 hektar utgörs av ett avslutat deponiområde och 12 hektar ej utnyttjat område. I västra kanten av anläggningen går ett dike som mynnar i Rönne å, anläggningens recipient, se figur 10 (MERAB, 2011).

Rönneholms avfallsplats anlades i början av 1940-talet (Haraldsson, 2004). Sedan 1967 står Eslövs kommun genom MERAB:s försorg för driften av anläggningen. I och med detta finns noterat att det deponerats hushållsavfall, industriavfall och slam på platsen (Björngreen, 1996). Den stora, idag sluttäckta deponin var aktiv under åtminstone 26 år mellan år 1967 och 1994. Under hela perioden antas det ha deponerats omkring 560 000 ton blandat avfall i deponin (ÅF, 2002). Det sista driftåret, 1994 ska det ha deponerats 14 166 ton hushållsavfall (Björngreen, 1996). Under perioden 1991-1997 fanns tillstånd för deponering av vått hushållsavfall. Det våta avfallet placerades i bioceller, som placerades på områdets sydöstra del (Björngreen, 1996). Biocellen var tänkt som ett effektivt sätt att deponera utsorterat organiskt avfall för att erhålla snabbare nedbrytning och ett



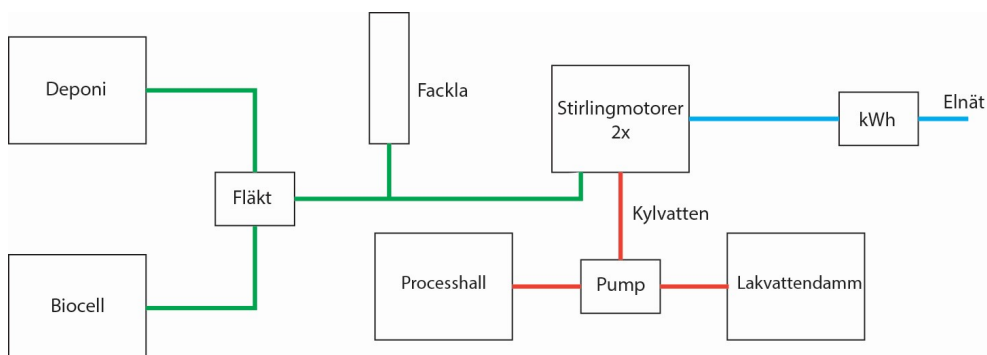
Figur 10: Rönneholms avfallsupplag. Den avslutade deponidelen framträder i nordväst, biocellen i sydost. Med tillåtelse av MERAB.

större gasuttag, snarlikt en rötningskammare. Biocellen var i drift under 1992 till 1998. I cellerna ska det ha deponerats 44 266 ton källsorterat organiskt avfall samt 7 294 ton ris och ved (ÅF, 2002).

Rönneholm är en aktiv avfallsanläggning, där industriavfall deponeras samt hushållsavfall sorteras och behandlas. Den pågående deponeringen är av inert avfall, till exempel gips- och asbestskivor. Enligt rådande tillstånd har anläggningen tillstånd att årligen sortera, fragmentera, biologiskt behandla och mellanlagra avfall om 340 000 ton, mellanlagra 2 000 ton farligt avfall samt deponera 20 000 ton icke farligt avfall (Kristoffersson & Hallberg, 2012). Hushållsavfallet som hanteras på anläggningen lagras och förbehandlas. Förbehandlingen innefattar att matavfallet passerar en skruvpress och bildar en slurry. Rötningsfraktionen transporteras efter lagring i en tank till extern biogasanläggning för vidare bearbetning. På en mindre del av verksamhetsområdet bedrivs en kommunal återvinningscentral (MERAB, 2015).

3.1.1. Gasanläggning

Vid Rönneholms avfallsanläggning samlas gas in från den äldre, avslutade deponidelen samt från biocellen. Driften av biocellen har hittills varit misslyckad och ytterst lite gas har kunnat utvinnas från denna verksamhetsdel (Svensson, 2015a). Sedan den äldre deponin lades ner 1994 har ett system med 21 gasbrunnar etableras. De är anslutna till en regelstation. I biocellen finns horisontella dräner i fyra nivåer installerade och kopplade till en annan regelstation. De båda regelstationerna är anslutna till en gemensam pump- och fackelstation samt en container med två stirlingmotorer, se figur 11. Vid pumpen dokumenteras och regleras tryck, metanhalt samt mängd uttagen gas (MERAB, 2013). De två stirlingmotorerna installerades under år 2012 och har sedan september samma år varit i drift. Motorerna producerar elektrisk- och värmeenergi. Värmeenergin utvinns genom växelvärmare och används normalt till uppvärmning av processhallen där behandling av biologiskt avfall sker samt till uppvärmning av en lakvattendamm. Den elektriska energin som ej används inom anläggningen levereras ut på det allmänna nätet (MERAB, 2015). Mellan



Figur 11: Skiss över gassystemet på Rönneholm. De gröna linjerna visar gasflödet, de blåa visar på producerad elektricitet och det röda symboliserar varmvatten.

fläktrummet och motorerna finns en stolpfackla av IGF typ. Den används när stirlingsmotorerna av någon anledning ej är i drift (MERAB, 2015).

3.1.2. Biocellen och modellering

Biocellen är ansluten till gassystemet innehåller massor som deponerades under 1990-talets första hälft. Enligt drifttekniker Martin Svensson (2015b) samlas endast gas in i ytterst begränsad utsträckning från cellen. Anledningen är oklar, men cellen har möjlighet att ge stora gasmängder då potentialen är stor då den innehåller stora mängder organiskt avfall (Svensson, 2015b). Under 2013 genomfördes mätningar i och kring biocellen för att skapa en uppfattning kring diffusa emissioner samt gaspotentialen i cellen. Resultatet från provtagningen visade att det förekommer gasmängder av hög kvalitet i biocellen samt att de diffusa emissionerna var marginella (Rosqvist, 2013).

Biocellen har ett djup på cirka 15 meter, dess längd och bredd har uppskattats till 120 respektive 60 meter. Detta ger en totalvolym på cirka 108 000 m³. Baserat på en undersökning från ÅF (2002) gjordes en bedömning att det deponerats 44 266 ton källsorterat organiskt avfall samt 7 294 ton ris och ved under biocellens drift. Totalt har således 51 560 ton massor deponerats i biocellen (ÅF, 2002). De angivna värdena kommer ligga till grund för vidare beräkningar i LandGEM. Biocellen var i drift under sex år mellan 1992-1998. För beräkningen görs antagandet att andelen deponerade massor var av samma storlek varje år under biocellens aktiva deponeringsfas. Detta ger en uppskattning om att det årligen deponerats 7 378 ton källsorterat organiskt avfall samt 1 216 ton ris och ved. Totalt deponerades de därmed 8 694 ton årligen.

Avfallets sammansättning i deponin har jämförts med värden från Naturvårdsverket *National Inventory Report* (2015) samt från Hogland (2004). I Naturvårdsverkets rapport finns sammanställt hur sammansättningen sett ut för olika avfallstyper över längre tid. När avfall ska karakteriseras genomförs en plockanalys. Metoden innebär att stickprov tas från avfallet som sedermera blir representativt för en större volym avfall (Domeij et al., 2004). Naturvårdsverkets antaganden baseras på plockanalyser från flera olika studier. En vanlig karakteriseringen delar in avfallet i fyra kategorier: Papper och textilier, trädgårdsavfall och blöjor, matavfall samt trä. Avfallets sammansättning förändras över tid. För perioden då biocellen varit aktiv finns tre värden i Naturvårdsverkets rapport, de är redovisade i tabell 2. I förhållande till en generell avfallssammansättning för biocellens aktiva år görs antaganden kring dess innehåll.

Tabell 2: Generell avfallssammansättning för deponerade massor i Sverige för åren 1990, 1995 och 1997 indelat i fyra kategorier. De antagna värdena är de som används i modellen för biocellens gasproduktion.

(%)	1990	1995	1997	Antaget
Papper & textil	33	28	23	28
Trädgårdsavfall & blöjor	14	14	14	15
Matavfall	40	40	41	40
Trä	1	1	1	17
Övrigt	12	16	21	0

Baserat på värdena i tabell 2 har värden för biocellen antagits. För Papper och textil antas ett medelvärde av tabellvärdena, en andel på 28 %. För trädgårdsavfall och blöjor bedöms andelen uppgå till 15 %, matavfallet utgör en 40 % andel av avfallet. För trä antas ett värde på 17 %, det är känt att stora delar av det som deponerats utgjorts av ris och ved. Modellen utgår från att metanhalten för den producerade gasen ligger på 50 %.

Gaspotential L_0

Gaspotentialen regleras av andelen biologiskt nedbrytbart kol som finns tillgängligt i avfallet. Under modelleringen antas gaspotentialen vara konstant. Standardvärdet som används i LandGEM för blandat hushållsavfall ligger på $L_0=170 \text{ m}^3/\text{ton}$. Detta värde avser gaspotentialen på en modern deponi. För Rönneholmsdeponin bör värden för potentialen korrigeras. Ett standardvärde på $L_0=170$ får utgöra grunden för beräkningarna, där ytterligare två L_0 -värden kommer modelleras, för $L_0=150$ och $L_0=210$.

Nedbrytningshastighet k

Nedbrytningshastigheten regleras av faktorer likt fukthalt, temperatur, tryck, näringsämnen pH-nivå. En mer noggrann genomgång över faktorerna samt hur de påverkar nedbrytningen finns redovisade i kapitel 2.6. I LandGEM är standardvärdet för nedbrytningshastigheten (k) 0,05. Detta värde motsvarar en halveringstid för avfallet på 14 år. Halveringstiden kan fastställas för de olika ingående fraktionerna i avfallet.

Enligt bland annat IPCC (2006) bryts matavfall ned snabbt. Papper bryts ned långsamt och trä är svårnedbrytbart (IPCC, 1996). Halveringstider för de material som utgör stora delar av avfallets sammansättning finns beskrivna i en studie av De La Cruz & Barlaz (2010) samt i IPCC (1996). I tabell 3 följer de halveringstider som de presenterat efter avfallsfraktion.

Tabell 3: Halveringstider för olika typer av avfallsfraktioner från två rapporter. För de tre scenarierna har halveringstider bedömts. Detta tillsammans med avfallssammansättningen ligger till grund för bedömning av k-värdet som använts för modellen (De La Cruz & Barlaz, 2010) (IPCC, 1996).

Halveringstid (år)	Mat	Papper	Trädgård	Textil	Blöjor	Trä
IPCC (2006)	9-14	14-23	12-17	14-23	12-17	23-69
De La Cruz & Barlaz (2010)	6	26	-	28	-	55
Antagna värden						
Scenario 1	10	14	12	14	12	26
Scenario 2	12	20	14	20	14	48
Scenario 3	14	26	16	26	16	70

Baserat på antaganden för den procentuella fördelningen av avfallet för biocellen och halveringstiden genomfördes en sammanvägning av cellens totala halveringstid, för tre scenarier. Antaganden om att 14, 20 och 27 år ska användas för modelleringen genomfördes. Värdena motsvarar k-värden på 0,05 (14 år); 0,035 (20 år) respektive 0,022 (27 år). De k- och L_0 -värdena som används i modelleringen presenteras i tabell 4.

Tabell 4: De värdena för k och L_0 som använts för modelleringen.

Scenario	1	2	3	Extrem 1	Extrem 2
k	0,05	0,035	0,022	0,05	0,022
L_0	210	170	150	150	210

3.2. Albäck

Albäcks avfallsanläggning drivs av SYSAV (Sydskånes avfallsaktiebolag) som ägs och drivs av 14 kommuner i södra Skåne. Företagets uppgift är att ta hand om och återvinna avfall från hushållen i regionen (SYSAV, 2015). Albäcksdeponin har tidigare varit föremål för undersökningar, däribland tre examensarbeten Bergman (2009), Bergström & Fråne (2011) samt Bjerg (2011). Examensarbetena har varit en bra ingång till djupare förståelse av anläggningarna. De har i huvudsak fokuserat på att kartlägga lakvattenrörelser, gasförekomst och gaspotential.

Området där deponin är belägen bestod tidigare av jordbruksmark, ängar och våtmarker. Sedan 1950-talet har Trelleborgs kommun deponerat avfall inom området. Utvidgning av området har i huvudsak ägt rum i nordlig och nordostlig riktning (Bergman, 2009). Delar av området som tidigare utgjorts av deponiverksamhet utgörs idag av ett rekreationsområde. Öster om anläggningen återfinns Trelleborgs västra industriområde. I övrigt omges anläggningen av jordbruksmark samt en meandrande å i väst som är recipient (Trelleborgs kommun, 2014).

När Sysav övertog ansvaret för deponin 1976 lades den äldsta delen av anläggningen ner. Bredvid öppnades en ny deponi som fylldes ut fram till mitten av 1980-talet. Fram till dess beräknas cirka 1 250 000 m³ hushålls-, grov- och byggnadsavfall deponerats i denna del av deponin (Trellborgs kommun, 2010). En nyare deponi påbörjades i en annan del av verksamhetsområdet och har där fortskridit fram tills deponeringen upphörde år 2008 (Bergström & Fråne, 2011) (Bjerg, 2011). Idag pågår det sista sluttäckningsarbetet för området (Leander, 2015).

3.2.1. Gasanläggning

Gasanläggningen på Albäcks deponin etablerades under slutet på 1980-talet. Utöver de grundläggande ledningar, regelbrunnar och fläktstationer fanns det från början tre typer av uttagssystem på anläggningen. Det har funnits betongbrunnar och dräner, men dessa har efterhand ersatts av vertikala gasbrunnar. Den senaste installationen av brunnar stod klar under 2010 (Bergström & Fråne, 2011). Från uttagsledningarna går gasflödet mot en regelstation där möjligheterna att övervaka och mäta gasmängder finns. I regelstationen kan även flödet regleras genom ventiler till varje brunn. Detta medför att metanhalten kan kontrolleras och optimeras för varje individuell brunn. Flödet slås därefter samman i en samlingsledning för transport till platsen där gasen ska nyttjas. Idag kyls och tryckhöjs den insamlade gasen för att användas som energikälla. Dels hos Trelleborgs Fjärrvärme AB där gasen används till stadens fjärrvärme och dels som energikälla för att värma upp verksamhetens egna lokaler. På anläggningen finns också en fackla som används sporadiskt (SYSAB, 2015).

3.2.2. Modellerad gasproduktion

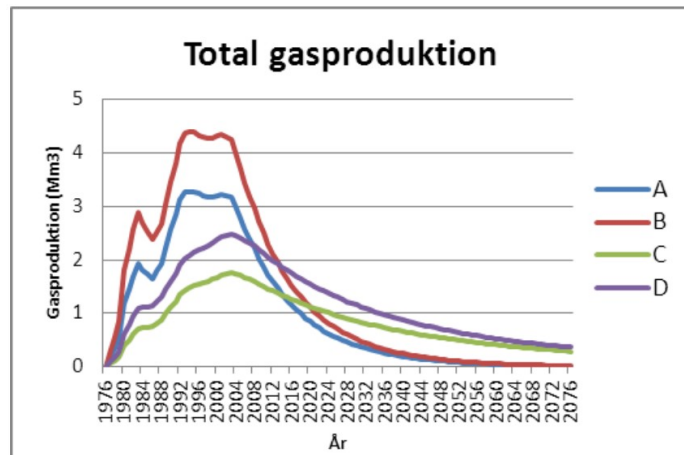
Modelleringen i detta stycke är hämtat från Bergström & Fråne (2011). Modellen är utförd i LandGEM. Modellen visar hur stor gasproduktion som deponin kan förväntas frambringa under kommande år. Likt denna studies modell för biocellen har flera olika k- och L₀-värden utvärderats. Värdena delade författarna av studien upp mellan de olika avfallsslagen för att därefter addera ihop de framräknade gasmängderna. De värden som användes finns redovisade i tabell 5.

Tabell 5: Visar vilka k-värden och halveringstider som ligger till grund för modelleringen av Albäcks gaspotential, från Bergström & Fråne, 2011.

Parameter	Mat	Papper	Textil	Trädgård	Blöjor	Trä
k	0,08-0,2	0,32-0,36	0,2-0,4	0,17-0,22	0,18-0,32	0,39-0,46
Halveringstid (År)	3-14	8-26	10-30	5-17	12-17	11-40

För Albäck är det fyra scenarion som provats. Scenario A har ett lågt k-värde kombinerat med ett lågt L₀-värde. För B har ett högre k-värde kombinerats med ett lågt L₀-värde. C har ett lågt k-värde samt ett högre L₀-värde. Det sista scenariot D,

har ett högre k-värde förenat med ett högre L_0 -värde. Resultatet presenteras i figur 12.



Figur 12: Modellerad utveckling för gas produktionen vid Albäcksdeponin för fyra scenarier. A = Lägst gaspotential, kort halveringstid. B = Högst gaspotential, kort halveringstid. C = Lägst gaspotential, lång halveringstid. D = Högst gaspotential, lång halveringstid. Från Bergström & Fråne (2011).

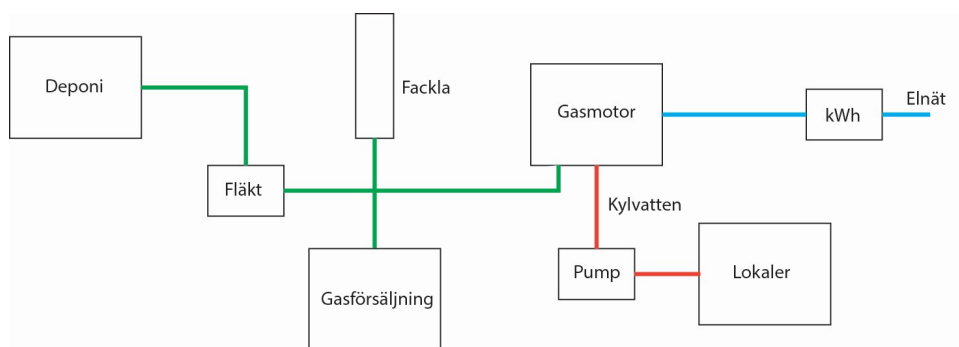
3.3. Måsalyncke

Verksamheten på Måsalyncke drivs av SYSÄV. Anläggningen sysslar med mottagning, mellanlagring samt sortering av avfall. Inom ramarna för verksamheten ingår hantering av en nedlagd deponi. Deponeringen avslutades år 2008 och det tekniska avslutningsarbetena för sluttäckning påbörjades 2009. För att undvika påverkan på omgivningen samlas lakvatten upp och behandlas lokalt på anläggningen. Vatten som uppstår från verksamheten hanteras genom luftnings- och sedimenteringsdammar och sandfilter. Det finns även ett utjämningsmagasin och mark-/vattensystem där det behandlade lakvattnet används för bevattning. Deponigasen samlas in för att torkas, kylas och tryckhöjas. Utvunnen deponigas används för el- och värmeproduktion, dels på anläggningen, dels hos externa kunder (SYSÄV, 2015).

3.3.1. Gasanläggning

Gasläggningen på Måsalyncke består av både vertikala brunnar och horisontella dräner. Ledningarna från brunnarna i deponin leds vidare mot en regelstation där ventiler kan reglera flödet samt avmätningar kan ske. Det finns en avvattnings- och kompressorstation som driver gasen mot en absorptionstork där den torkas och temperaturen sänks. Därefter förs gasen vidare antingen till en gasmotor eller för direktförsäljning. Gasmotorn utgör den primära åtgärdsmetoden på Måsalyncke. Det

finns ett reservsystem som används när gasmotorn ej är i drift. Reservsystemet består av en elpanna och en gaspanna. Vid tillfällen då kylvattnet inte är tillräckligt för behoven finns en gaspanna på 87 kW som enbart producerar varmvatten. När pannan inte räcker till eller vid situationer då gasuttaget är begränsat finns det en elpanna som kan förse lokalerna med värme. Den primära motorn är en 60 kW Frichs CHP. Värmen från motorns kylning leds till kontorslokaler på området där det nyttjas för uppvärmning. Överskottsenergi säljs på elnätet när möjlighet finns. En fackla finns också på anläggningen. Extern försäljning av gas sker till ett närbeläget bad, ett radhusområde, en skola och ett äldreboende. Flödesmätare finns installerade hos kunder samt vid facklan (Svemar, 2015). Figur 13 visar en schematisk bild över systemet.



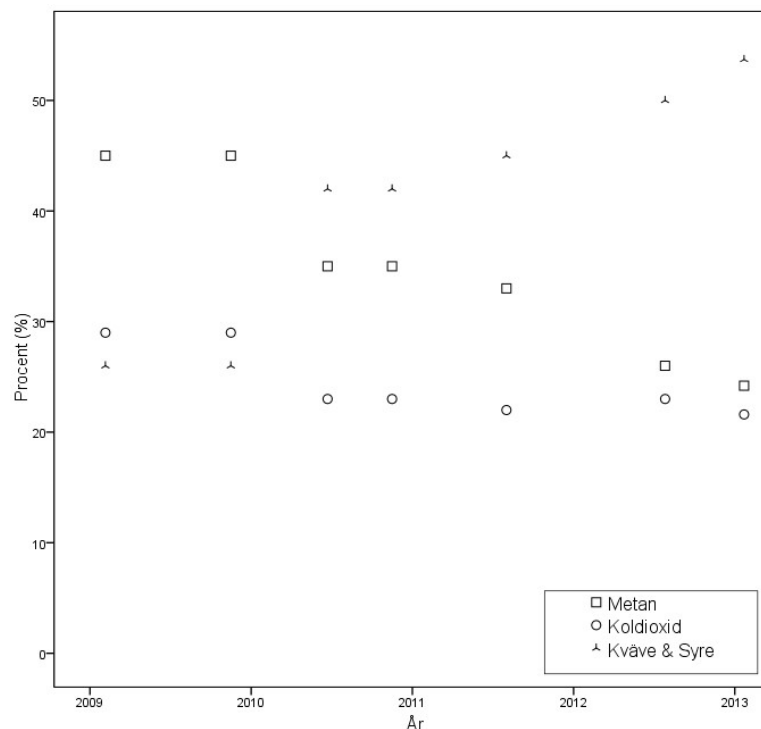
Figur 13: En schematisk bild över det gassystemet på Måsalycke. De gröna linjerna visar gasflödet, de blåa visar på producerad elektricitet och det röda symboliserar varmvatten.

4. Resultat

4.1. Rönneholm

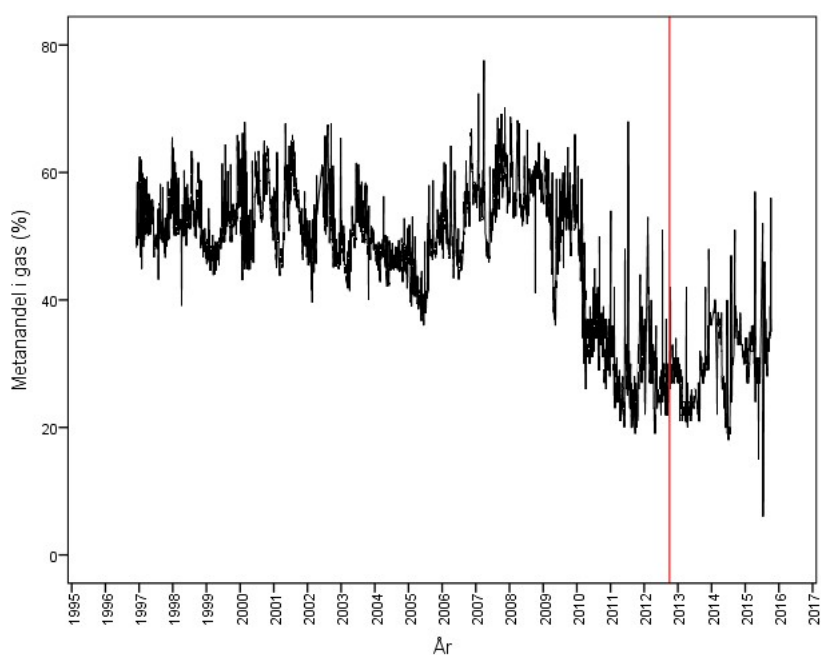
Figur 14 visar på trender för gassammansättning för metan, koldioxid samt kväve och syre. Resultatet baseras på mätvärden som är redovisade i MERAB:s miljörapporter som utgår från ett antal stickprov över året. Andelen syre av linjen *Kväve & Syre* utgörs av en ytterst liten del. Vilket miljörapporterna efter 2013 visar då *syre* började anges för sig självt. För rapporterna som publicerades år 2013 och 2014 var andelen syre i gasen 2 %. Kvävgashalterna är anmärkningsvärt höga. Den maximala syrgasmängden som uppmättes och presenterades i miljörapporterna överstiger inte 2 %. Under anläggningsbesök den 21 oktober 2015 förevisades de senaste uppmätta värdena vilka ej översteg 0,5 % (Svensson, 2015b).

Metaninnehållet i gasen under åren 1996-2015 redovisas i figur 15. Den röda linjen visar tidpunkten när stirlingsmotorerna installerades. Utvecklingen för metanandelen i



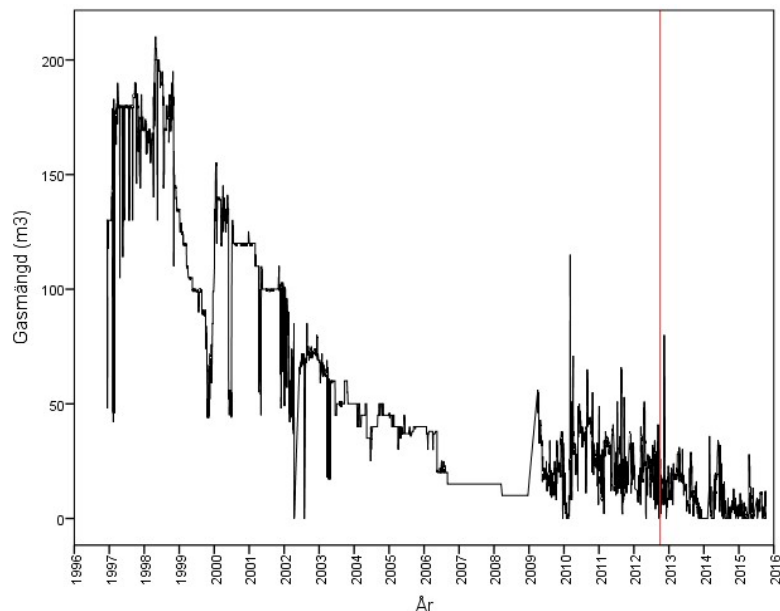
Figur 14: Visar utvecklingen över gassammansättningen för den uttagna gasen vid Rönneholmsdeponin för åren 2009-2013 (N=7).

gasen uppvisar två tydliga perioder. Den första perioden sträcker sig från gassystemets upprättande till 2010. Samma år sker en drastisk minskning av metanandelen i gasen. Den tidiga perioden karakteriseras av metanhalter på mellan 45-55 % med avseende på årligt medelvärde. Den senare perioden som inleds år 2010 sträcker sig fram tills idag och utmärks av lägre metanhalter. De årliga medelvärdena ligger mellan 25-35 %. Detta är förmodligen ett resultat av att syre trängt in i deponin vilket orsakat förändringar i nedbrytningens karaktär.



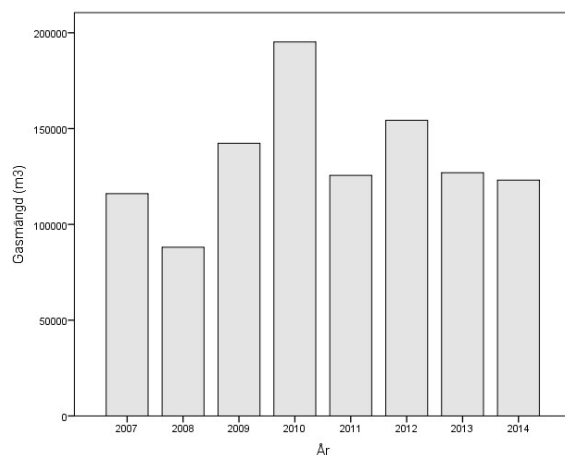
Figur 15: Metanhalten (%) från utvunnen gas över perioden 1996-2015. Den röda markeringen visar tidpunkten då stirlingmotorerna installerades på anläggningen.

Figur 16 visar på den totala mängden gas som tagits ut från deponin. Mätserien följer en typisk nedbrytningskurva. Kurvan visar en brant avklingning från medelvärdet runt 170 m³/mättillfälle i mitten av 1990-talet till 10-30 m³/mättillfälle år 2008 och framåt. Den röda linjen visar när stirlingmotorerna installerades.



Figur 16: Uttagen gasmängd (m³) från Rönneholm över perioden 1996-2015. Den röda markeringen påvisar tillfället då stirlingmotorerna installerades på anläggningen.

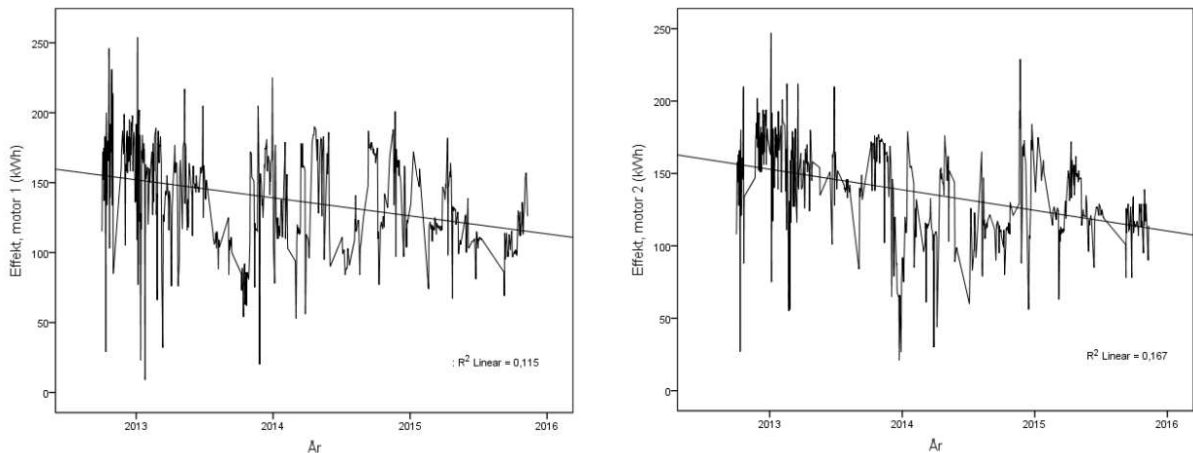
Mängd insamlad gas som tagits omhand av gasanläggningen på Rönneholm presenteras i figur 17. Mätvärdena presenteras kumulativt över ett år och baseras på miljörapporter för åren 2007-2014. För de två senaste åren finns värden över hur den insamlade mängden gas använts. För 2013 gick 94 % till stirlingmotorerna och 6 % facklades. Året därpå var andelen för Stirling 96 % och andelen gas som facklades utgjorde 4 %. År 2010 märks ut som ett år med högre gasproduktion.



Figur 17: Mängd gas som samlats in årligen mellan 2007-2014.

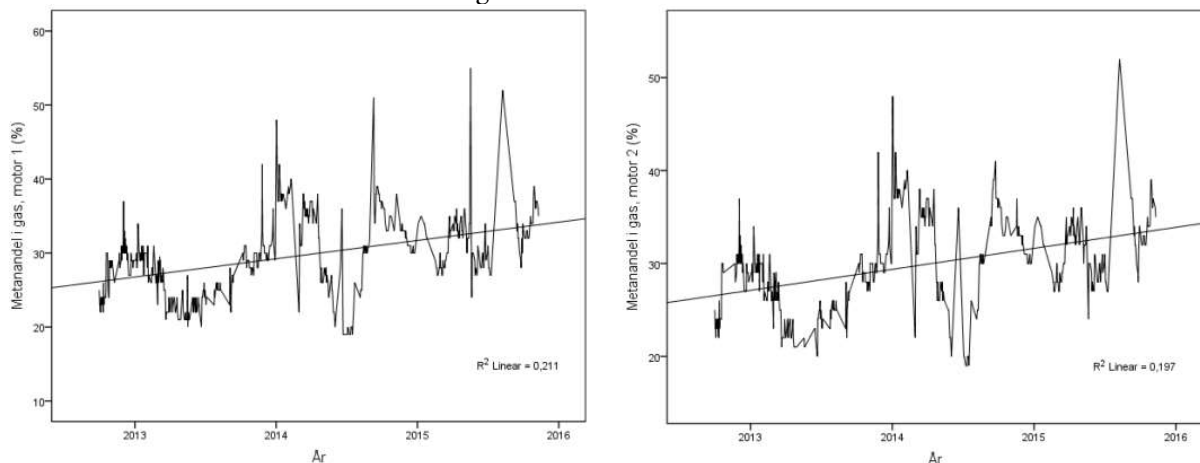
4.1.1. Stirlingmotorerna

Figur 18 visar på hur stor effekt som tagits ut från de två stirlingmotorerna under de tre år som de varit aktiva. Varje mätpunkt motsvarar ett dygn. Minskningen orsakas sannolikt av de minskande gasmängderna under perioden som driften av motorerna varit aktiv. Med befintlig data kan ej ett statistiskt samband styrka tesen.



Figur 18: Effekten (kWh) som erhållits vid varje mätpunkt för respektive motor. En mätpunkt motsvarar uttaget för en period av ett dygn. Effekten från stirlingmotor 1 redovisas till vänster och stirlingmotor 2 visas till höger. Trenderna är minskade över tid.

Figur 19 visar på metanandelen i gas i de två stirlingmotorerna. Trenderna från båda motorerna indikerar att metanhalten sedan installationen ökat i den gas som tagits ut från deponin och förbränts i stirlingmotorerna. Medelvärdet för driftperioden för båda motorerna fördelat på de aktiva åren var för år 2012: 28,4 %, 2013: 27,6 %, 2014: 31,6 samt 2015: 31,8 %. Den lägsta metanhalt som uppmätts under drift var 18 % och den högsta 52 %.



Figur 19: Metanhalten i den gas som utvunnits från deponin och biocellen vid Rönneholm. Figuren till vänster visar metanhalten från den gas som förbränts i stirlingmotor 1 och figuren till höger för stirlingmotor 2.

Den totala effekten för stirlingmotorerna per år som de har varit aktiva finns redovisade i tabell 6.

Tabell 6: Det totala effektuttaget från de två stirlingmotorerna på årsbasis uppdelat på elektrisk- och värmeenergi. Notera att varje år inte motsvarar lika långa tidsperioder.

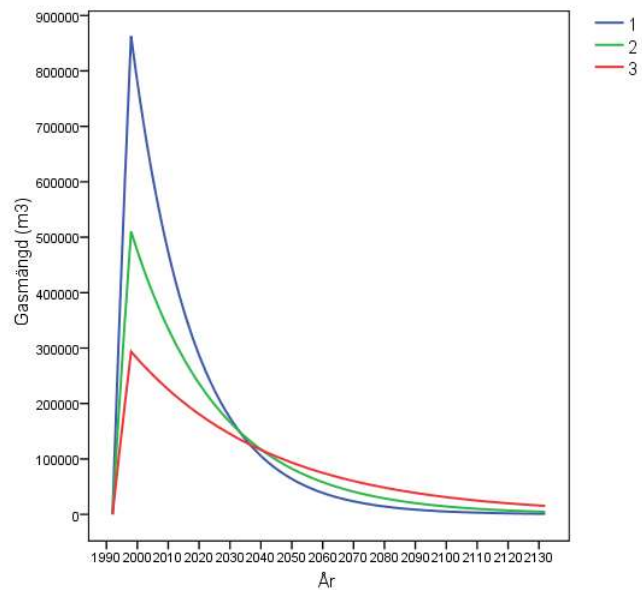
	Motor 1 (MWh)		Motor 2 (MWh)	
	El	Värme	El	Värme
2012 (3/9-31/12)	17,11	44,49	13,67	35,54
2013 (1/1-31/12)	37,54	97,60	44,37	115,36
2014 (1/1-31/12)	30,36	78,94	33,25	86,45
2015 (1/1-13/10)	28,68	74,57	27,24	70,82
Totalt	113,69	295,59	118,53	308,18

Medelvärde för effektuttag per mättillfälle för båda motorerna ligger på 136 kWh. Varje mättillfälle motsvarar en drifttid på 24 timmar. Utifrån detta kan den genomsnittliga motoreffekten kalkyleras. Stirlingmotorerna har i genomsnitt körts med en effekt av 5,67 kW för perioden som undersökts.

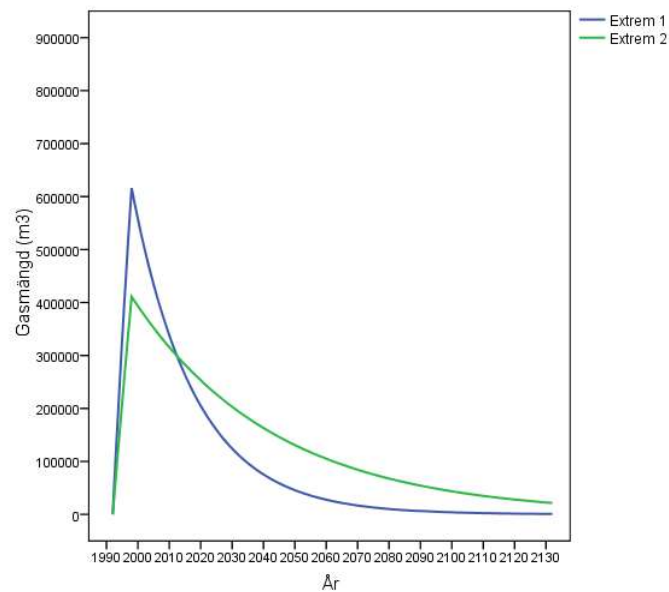
Kylvattensystemet pumpar runt mellan 1-2 m³/h vatten (Cleanergy, 2012). Det externa vattenbaserade kylsystemet har en in-temperatur på 30° C och en ut-temperatur på 50° C. Uträkningar har gjorts på anläggningen som kommit fram till att effekten av värmen motsvarar 2,6 gånger av den elektriska effekten (Svensson, 2015a). Utifrån volymen kylvatten samt temperaturdifferensen kan en uppskattning om värmeenergin genomföras. Om en volym på 1,5 m³/h förväntas flöda genom systemet med en temperaturökning på 20 grader har 34,8 kWh överförs till vattnet. Detta skulle betyda att effekten av värmen motsvarar 3,1 gånger den elektriska effekten. Vattens specifika värmekapacitet är 4,18 (kJkg⁻¹K⁻¹) vilket motsvarar 1,16 Wh.

4.1.2. Modellering av Rönneholms biocell

Modelleringen av biocellen på Rönneholm har genomförts med utgångspunkt i tre scenarion. De representerar olika antaganden för modellens parametrar. Utifrån de antagna k och L₀ värdena har en modellering utförts i LandGEM. Resultatet av modelleringen redovisas i figur 20. Eftersom det råder stor osäkerhet kring vilka gasmängder som erhålls från biocellen har en modellering för extremvärden skapats, se figur 21.



Figur 21: Modellerad produktion av gas för Rönneholms biocell. Tre olika scenarion har modellerats. Scenario 1 har en lång halveringstid ($L_0=210$) och stor gaspotential ($k=0,05$). Scenario 2 har en halveringstid på $L_0=170$ och gaspotential på $k=0,035$. Scenario 3 har en kort halveringstid ($L_0=150$) och låg gaspotential ($k=0,022$).



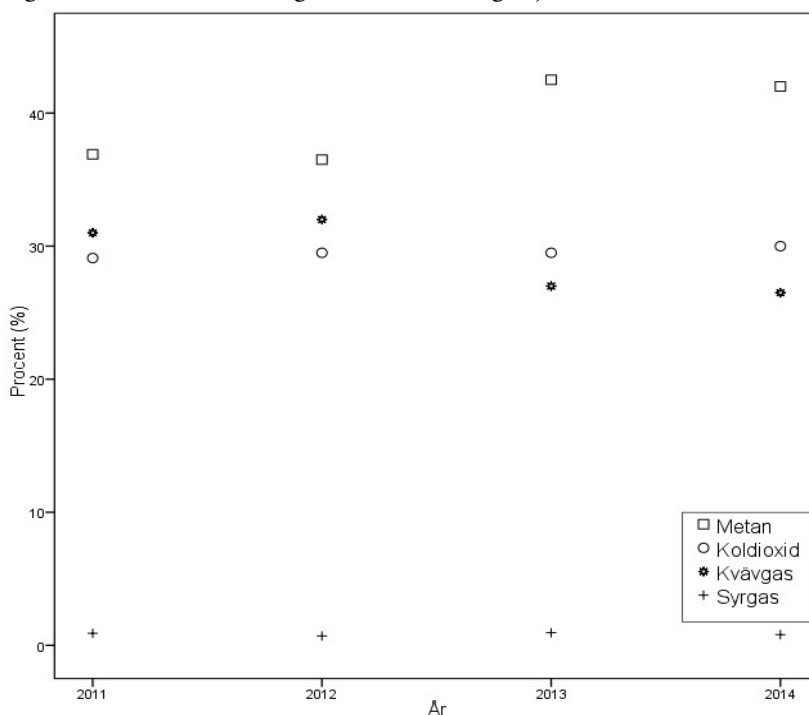
Figur 20: Modellerad produktion av gas för Rönneholms biocell. Två olika scenarion har modellerats. Scenario extrem 1 har en kort halveringstid ($L_0=150$) och stor gaspotential ($k=0,05$). Scenario extrem 2 har en lång halveringstid ($L_0=210$) och låg gaspotential ($k=0,022$).

4.2. Albäck

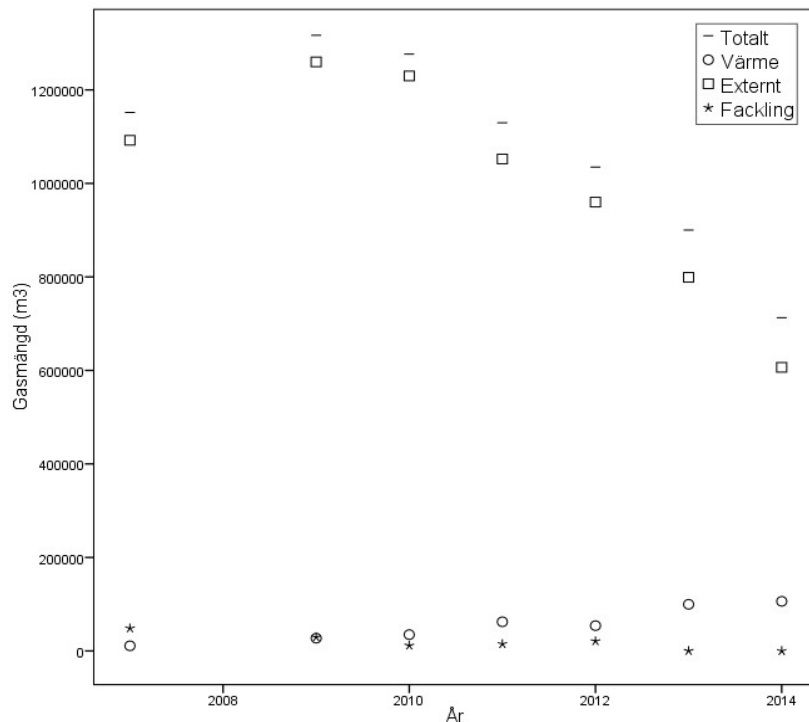
4.2.1. Gassammansättning och mängder

Gassammansättningen på Albäcksanläggningen redovisas i figur 22. Resultatet uppvisar inga stora förändringar. En aspekt som är viktig att notera är förändringen kring minskningen av andelen kvävgas som minskat över undersökningsperioden 2011-2014. Andelen metan har ökat något under perioden. Syrgas- och koldioxidhalterna har inte uppvisat några förändringar. Gassammansättningen kan förklaras av att deponin tills relativt nyligen var aktiv och att sluttäckningen befinner sig i slutskedet.

Figur 23 beskriver till vilken gasåtgärd som den insamlade gasen vid Albäck användes till under perioden 2007-2014. Med ett mättillfälle per år. År 2007 gick 1 % av gasen till värmeproduktion på anläggningen, resterande mängd gick till Trelleborg Fjärrvärme AB. Sju år senare var mängden gas som gick till värme på anläggningen 15 % medan 85 % gick till Trelleborgs Fjärrvärme.



Figur 22: Utvecklingen för gassammansättningen för metan, koldioxid, kvävgas samt syre vid Albäcksdeponin för perioden 2011-2014 (N= 4).



Figur 23: Mängd utvunnen gas för Albäckdeponins gassystem för perioden 2007-2014 (N= 7) fördelat på till vad gasen användes. Huvuddelen gick till externt som går till fjärrvärme. En liten del användes till värme lokalt och en än mindre mängd till fackling.

4.3. Måsalycke

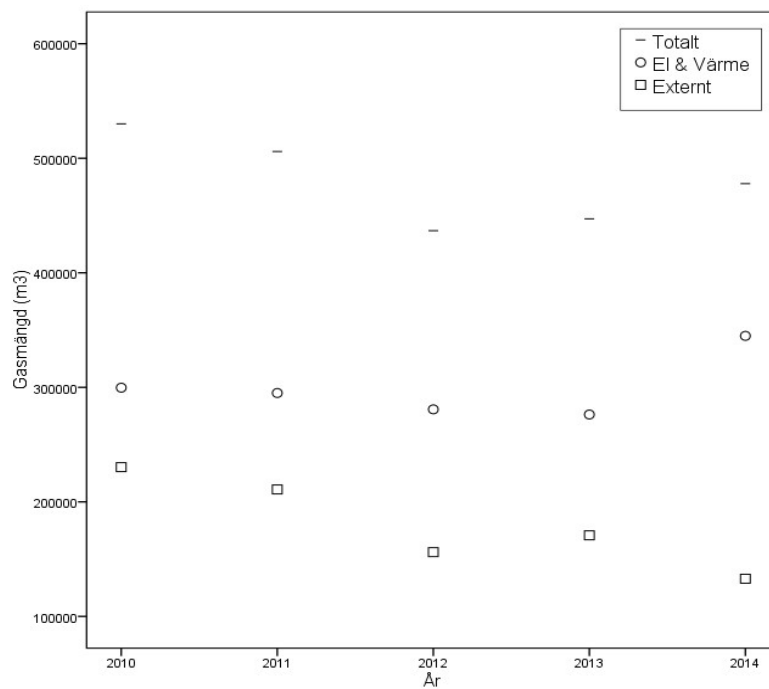
4.3.1. Gassammansättning och mängder

Tabell 7 visar utvecklingen för sammansättningen av deponigas under de senaste tre åren. Kvävehalterna under perioden ökat från runt 9 % till omkring 18 % då både metan och koldioxidandelen av sammansättningen minskat något. Metanhalterna är betydande och har minskat något från höga initiala nivåer på nära 60 %. Något som inte kan betraktas som onormalt för en nyligen sluttäckt deponi.

Tabell 7: Gassammansättningen för Måsalycckdeponin för 2012-2014

	Metan (%)	Koldioxid (%)	Kvävgas (%)	Syrgas (%)
2012	58,5	32	9,4	0,2
2013	56,5	30	12,7	0,4
2014	53,5	28	17,5	0,5

Figur 24 visar utvecklingen för mängderna gas som utvunnits från Måsalyckes gassystem för åren 2010-2014. Det har under de senaste åren ägt rum en generell minskning av mängden utvunnen gas från deponin. Gasmängderna som säljs till externa kunder har under perioden minskat. Den gas som tas hand och energiåtervinns på plats ökat.



Figur 24: Utvecklingen för mängden utvunnen gas, fördelat på användningsområde. Figuren omfattar tidsperioden 2010-2014 (N= 5).

5. Diskussion

Syftet med deponeringsförordningen (SFS 2001:512) som utgör grunden för den svenska deponeringsstrategin är att:

”förebygga och minska de negativa effekter deponering av avfall kan orsaka på människors hälsa och på miljön, särskilt när det gäller förorening av ytvatten, grundvatten, mark och luft, och på den globala miljön, under en deponis hela livscykel”

Ambitionen som uttrycks i förordningen kan tolkas som ett långtgående ansvarsåtagande. Speciellt om hänsyn ska tas kring olägenheter som kan uppstå under hela deponins livscykel. Idag vet ingen hur länge en livscykel är, men det är ingen omöjlighet att det rör sig om tusentals år. Att konstruera en inneslutning som ska uppfylla kraven och samtidigt bibehåller sin funktion över hela perioden är förmodligen omöjligt. Problematiken är liknande för hur det svenska slutförvaret för kärnbränsle ska hanteras, det vill säga isoleras och lagras över en längre tidsperiod. Ambitionen om en långsiktig inneslutning ställer höga krav på konstruktionen och val av material. Krav som kan vara svåra att uppfylla. Inte minst på grund av antalet deponier som finns i landet. Enligt förordningen om deponering av avfall (§ 33) ska verksamhetsutövaren stå för de nödvändiga åtgärderna såsom underhåll, övervakning och kontroll under en efterbehandlingsfas som löper 30 år efter det att deponin avslutats. Vad som kommer hända efter de 30 åren är förmodligen att verksamheten ansöker om ett nytt tillstånd för fortsatt drift över ytterligare 30 år eller till dess som tillsynsmyndighet bedömer rimligt med tanke på risker för människors hälsa och miljö som verksamheten kan orsaka.

Många av landets deponier som idag innehar ett gassystem kommer inom kommande år att ställas inför liknande svårigheter. Problemen gäller lägre gasmängder samt minskade metanhalter vilket leder till att dagens tekniska lösningar inte kan användas. Den åtgärd som fortfarande kan brukas är facklingen, men genom tekniken erhålls inga mervärden från gasen i form av elektricitet och värme som konventionell gasteknik kan erbjuda. I denna studie har även stirlingtekniken undersökts. Denna fyller en funktion genom att den kan drivas på lägre mängder gas och av lägre kvalitet.

5.1. Rönneholm

Rönneholms avfallsanläggning består av två deponier som bidrar med gasproduktion. Det finns en biocell som var aktiv under mitten av 1990-talet och det finns en äldre deponi som varit aktiv under stora delar av 1900-talets andra hälft där sluttäckning ägde rum i mitten av 1990-talet. Vid analys av Rönneholms gassammansättning är den höga kvävgasandelen anmärkningsvärd. Orsaken är att det trängt in luft utifrån in i deponin. Vilket de stadigt ökande kvävgashalterna i den insamlade gasen tyder

på. Detta indikerar på att mängden deponigas som produceras i deponin minskar. Det kan vara möjligt att delar av deponin som varit mer utsatt för luftintrång kan befinna sig i en humusbildande fas. Metanhalterna för Rönneholmsanläggningen har över längre tid minskat. Genom att studera utvecklingen sedan gassystemets upprättande kan två distinkta perioder urskiljas, som kännetecknas av likartade förhållanden. En intressant aspekt är att den senare perioden, efter år 2010, har en ökande trend för andel metan i gasen. Minskningen av gas samt att metanhalterna ökar tyder däremot på att delar av deponin återigen är på väg in i en mer stabil anaerob fas. Slutsatsen blir att det år 2010 inträffade något som medförde en kraftig förändring som påverkade delar av deponins metanproduktion. Det kan röra sig om ett syreintrång till följd flertalet olika faktorer. Anledningarna kan vara många då det är flera faktorer som påverkar gasproduktionen i deponin. Eftersom processerna i deponin är tröga är det svårt att relatera förändringar till en specifik händelse. Något som kan konstateras är att alla typer av förändringar som sker i och kring deponin påverkar hur väl nedbrytningen fortskrider. Variationen som uppträder kan bero på förändrade omgivande faktorer eller på begränsningar för insamlingssystemets drift.

När mängderna gas som tagits ut från systemet analyseras sticker år 2010 ut som ett årtal då större gasmängder samlades in. Gasen uppvisade dock en betydligt lägre kvalitet jämfört med tidigare år. Detta styrker teorin om syreintrång för detta år, där en förklaring kan vara att gassystemet drivits med ett för högt undertryck. En annan möjlig kan var att det av någon anledning uppkommit sättningar i tätskiktet vilket möjliggjort migration av syre till deponin. Eller en kombination av de två alternativen. Sättningar kan uppkomma genom yttre påverkan eller genom processer från deponin. Om det är påverkan från yttre faktorer skulle en förklaring kunna vara att sättningar orsakats av kraftigt regn eller andra extrema väderhändelser. Genom att studera väderdata från SMHI mellan 1996 och 2015 för det närbelägna samhället Hörby kan inget exceptionellt för områdets väder urskiljas för de undersökta åren. Teorin om att ett kraftigt regn orsakade luftintrång kan förmodligen avskrivas. Andra möjliga teorier för vad som orsakat intrånget kan vara att det föranletts av kanalbildning i tätskiktet på grund av bevattning. Kanske bedrevs någon utbyggnad eller aktivitet på deponins yta.

Biocellen

Enligt verksamhetsutövare på Rönneholm bidrar biocellen med ytterst lite gas av den totalt insamlade gasen. Vad biocellen faktiskt producerar är svårt att ta fram till följd av att insamlingssystemet är sammanlänkat med den äldre deponin på området och drivs av samma kompressor, vilket försvårar möjligheten att särskilja de två flödena. I denna studie har gaspotentialen för biocellen varit föremål för modellering med programmet LandGEM. Olika scenarion fastställdes för att erhålla möjlig gasproduktion. Då osäkerheterna kring de faktiska förhållandena fortfarande är svåra att fastställa har extra hänsyn tagits genom att modellera extremvärden. Modellen visar att biocellen har stor potential att producera gas och skulle om gasproduktionen aktiverades bidra till att driva anläggning över decennier framöver. Som exempel kan de framräknade värdena för år 2014 som presenteras i tabell 8 nämnas.

Tabell 8: Resultaten från modelleringen för år 2014 och 2030. För de tre scenarierna samt värdena för min och max. Värdena är hämtade från figur 20 och 21.

Scenario	2014 (m ³ /år)	2030 (m ³ /år)
1	387 600	174 100
2	291 300	166 400
3	206 400	145 200
Extrem 1	276 800	124 400
Extrem 2	289 000	203 300

Om man förutsätter en effektivitet för gasinsamlingen på 50 % skulle detta innebära att biocellen skulle producera lika mycket gas som den äldre deponin gör i dagsläget. I teorin skulle en fördubbling av gasuttagen för år 2014 vara möjlig om insamlingen från biocellen aktiverades. Hur länge som ett uttag av gas från biocellen kan uppskattas genom modellen. Med vetskapen om driften på Rönneholm från denna studie kan slutsatsen dras att nivåer kring 100 000 kubikmeter årligen inte utgör ett problem för att driva motorerna, med de egenskaper som råder på Rönneholm. Enligt de modellerade värdena för år 2030 (tabell 7) ska gasmängderna ligga mellan 124 400 och 203 300 m³. Med en insamlingseffektivitet på 50 % skulle driften av motorerna om biocellen var aktiv vara likvärdiga med dagens gasinsamling. Utöver biocellen tillkommer gasen som produceras på den äldre deponin. Om detta antagande överensstämmer med verkligheten kan slutsatsen dras att om produktionen aktiveras i biocellen kommer anläggningen kunna drivas ytterligare 15 år med stirlingtekniken.

Varför ger biocellen ingen gas? Problemet är känt och har varit föremål för utredningar bland annat genom Rosqvist (2013) då möjligheten att stora delar av gasproduktionen avgick i form av diffusa emissioner prövades. Resultatet av studien visade ej på några metanemissioner genom tätskiktet, men möjligheten kan inte uteslutas då undersökningen enbart baserades på ett mätillfälle. Verksamhetsansvarig, Svensson på anläggningen förklarar bristande gasproduktion från biocellen med att rördimensionen i regelstationen är för stor. Följden blir att det ej skapas ett tillräckligt undertryck i dränerna enligt Svensson. Därmed kan systemet inte samla in den gas som faktiskt produceras. Nya rör i regelstationen ska därför installeras inom en snar framtid (Svensson, 2015a). Om inte de nya ledningarna löser problemet kan det vara nödvändigt att fortsätta undersökningen av biocellen för att ta reda på hur förhållandena ser ut inne i cellen. Frågor kring tätskiktets kvalité bör utredas vidare. Möjligheten finns att luft tränger in genom skiktet och bildar ett större parti i biocellens topp som fungerar som ett metanoxiderande lager. Information från en provborrning i biocellen hade bidragit med kunskap om hur förhållandena nere i cellen ser ut. Kanske är avfallet för torrt eller vått för att producera gas? Det finns många möjliga förklaringar som enbart vidare undersökningar kan svara på.

Modellen

Den antagna modellen är en förenkling av verkligheten. Avgörande för resultatet av modelleringen grundar på hur väl bedömningen av avfallens karaktär beskrivs genom två antagna värden, för nedbrytningshastigheten (k) och gaspotentialen (L_0). LandGEM:s erhållna standardvärden representerar en generell avfallssammansättning. Genom att analysera biocellens avfallssammansättning och jämföra med en generell avfallssammansättning kunde ett intervall med tänkbara k och L_0 värden tas fram. Standardvärde för LandGEM är $k = 0,05$ och $L_0 = 170$ och representerar värden för en deponi med en generell sammansättning. Med utgångspunkt från referenslitteratur och inspiration från andra studier kunde värdena uppskattas.

För biocellen på Rönneholm såg fördelningen av avfallet ut enligt följande, trädgårdsavfall och blöjor utgjorde 15 %, matavfall 40 %. Trä utgjorde 17 % och papper och textil stod för 28 % av de deponerade massorna (tabell 2). Huvuddelen är i form av matavfall. Något som skiljer sig markant från en generell avfallssammansättning är den stora andelen trämaterial. Trä innehåller stora delar svårnedbrytbart material, likt lignin och hemicellulosa (Barlaz, 1998). Därmed kan värdena som blir aktuella för biocellen förväntas vara lägre utifrån standardvärdet. De modellerade intervallerna fastställdes till $k=0,05$, $k=0,035$ och $k=0,022$.

När en bedömning av gaspotentialen ska göras är det viktigt att tänka på att materialet som deponerats i biocellen är utsorterat organiskt avfall. Slutsatsen blir att L_0 -värdet bör korrigeras upp till följd av att massorna är sorterade vilket höjer andelen organiskt material och dess kvalitet i förhållande till en typisk avfallsanläggning. För att bemöta för osäkerhet i kring de deponerade massornas egenskaper användes modellerades också ett värde med $L_0=150$ som är lägre än standardvärdet. Därmed gjordes bedömningen att $L_0=150$, $L_0=170$ och $L_0=210$ skulle användas för modelleringen.

Stirlingmotorernas drift

Stirlingmotorerna på Rönneholm har varit i drift sedan hösten 2012. Under perioden har gassammansättningen i genomsnitt legat på 30 % metan. Energi har utvunnits från systemet med metanhalter ner mot 18 %. Under driften har motorerna producerat cirka 115 000 kWh elektricitet vardera. Det blir 230 000 kWh för båda motorerna för den totala driftperioden. Det ger en ungefärlig årsproduktion på cirka 40 000 kWh. Normalt räknas en genomsnittlig svensk villa ha en energiförbrukning av direktverkande el på cirka 25 000 kWh. Där uppvärmning står för 60 % och varmvatten och hushållsel för vardera 20 % (Eon, 2015). Stirlingmotorerna på Rönneholm producerar således lika mycket för att försörja ungefär tre villor per år. Omräknat i vad motsvarande effekt skulle kosta för verksamheten att köpa in beror på rådande elpriser, vilket är något som varierar stort från år till och från säsong till säsong. Förutsatt ett elpris på 50 öre/kWh skulle varje stirlingmotor ge en intäkt i monetära värden motsvarande cirka 20 000 kr per år med rådande förhållande vad gäller gasens karaktär och mängd. Andelen värmeenergi kan

uppskattas till cirka 100 000 kWh per motor årligen. Det som producerats kan tyckas utgöra små mängder elektricitet och värme. En stirlingmotor har en investeringskostnad på ungefär 300 000 kr. Om tekniken blir mer använd kan ett lägre pris förväntas. Med dagens gasmängder och metanhalter skulle en återbetalningstid för systemet vara cirka 15 år om enbart intäkterna från den elektriska effekten räknas in.

För att beräkna energimängden i värmen som stirlingmotorerna producerar har ett värde på 2,6 gånger den elektriska effekten använts. Värdet har sitt ursprung från en lokal utvärdering vid Rönneholm (Svensson, 2015a). Det som är känt från kylsystemet är att det drivs med 1-2 m³/h och att temperaturen förändras med 20 grader när vattnet passerar systemet. Beroende på vattenmängd som passerar systemet och förutsatt att temperaturdifferensen är densamma erhålls olika värmeeffekt. För 1 m³ ges 23,2 kWh, 1,5 m³ ger 34,8 kWh och 2 m³ ger 46,4 kWh. Värdena motsvarar 2 (för 23,2 kWh) 3,1 (för 34,8 kWh) och 4,1 (för 46,4 kWh) gånger den elektriska effekten. Det antagna värdet på 2,6 känns därmed som ett rimligt antagande. Slutsatsen blir att det går att få ut mycket värmeenergi från stirlingmotorerna och att de värden som presenteras i denna studie kan vara i underkant. För att göra bedömningen bättre krävs mer kunskap om flöden och temperaturskillnader i kylvattensystemet.

Det är viktigt att ha i åtanke att utan stirlingtekniken skulle det inte kunna produceras något mervärde från gasen på Rönneholm. Alternativet skulle vara att bränna den producerade gasen i en fackla vilket kräver en metanhalt på runt 30 %, Gasen har idag ett årsmedelvärde på 30 % metan (eller med en dyrare fackla med högre temperatur som kräver stödeldning). Eftersom både stirlingmotorerna och den enklare facklan bränner gasen vid en temperatur runt 700 °C erhålls en likartad karaktär av de produkter som bildas under förbränningen. Metan som förbränns över 500°C uppvisar en nästintill fullständig förbränning. Temperaturen som råder i både facklan och stirlingmotorn överstiger detta (van Praagh & Strickland, 2015). Därmed ger de olika alternativen likande utsläpp vid förbränningen. Den största nyttan som erhålls är att huvuddelen av metanet förbrukas till förmån för koldioxid. Det som skiljer alternativen åt och där den klimatnytta som erhålls är då värde i form av elektricitet och värme tillkommer som en intäkt för stirlingmotorerna. Elektriciteten som produceras under förbränningen är enkel att kvitta mot den energi som anläggningen utan stirlingmotorerna hade behövt köpa in och producerats på ett annat sätt. En annan viktig aspekt som stirlingtekniken tillför är att gasinsamlingsystemet kan drivas längre i förhållande till facklan då stirlingmotorerna kan operera vid lägre metanhalter. Exakt hur länge är svårt att fastställa utifrån denna studie. För Rönneholm är resultatet för åtgärderna som sätts in för att aktivera biocellen avgörande för livslängden.

Stirlingmotorerna har i genomsnitt drivits med en effekt på 5,67 kW för perioden som undersökts. Enligt tillverkaren ska motorn ha en effekt på mellan 2-9 kW. Den erhållna effekten får därmed betraktas som relativt god. Vad effekten påverkades av kunde inte statistiskt säkerställas. Ett antagande om att det föreligger ett samband mellan gasmängd samt gaskvalité och uttagen effekt formulerades. Ett

statistiskt samband kunde ej styrka denna tes. Anledningen tros bero på datamaterialets bristande kvalitet. Vid en jämförelse med de redovisade gasmängderna från miljörapporterna kunde slutsatsen dras att enbart en bråkdel av gasen finns redovisade i den erhållna dataserien för motorerna. Mängderna som rapporteras från dataserien skulle medföra att motorerna drivits med ett fåtal kubikmeter gas per dygn, något som är praktiskt omöjligt. De redovisade mängderna som finns i miljörapporterna är i paritet med vad som teoretiskt kan driva motorerna och betraktas därmed som rimliga. För att underlätta utvärdering av gassystemet bör rutinerna för datainsamling förbättras.

Stirlingtekniken finns utöver på Rönneholm även vid deponin Yggeset, Asker kommun, sydväst om Oslo i Norge, där fem stirlingmotorer installerats och har varit aktiva sedan slutet av år 2013 (Asker Kommune, 2014a). Gasmängderna som driver motorerna är högre än på Rönneholm, men den genomsnittliga metanhalten är ungefär densamma (Asker Kommune, 2014b). Motorerna har drivits med en effekt om cirka 5 kW (Vik, 2015). Deponin avslutades under år 2003 och verksamhetsutövaren beräknar att driften på anläggningen kommer kunna fortskrida till år 2040. Anledningen till att man på Yggeset valde att investera i stirlingtekniken var möjligheten att driva anläggningens gassystem längre än mot konventionell teknik. En annan aspekt som talade för Stirling kontra gasmotorer som hade kunnat vara alternativet var att systemet då inte behövde installera en reningsanläggning innan gasen förbrändes (Vik, 2015). Värmen som framställs genom stirlingmotorerna används för att värma delar av de asfalterade vägarna på anläggningen där återvinningsverksamhet sker. Detta gör att området blir snö och isfritt under vinterperioden (Asker Kommune, 2014a).

5.2. Albäck

2008 var sista året det deponerades massor på Albäck. Gasmängderna som utvunnits på anläggningen har under perioden 2007-2014 minskat stadigt vilket figur 22 visar. Mängderna som erhålls från systemet var år 2014 713 000 m³ deponigas. År 2009 var året som störst mängd gas togs ut från systemet, och mängderna har avklingat sedan dess. Detta följer den avklingningskurva man kan förvänta sig för en sluttäckt deponi eftersom inga nya organiska massor tillsätts. Mängderna som utvunnits kan jämföras med de som modellerats av Bergström & Fråne (2011). För de fyra olika scenarierna hamnar den totala produktionen av gas på mellan 1 och 2 Mm³, för år 2014. Om de uttagna värdena ställs mot de modellerade ger detta en effektivitet på gasuttaget på mellan 35-71 %, vilket kan anses vara rimligt med de beräkningar som gjordes av Statens energimyndighet (2010). I studien antogs att upptaget för svenska deponier beräknades ligga mellan 40 och 80 % (Statens energimyndighet, 2010). Samma procentuella intervall kan användas för att ge en indikation om hur stor gasproduktion som kan samlas in av gassystemet i framtiden. År 2036 kan exemplifiera tankesättet. Enligt modellen ska det bildas mellan 0,3-1 Mm³ gas. Omräknat med det procentuella intervallet kommer gassystemet samla in 105 000 -

710 000 m³ gas. Osäkerheterna är stora, men det ger en indikation kring att gas kommer produceras på anläggningen för en lång tid framöver.

Metanhalten i gasen på Albäck har de senaste fyra åren varit relativt stabil, den har till och med ökat något. Andelen koldioxid i gasen har i princip varit konstant under perioden, då kvävgashalten minskat, förmodligen till förmån för en ökande andel metan i gasblandningen. Med tanke på att delar av deponin fortfarande är inne i en sluttäckningsfas och mätserien som gassammansättningen baseras på har värden från och med 2011 finns det en möjlighet att delar av deponin relativt nyligen kommit in i den anaeroba metanbildande fasen. Huvuddelen av deponin har däremot befunnit sig i en anaerob fas under lång tid. Detta skulle potentiellt medföra att andelen metan i gasblandningen skulle kunna fortsätta öka något, för att därefter ligga relativt stilla över en period. Därefter förväntas metanandelen i gasen sakta avklinga. Förutsatt att anaeroba förhållanden i deponin bibehålls.

Största delen av gasen som omhändertas skickas till verksamheten som har ansvar för Trelleborgs fjärrvärme där gasen används för att värma systemet. Hur länge det kan fortgå är svårt att diskutera kring, men det är en god tanke att slå samman gasflödena från de två verksamheterna och bränna dem tillsammans. Med en sådan lösning behövs bara en förbränningsanläggning och förhoppningsvis kan de olika systemens toppar och dalar i gasproduktion ta ut varandra, så att flödet av gas till förbränningen blir mer konstant och tillförlitligt. Det hade varit intressant att undersöka hur stor andel av gasblandningen som består av deponigas och hur väl detta system fungerar. I förhållande till Rönneholm utvinns mycket gas på Albäck och av hög kvalitet. Detta förklaras av att Albäcksdeponin har större volymer avfall deponerat och sluttäcktes mer än tio år efter Rönneholm. Det befintliga systemet på Albäck kan säkert köras i många år till, beroende på vilka krav som ställs på gasen hos fjärrvärmeverket som gasen levereras till. Det är köparens krav som sätter begränsningen för Albäcks gashanteringsåtgärd.

Genom att analysera modellen för Albäck kan en möjlig framtid diskuteras. I mitten av 2030-talet antas deponin totalt producera cirka 0,5 Mm³ årligen. Med ett antagande om att uppsamlingsgraden för systemet har en effektivitet på 50 % skulle detta medföra att ungefär 250 000 m³ gas samlades in och skulle kunna vara tillgänglig för en behandlingsåtgärd. Därmed kan det vara intressant för verksamhetsutövaren vid Albäck att inleda en diskussion kring hur de minskade gasmängderna ska hanteras. Att investera i stirlingteknik i detta läge är väldigt intressant då det kan säkra hanteringen av gasen för flera år framåt. Om fjärrvärmeverksamheten avslutar sitt inköp av gasen får man hitta en annan åtgärd att hantera gasen på. Det finns flera alternativ att välja mellan tack vare den stora mängden gas som produceras. För ett optimalt uttag skulle det kunna vara möjligt att installera en gasmotor och låta den bränna gasen under 10 år innan halterna metan är så låga att metodens effektivitet blir tveksam. Därefter finns det i dagsläget två alternativ, antingen att fackla gasen eller installera stirlingteknik. I en jämförelse med situationen på Rönneholm kommer förmodligen gassituationen på Albäck vid tillfället vara bättre än när tekniken installerades. Från mitten av 2020-talet skulle det enligt modellen vara möjligt att driva stirlingtekniken över ytterligare minst ett

decennium. På Rönneholm har systemet visat sig kunna drivas med lägre gasmängder än vad som är aktuellt i detta scenario för Albäck. En snabb överslagsräkning kan ge en indikation kring effekt som kan erhållas av ett sådant system. Genom att systemet med mer gas generellt kommer kunna drivas på ett mer optimalt sätt kan en ”köreffekt” antas till 7 kW. Om systemet drivs 330 dagar om året (resterande dagar, antas utgöra driftstopp av olika anledningar) kan ett elektriskt uttag uppgå till cirka 55 500 kWh och en termisk energiuppskattning på 145 000 kWh årligen om samma förhållande elektricitet-värme som på Rönneholm gäller även för Albäck. Om samma elpris som för Rönneholm används (50 öre/kWh) skulle återbetalningstiden för ett sådant system ligga runt 10 år. Överslagsräkningen bortser från övriga installationer som kan uppkomma. Värmen motsvarande 165 000 kWh behandlas inte i kalkylen, men den kan betraktas som en väsentlig intäkt om den kan nyttjas på ett förnuftigt sätt.

5.3. Måsalycke

Måsalycke är i mångt och mycket lik Albäcksdeponin. De utvunna gasmängderna är liknande, sluttäckningen genomfördes samtidigt och de befinner sig i liknande situationer i val av gashanteringsåtgärd.

Information kring gassammansättningen på Måsalycke baseras på värden över tre år vilket är för lite för att dra för långtgående slutsatser. För perioden är värdena relativt stabila med höga metanhalter runt 55 %. I början av mätperioden låg halten på omkring 60 % metan. Deponeringsverksamheten upphörde 2008, vilket de höga metanhalterna tyder på. Under den undersökta perioden har metanhalterna stadigt minskat till förmån för andelen kvävgas. Kvävehalten ligger under 20 %. Värdena får betraktas som normala för en svensk deponi.

Gasmängderna som utvunnits de senaste fem åren har stadig minskat. De faktiska mängderna har från 2010 års nivåer på 530 000 m³ minskat till cirka 480 000 m³ 2014. Trots att den övervägande trenden är minskande har de senaste två åren uppvisat en viss ökning av uttagna gasmängder. Vad detta beror på är svårt att sja kring eftersom det enbart rör sig om något enstaka år. Halterna förväntas kommande år att återigen minska. En indikation för att kvävgashalten ökar kan anas, men det är enbart en trend för de senaste två åren. Försiktighet kring problemet bör tas och systemet bör övervakas noga.

Den insamlade gasen används till de lokala motorerna, primärt gasmotor och sekundärt en värmepanna som förser anläggningen med el och värme. Resterande mängd gas säljs externt till närbelägna verksamheter i behov av gas för uppvärmning. I dagsläget används en gasmotor på 60 kW på Måsalycke. Enligt Svemar (2015) är den gammal och i behov av service. Därför planerar man på anläggningen att inom kort ersätta denna lösning med en ny. Eftersom framtiden är oviss för vilken åtgärd som ska sättas in för att hantera gasen kan stirlingtekniken vara ett möjligt alternativ.

Att enbart driva anläggningen med en värmepanna kan fungera som ett sekundärt system när det primära är ur funktion eftersom det enbart producerar värme. Energin i gasen kan tas tillvara på ett bättre sätt. Om Stirling skulle vara ett alternativ för anläggningen krävs att fler motorer installeras med tanke på de höga gasflöden som existerar på anläggningen. Driften på Rönneholm har visat att gasmängder runt 100 000 m³/år är tillräckligt för att driva två motorer med god effekt. På Måsalycke är mängderna cirka fem gånger så stora. Att investera i en stirlingpark om tio motorer som gasmängderna hade kunnat försörja kan anses orimligt då Måsalycke är inne i en tidig nedbrytningsfas därmed avtar gasmängderna snabbt. En mer rimlig investering hade varit en motorpark om fem motorer. Gasmängderna som de kommande åren skulle vara i överskott från driften av stirlingmotorerna skulle istället kunna säljas externt. Vilket man på anläggningen redan gör. Eftersom systemet för omhändertagande och försäljning av gas redan finns på anläggningen kan mer gas säljas extern kommande år. Användningen ska därefter riktas mot att nyttjas av stirlingmotorerna. En sådan anläggning skulle ha en lång livstid, med enbart åtgärder för underhåll av systemet. Införskaffandet av motorerna skulle vara en stor initial investering. SYSAV är en stor koncern som har ansvar för driften av flera deponier. Möjligheten finns för företaget att förflytta motorer från anläggningen till anläggningen där behov föreligger. När gasmängderna på exempelvis Måsalycke är tillräckliga för att drivas av två motorer kan övriga motorer flyttas till en anläggning där behov för gashantering med stirlingtekniken finns.

5.4. Slutdiskussion

De tre fallstudierna i denna rapport har fått representera hur gassituationen kan hanteras vid svenska deponier. Situationerna som uppkommer vid de berörda anläggningarna är typiska för svenska deponier. Förhoppningsvis kan slutsatser som denna studie dragit även nyttjas av de många deponiverksamheter som är i liknande situationer som de fallstudier som presenterats i denna rapport. De kommer i framtiden ställas inför liknande problem som berör hanteringsåtgärd för gasen när gasmängderna och dess kvalitet minskar i framtiden. Stirlingmotorerna bör vara en del i att möta denna utveckling. Eftersom tekniken medför att drifttiden för gassystemet förlängs samtidigt som en energi i form av värme och elektricitet kan tillgodräknas. De tre fallstudieobjekten befinner sig i olika lägen vad gäller nedbrytningen av organsikt material. Rönneholm har kommit längst i denna process. Om några år kommer även Albäck och Måsalycke befinna sig i en liknande situation som idag råder på Rönneholm. Modellen för Albäck tyder att detta kommer ske inom 10-15 år. Samma tillstånd bedöms infinna sig på Måsalycke inom cirka 10 år. Om likande trender och utveckling som för Rönneholm följs. Avgörande för utvecklingen för en verksamhets gassystem beror på hur deponin och gassystemet drivs och underhålls.

Tabell 9: Sammanfattande beskrivning över situationen på de tre fallstudierna idag och möjliga åtgärder som kan sättas in på anläggningarna i framtiden.

	Rönneholm	Albäck	Måsalyncke
Gashantering idag	Stirlingmotorer	Extern försäljning	Gasmotor
Gasmängder m³/årigen	~ 100 000	~ 750 000	~ 500 000
Metanhalter	Cirka 30 %	Cirka 40 %	Cirka 50 %
Möjliga åtgärder	Åtgärd bör sättas in för att aktivera gasproduktionen på biocellen. Om det lyckas kan det finnas möjlighet att driva systemet ytterligare 15 år.	Den externa köparen bestämmer hur länge gasen uppfyller de krav som är nödvändiga i deras verksamhet. Därefter behövs en ny åtgärd lokalt. Då är Stirling ett bra alternativ, beroende på rådande gasmängder kan flera stirlingmotorer behövas på anläggningen.	Stirlingtekniken kan installeras, men då behövs fler motorer än på Rönneholm. Att nyttja gas på anläggningen till Stirling samtidigt som mer gas säljs externt för att successivt minska försäljningen när gasmängderna blir mindre och Stirling kan ta tillvara på den producerade gasen är ett alternativ.

Att jämföra stirlingmotorerna med annan teknik är inte enkelt. En jämförelse med en gasmotor kan inte betraktas som helt likvärdig eftersom de opererar och hanterar olika premisser för gasens egenskaper. Gasmotorn är gjord för att bränna naturgas, som har hög kvalitet. Motorn kan därför inte hantera den gas som förekommer på äldre anläggningar, då gaskvaliteten sänks. En vanlig fackla fungerar vid något lägre metanhalt, ner mot 30 % metan vilket medför att den kan användas över längre tid. En högvärmefackla klarar lägre metanhalter, runt 20 % men kräver då stödeldning (Zetterfeldt, 2015). Om facklan ska bränna gas av likvärdig kvalitet som Stirling klarar krävs stödeldning vilket medför att en extra bränslekostnad tillkommer. Den ekonomiska investeringskostnaden för en enklare fackla och Stirling kan likställas. Stirling kommer utöver att bränna gasen bidra med att driva anläggningen genom att producera elektricitet och värme. Om alternativet i en deponis senare driftfas står mellan en stirlingmotor och en fackla ger de två tekniklösningarna samma resultat när det kommer till emissioner efter förbränningen, medan stirlingtekniken dessutom producerar något som är av värde för verksamheten och kan göra detta under flera år. Rönneholm, som befann sig i en fas med relativt små gasflöden när de installerade Stirlingmotorerna, har systemet en återbetalningstid på 10-15 år. En fackla har aldrig möjlighet att återbetala den investering som gjorts. Därmed är en satsning på stirlingtekniken en god affär, ur ett

ekonomiskt- såväl som ett miljöperspektiv. Om motorn har en livslängd på 25 år kommer den kunna producera en ren intäkt för anläggningen under cirka hälften av perioden efter det att motorn är återbetald. Kostnader som uppstår under driften antas vara desamma för de olika systemen då de båda förutsätter ett utbyggt gasinsamlingsystem som medför liknande typ av underhåll och kostnader.

En fråga som uppstår vid varje anläggning som har någon form av motor är vad man ska göra med den värme som produceras. På Rönneholm används värmen som stirlingmotorerna alstrar till att värma upp en processhall och en lakvattendamm. På Yggeset används värmen till att hålla ett återvinningsupplag fritt från snö och is. Vid både Albäck och Måsalycke används värme till lokaler på anläggningen. Värmen kan användas mer eller mindre effektivt. Om ambitionen är att nyttja värmen i en aktiv process på deponin likt vad man gör på Rönneholm bör systemet omarbetas och förbättras. Att värma upp en processhall ger minimal effekt på temperaturen i lokalen på grund av hallens storlek. Samma princip gäller för lakvattendammen. Volymen vatten är för stor för att erhålla någon större temperaturhöjning som hade varit viktig om säsongen för en aktiv biologisk process skulle förlängts. Om värmen istället riktas mot ett steg i lakvattenreningen där mängden lakvatten är mindre hade högre temperaturer kunnat uppnås. Värme i ett aktivt reningssteg hade bidragit med ökad biologisk och kemisk aktivitet och därigenom bidragit med en bättre reningsprocess.

Deponigasens bidrag till det svenska energisystemet är väldigt lågt ur ett nationellt perspektiv och förväntas minska då inget tillskott av biologiskt nedbrytbart material sker. Idag nyttjas gasen främst till att utvinna värme. Då metanutsläppen från deponier står för omkring 30 % av de totala metanutsläppen i Sverige finns ett stort behov att omhänderta gasen (Bernes, 2007). Någon form av åtgärd bör sättas in mot att minimera de metanutsläpp som sker från deponiverksamheter. För att på så sätt minska de totala nationella utsläppen vilket det finns ett stort intresse av. Val om åtgärd måste anpassas för varje specifik anläggning. Val av åtgärd är beroende av vilka gasmängder och metanhalter som förekommer.

Deponier bör behandlas så långt det är möjligt. I dessa tankegångar passar stirlingtekniken bra in. Stirlingtekniken är en åtgärd som minskar klimateffekten samtidigt som processen kan erhålla ett värde genom elektricitet och värme som dessutom kan bidra med att förbättra andra reningsprocesser av deponin. I framtiden när stirlingtekniken når sin gräns för att bränna gasen till följd av alltför låga gasmängder samt metanhalter kan en luftningsåtgärd appliceras på deponierna. Processen innebär att syre trycks ner i deponin genom gassystemet. Genom aerob stabilisering (luftning) strävar man efter att bryta ner det organiska materialet som fortfarande finns kvar under en mer intensiv tidsperiod. Kvar blir en stabil utrotad deponi, utan produktion av deponigas. Problemet som föregående generationer skapade i form av deponier som har en efterbehandlingstid över hundratals år kan avskrivas.

6. Slutsats

- Metanhalter och gasmängder från nedlagda deponier bedöms minska i framtiden. Därmed krävs nya tekniker för att tillgodogöra sig gasens energiinnehåll.
- Stirlingmotorerna på Rönneholm har drivits med gas av låg kvalitet och mindre gasmängder. Gasmängder runt 100 000 m³/år med en metandel på i genomsnitt 30 % utgör inget hinder för att driva de två motorerna.
- Stirlingtekniken kan ersätta facklan. Utsläppen från förbränningen är desamma, men med stirlingmotorerna erhålls en klimatnytta då elektrisk- och värmeenergi kan utvinnas.
- För Rönneholm beräknas återbetalningstiden för investeringen till 10-15 år under nuvarande förhållanden. Facklan som är ett möjligt driftalternativ innebär enbart utgifter.
- Enligt modellen för Rönneholms biocell kan de förväntade gasmängderna som cellen producerar driva stirlingtekniken minst de kommande 15 åren om biocellens gasproduktion aktiveras.

Vidare studier bör undersöka vilken som är stirlingtekniken understa gräns vad gäller gasmängd och metanhalt. Genom att identifiera den gränsen kan mer exakta beräkningar genomföras kring systemets livslängd. Detta gäller även för gasmotorn, att ha den kunskapen hade möjliggjort en bedömning kring när en övergång till en annan teknik är befogad. På Rönneholm bör ytterligare studier undersöka hur situationen ser ut för biocellen och ta reda på varför den inte ger den gas som kan förväntas. Om biocellens gasproduktion aktiveras kan modelleringen som denna studie utfört fungera som jämförelse värden för att kunna göra bedömningar kring framtida utveckling för gaskällan.

Tack

Jag vill tacka följande personer:

Håkan Rosqvist, min handledare på Tyréns som hjälpt till med att hitta ett lämpligt arbete samt för kloka kommentarer och tips under arbetes gång.

Håkan Wallander, min handledare vid Lunds Universitet för kommentarer och synpunkter som förbättrat arbetet.

Christian Sahlin, på Cleanergy för ett bra samarbete och för svar på alla mina frågor.

Magnus Lindsjö, på Tyréns ska ha ett speciellt tack för att ha bistått med kunskap kring modellering.

Peter Flyhammar, vid SGI som gav ett viktigt bidrag angående vad avfallsbranschen efterfrågar samt aktuella projekt inom verksamhetsområdet.

Bengt Svensson och Martin Svensson vid Rönneholm samt Per Leander på Albäck, för ert intresse kring arbetets fortskridande och svar på centrala frågor.

Alla på ”geo- och miljöavdelningen”, på Tyréns som varit min arbetsplats under arbetet.

Johan Sandström, som genomförde sitt examensarbete på avdelningen samt inom samma område. Tack för alla tankar och idéer som vi bollat med varandra under arbetets gång.

Litteraturförteckning

- Alm, A., 2008. *Hälsovårdsnämnden i Uppsala 1875-1907 - arbetet med ett modernt sanitärt system*. Magisteruppsats. Uppsala universitet.
- Andréasson, U., 1998. Renhållning på liv och död. *Populär Historia*, March.
- Asker Kommune, 2014a. *Strømproduksjon av deponigass*. [Online] Available at: <https://www.asker.kommune.no/Bolig-og-eiendom/Avfall-og-gjenvinning/Yggeset-avfallspark/Stromproduksjon-av-deponigass/> [Accessed 27 Oktober 2015].
- Asker Kommune, 2014b. *Fakta om Deponigass – energiutnyttelse med stirlingmotor*. [Online] Available at: <https://www.asker.kommune.no/Bolig-og-eiendom/Avfall-og-gjenvinning/Yggeset-avfallspark/Stromproduksjon-av-deponigass/Deponigass/> [Accessed 27 October 2015].
- Avfall Sverige, 2012. *Avfall Sveriges Deponihandbok: Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering*. Rapport D2012:02. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige, 2014. *Förstudie, Deponiers bidrag till växthusgasutsläpp i ett nationellt perspektiv och potentiella skyddsåtgärder*. Rapport D2014:02. Avfall Sverige.
- Avfall Sverige, 2015. *Avfall Sverige*. [Online] (Uppdaterat 2013-06-30) Available at: <http://www.avfallsverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/hushaallsavfall-behandlad-maengd/> [Accessed 17 September 2015].
- Avfall Sverige, 2015. *Avfall Sverige*. [Online] Available at: <http://www.avfallsverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/hushaallsavfall-behandlad-maengd/> [Accessed 17 September 2015].
- Avfall Sverige, 2015. *Svensk avfallshantering 2015*. Malmö: Avfall Sverige.
- Barlaz, M.A., 1998. Carbon storage during biodegradation of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(2), pp.373-80.
- Bergman, B., 2009. *Geofysiska analyser (stångslingram, CVES och IP) av lagerföljd och lakvattenrörelser vid Albäcksdeponin, Trelleborg*. Lund: Lunds Universitet. Geologiska institutionen.
- Bergström, S. & Fråne, A., 2011. *Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier - Fallstudier av Filborna, Helsingborg och Albäck, Trelleborg*. Lund: Lunds Universitet. Institutionen för Teknik och Samhälle.
- Bernes, C., 2007. *En ännu varme värld - Växthuseffekten och klimatets förändringar*. 20th ed. Stockholm: Naturvårdsverket.
- BiPRO, 2012. *Screening of waste management performance of EU Member*. Report prepared for the European Commission. Report submitted under the EC project "Support to Member States in improving waste management based on assessment of Member States' performance", DG ENV.

- Bjerg, B., 2011. *Metodik för att förhindra metanemissioner från avfallsdeponier, tillämpad vid Albäcksdeponin, Trelleborg*. Lund: Lunds Universitet. Geologiska institutionen.
- Björngreen, M., 1996. *Kontrollprogram vid avfallsupplag - en utvärdering*. Examensarbete. Lund: Lunds Universitet Geologiska Institutionen.
- Bozkurt, S., Moreno, L. & Neretnieks, I., 1999. Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *The Science of the total Environment*, 228, pp.135-152.
- Bozkurt, S., Moreno, L. & Neretnieks, I., 2000. Long-term processes in waste deposits. *The Science of the Total Environment*, 250, pp.101-21.
- Cleanergy, 2014. *Gasbox for landfills*. Technical specification, Gasbox Landfill CHP. Cleanergy AB.
- Cleanergy, 2012. *Instructions for Use (Instruktionsmanual)*. Internt Dokument. Cleanergy AB.
- Cleanergy, 2015a. *About Cleanergy*. [Online] Available at: <http://cleanergy.com/about/#overview> [Accessed 9 November 2015].
- Cleanergy, 2015b. *Cleanergy CHP-systems*. [Online] Available at: <http://cleanergy.com/solutions/#chp-systems> [Accessed 3 November 2015].
- De La Cruz, F.B. & Barlaz, M., 2010. Estimation of Waste Component-Specific Landfill Decay Rates Using Laboratory-Scale Decomposition Data. *Environ. Sci. Technol.*, 44, pp.4722-28.
- Domeij, L., Vukicevic, S., Meijer, J.-E. & Lagerkvist, A., 2004. *Utvärdering av hushållens källsortering i sex kommuner: Resultat från plockanalyser vid olika insamlings- och sorteringsystem för hushållsavfall*. Stiftelsen Svenskt Kretslopp LTU 2004. Luleå: Luleå University of Technology Div. of Waste Science & Technology Department of Civil and Environmental Engineering.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N. & Leckie, J.O., 1997. Environmental Impacts of solid waste landfilling. *J. Env. Manag*, 50, pp.1-25.
- Environment Agency UK, 2002. *Guidance on Landfill Gas Flaring*. Environment Agency & Scottish Environment Protection Agency.
- Eon, 2015. *Har du normal elförbrukning?* [Online] Available at: <http://www.eon.se/privatkund/Energieffektivisering/energiradgivning/normal-elforbrukning/> [Accessed 25 November 2015].
- Farquhar, G.J. & Rovers, F.A., 1973. *Gas Production During Refusede Composition*. Waterloo: Department of Civil Engineering, University of Waterloo, Ontario, Canada.
- Frichs, 2015. *Frichs CHP 60kWe*. [Online] Available at: <http://www.frichs.com/Frichs-CHP.40/Frichs-CHP-60kWe.30.aspx> [Accessed 9 November 2015].
- Global Methane Initiative, 2011. *Landfill Methane: Reducing Emissions, Advancing Recovery and Use Opportunities*.
- Haraldsson, M., 2004. *Återställande av deponi - när långsiktig ekonomisk planering ställs på sin spets*. Rapport Nr 145. Renhållningsverksförningen Svenska Kommunförbund VA-forsk och Institutet för Ekonomisk Forskning vid Lunds Universitet.

- IPCC, 1996. *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (Volume 3)*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Cambridge University Press.
- Kristoffersson, K. & Hallberg, T., 2012. *Revisions PM angående granskning av pågående och avslutade deponier ur miljösynpunkt*. Lekmannarevisionen för Mellanskånes Renhållnings AB. Ernst & Young AB.
- Lagerkvist, A., ed., 2003. *Landfill technology*. 10th ed. Luleå: Teknisk rapport / Luleå tekniska universitet.
- Leander, P., 2015. *Planeringsingenjör*. Muntlig kommunikation, 28 Oktober 2015. Trelleborg.
- Meadows, M., 1996. Estimating landfill methane emissions. *Energy Convers. Mgmt*, Vol. 37, pp.1099-104.
- MERAB, 2008. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2007*. Miljörapport. Eslöv: MERAB.
- MERAB, 2009. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2008*. Miljörapport. Eslöv: MERAB.
- MERAB, 2011. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2010*. Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning(1285-60-001) år: 2010 version: 1. Eslöv: MERAB.
- MERAB, 2011. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2010*. Miljörapport. Eslöv: MERAB.
- MERAB, 2013. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2012*. Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning(1285-60-001) år: 2012 version: 1. Eslöv: MERAB.
- MERAB, 2013. *Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning 2012*. Miljörapport. Eslöv: MERAB.
- MERAB, 2013. *Miljörapport Rönneholms avfallsanläggning 2012*. Miljörapport. Eslöv: MERAB.
- MERAB, 2015. *Om oss: Historia*. [Online] Available at: <https://www.merab.se/Omoss-Historia> [Accessed 14 Oktober 2015].
- MERAB, 2015. *Rönneholms avfallsanläggning 2014*. Miljörapport för Rönneholms avfallsanläggning(1285-60-001) år: 2014 version: 1. Eslöv: MERAB.
- Miljömål, 2016. *Miljömål.se - den svenska miljömålsportalen*. [Online] (Sidan senast uppdaterad 2015-05-04) Available at: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/1-Begransad-klimatpaverkan/> [Accessed 15 Januari 2016].

- Naturvårdsverket, 2004. *Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall; NFS 2004:4*. Naturvårdsverkets författningssamling. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2015. *National Inventory Report Sweden 2015: Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2013 Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nilsson, T., 1997. *Mikroökraftvärmeverk med stirlingmotor*. Rapport SGC 080. Lund: Lunds Tekniska Högskola.
- Nilsson, P., Åkesson, M. & Bramryd, T., 1994. *Optimerad metangasutvinning genom styrd avfallsuppläggning: Lägesrapport 4 SYSAV, Spillepeng*. RVF publikation nr 94:7. Malmö: RVF NUTEK, Närings- och teknikutvecklingsverket.
- Oonk, H., 2010. *Literature Review: Methane from landfills. Methods to quantify generation, oxidation and emission*. Final report. Apeldoorn: Sustainable Landfill Foundation Oonkey!
- Oonk, H. & Boom, T., 1995. Validation of landfill gas formation models. In S. Zwerver et al., eds. *Climate Change Research: Evaluation and Policy Implications*. Apeldoorn: Elsevier Science B.V. pp.597-602.
- Rajaram, V., Siddiqui, F.Z. & Khan, M.E., 2012. *From landfill gas to energy [Elektronisk resurs]: technologies and challenges*. Boca Raton: CRC Press.
- Ramböll, 2011. *Risiklassning av nedlagda deponier, Risiklassning enligt MIFO fas 1*. Uppdragsnummer 61150935759. Stockholm: Ramböll Sverige AB SÖRAB.
- Rihm, T., 2011. *Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och risiklassning av gamla deponier -Lakvatten och deponigas*. SGI Publikation 14. Linköping: Statens Geotekniska Institut.
- Rosqvist, H., 2013. *PM - Fältmätning med laserinstrument för att spåra eventuellt metanläckage vid biocellen på Rönneholmanläggningen*. PM Biocell. Klägerup: Rosqvist Resurs.
- Rosqvist, H., 2015. *Deponiverksamhet*. Samtal om deponiverksamhet 8 oktober 2015. Malmö: Avdelningschef Tibal, Tyréns.
- RVF, 1997. *50 år i svensk renhållning*. Jubileumstidsskrift. Malmö: Svenska Renhållningsverksföreningen RVF.
- RVF, 2004. *Teknik för mätning av metan från avfallsupplag i Sverige*. RVF Utveckling 2004:05. Malmö.
- Sahlin, C., 2015. *Business Development Manager*. Mailkorrespondens. 30 November 2015.
- Scharff, H. & Jacobs, J., 2006. Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*, 26 , pp.417–29.
- Scheutz, C. et al., 2009. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management & Research: The Journal of the International Solid Wastes & Public Cleansing Association*, 27(5), pp.409-55.
- Serti, S. & Rosqvist, H., 2013. *Handbok för deponigas*. Malmö: Avfall Sverige Utveckling.

- SGC, 2009. *Detektering och kvantifiering av metangasläckage från deponier*. Rapport SGC 203. Svenskt gastekniskt center.
- Sjöström, A. & Dehman Hammarstrand, K., 2010. *Mesolitiska lämningar i Rönneholms mosse*. Arkeologisk förundersökning. Lunds universitet. Nr 3.
- Statens energimyndighet, 2010. *Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi - Slutrapport*. ER 2010:23. Statens energimyndighet.
- Svemar, H., 2015. *Strategier för framtida användning av deponigas på Måsalycke*. Examensarbete på Civilingenjörsnivå. Lund: Lunds Universitet - Lunds Tekniska Högskola Institutionen för Energivetenskaper.
- Svensson, B., 2015a. *VD MERAB*. Muntlig kommunikation, 8 Oktober 2015. Eslöv.
- Svensson, M., 2015b. *Driftekniker*. Muntlig kommunikation, 21 Oktober 2015. Stehag.
- SYSAV, 2008. *Miljörapport för Trelleborgs avfallsanläggning för år 2007*. Miljörapport. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2009. *Miljörapport för Trelleborgs avfallsanläggning för år 2008*. Miljörapport. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2010. *Miljörapport för Trelleborgs avfallsanläggning för år 2009*. Miljörapport. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2011. *Miljörapport Måsalycke avfallsanläggning*. Miljörapport. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2011. *Miljörapport Trelleborgs Avfallsanläggning 2010*. Miljörapport. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2012. *Miljörapport för år 2011, Måsalycke Avfallsanläggning*. Miljörapport. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2012. *Miljörapport för år 2011, Trelleborgs Avfallsanläggning*. Miljörapport. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2013. *Miljörapport för år 2012, Måsalycke Avfallsanläggning*. Miljörapport Sysavs ärendenr 7/13. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2013. *Miljörapport för år 2012, Trelleborgs Avfallsanläggning*. Miljörapport Sysavs ärendenr 8/13. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2014. *Miljörapport för år 2013, Måsalycke Avfallsanläggning*. Miljörapport Sysavs ärendenr 47/14. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2014. *Miljörapport för år 2013, Trelleborgs Avfallsanläggning*. Miljörapport Sysavs ärendenr 46/14. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2015. *Fakta om Sysav*. [Online] Available at: <http://www.sysav.se/Om-oss/Om-foretaget/Fakta-om-Sysav/> [Accessed 14 Oktober 2015].
- SYSAV, 2015. *Miljörapport för år 2014, Måsalycke Avfallsanläggning*. Miljörapport Sysavs ärendenr 16/15. Malmö: SYSAV.
- SYSAV, 2015. *Trelleborgs Avfallsanläggning Miljörapport för år 2014*. Sysavs ärendenr 20/15. SYSAV.

- Trelleborgs kommun, 2010. *Avfallsplan 2011-2015 för Trelleborgs kommun*.
- Trelleborgs kommun, 2014. *Trelleborgs kommun*. [Online] Available at: <http://www.trelleborg.se/sv/bygga-bo-miljo/parker-och-natur/parker-och-gronomraden/albacksskogen/> [Accessed 24 September 2015].
- US-EPA, 2001. *Landfills, Volume III: Chapter 15*. Emission Inventory Improvement Program.
- US-EPA, 2005. *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide*. EPA-600/R-05/047. United States Environmental Protection Agency.
- van Praagh, M. & Strickland, Å., 2015. *PM MERAB Lakvattenstrategi*. Malmö: SWECO Uppdragsnummer 1270300000.
- Wang, Y. & Pelkonen, M., 2009. Impacts of temperature and liquid/solid ratio on anaerobic degradation of municipal solid waste: an emission investigation of landfill simulation reactors. *J Mater Cycles Waste Manag*, 11, pp.312–20.
- Wang, Y., Pelkonen, M. & Kaila, J., 2012. Effects of Temperature on the Long-Term Behaviour of Waste Degradation, Emissions and Post-Closure Management Based on Landfill Simulators. *The Open Waste Management Journal*, 5, pp.19-27.
- Wetterberg, O., 2004. Sopsortering med bumerangeffekt. In B. Johansson, ed. *Sopor hit och dit - På vinst och förlust*. Stockholm: Forskningsrådet Formas. p.221.
- Vik, C., 2015. *Säkerhetsrådgivare transport farligt gods*. Mailkorrespondens. Yggeset avfallspark, Asker kommune, Norge: 8 December 2015.
- Zetterfeldt, T., 2015. *CEO Biogas Systems AB*. Mailkorrespondens. 8 December 2015.
- ÅF, 2002. *Utredning av biocellen vid Rönneholms Avfallsupptag*. Ordernr: 603606/BNr. Malmö: Dotterbolag till börsnoterade AB Ångpanneföreningen ÅF-Processdesign AB.
- Östman, M., 2008. ISSN 1652-6880 *Ageing Landfills – Development and Processes*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund